

174  
2ej.



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO**  
**FACULTAD DE CIENCIAS**

**ABUNDANCIA Y DISTRIBUCION DE COPEPODOS MEIOBENTONICOS  
INTERMAREALES EN LA LAGUNA ENSENADA  
DEL PABELLON, SINALOA.**

**T E S I S**  
**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:**  
**B I O L O G O**  
**P R E S E N T A:**  
**MARCO ANTONIO MENDOZA LEANDRO**



MEXICO, D. F. **FACULTAD DE CIENCIAS** 1994  
**SECRETARIA ESCOLAR**

**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 está 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.



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AVENIDA DE  
MEXICO

**M. EN C. VIRGINIA ABRIN BATULE**

Jefe de la División de Estudios Profesionales

Facultad de Ciencias

Presente

Los abajo firmantes, comunicamos a Usted, que habiendo revisado el trabajo de Tesis que realiz(ó)ron el pasante(s) Marco Antonio Mendoza Leandro

con número de cuenta 8424016-9 con el Título: abundancia y distribución de copépodos meiobentónicos intermareales en la Laguna Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Otorgamos nuestro **Voto Aprobatorio** y consideramos que a la brevedad deberá presentar su Examen Profesional para obtener el título de Biólogo

GRADO	NOMBRE(S)	APELLIDOS COMPLETOS	FIRMA
Dr.	Samuel Gómez Aguirre		
Director de Tesis			
Dr.	Virgilio Arenas Fuentes		
M. en C.	Jorge Luis Hernández Aquilera		
M. en C.	Guadalupe Valenzuela López		
Suplente			
M. en C.	Samuel Enrique Gómez Noguera		
Suplente			

**El presente trabajo se realizó bajo la dirección del Dr. Samuel Gómez-Aguirre y el M. en C. Samuel E. Gómez-Noguera, en el Laboratorio de Hidrobiología del Instituto de Biología, de la Universidad Nacional Autónoma de México.**

## **AGRADECIMIENTOS.**

Agradezco a las autoridades del Departamento de Zoología del Instituto de Biología UNAM, por las facilidades otorgadas para hacer posible la presente investigación.

Al Dr. Samuel Gómez-Aguirre el haber abierto las puertas de su laboratorio para la realización del presente trabajo.

A los asesores:

Dr. Samuel Gómez-Aguirre.

Dr. Virgilio Arenas Fuentes.

M. en C. Jorge Luis Hernández Aguilera.

M. en C. Guadalupe Valenzuela López.

M. en C. Samuel Enrique Gómez-Noguera.

Por sus comentarios y consejos.

A mis amigos:

Biol. David Guillermo Pérez Ishiwara.

Biol. Rafael Paz Rodríguez.

Biol. María del Consuelo Gómez García.

A la M. en C. Guadalupe Valenzuela López por su amistad y apoyo incondicional.

Al M. en C. Aurelio Ramírez Bautista por su amistad.

Al Biol. Esteban Cruz Alba por su ayuda en el ordenamiento de los datos.

A la memoria de mi padre, el Sr. Antonio Mendoza Brito.

A mi madre, la Sra. Virginia Leandro V. de Mendoza, por su gran valentía ante la vida y sus enormes esfuerzos para salir adelante.

A Dios, por darme fuerza en los momentos de flaqueza.

A mis hermanos:

María de la Luz, María Antonieta, Jorge Alberto y Nestor.

Por todo lo que hemos compartido juntos.

A mis sobrinas:

Melissa Itzel y Andrea

A mi tía Francisca Hernández García, por su gran ejemplo de fortaleza.

A la familia Vázquez Amezcua por todas sus atenciones, cariño y comprensión.

A la Urb. Gabriela Vázquez Amezcua y el Arq. Benjamín Salas Obregón, por su amistad y asesoría en equipo de cómputo.

A la D. I. Tania Vázquez Amezcua, por el todo el amor, apoyo y cariño que me ha brindado en esta etapa que hemos compartido juntos, y por todo lo que representa en mi vida. Gracias.

## RESUMEN

En el contexto de un estudio para el conocimiento de la fauna del melobentos intermareal de la Laguna Ensenada del Pabellón, Sinaloa, se analizó la influencia de distintos ambientes sobre la densidad y distribución de los copépodos melobentónicos intermareales. Se realizaron cuatro muestreos en una red de 15 localidades en el periodo comprendido entre abril de 1991 y marzo de 1992. Se tomaron muestras por triplicado del sedimento de 9 cm de profundidad en la zona intermareal, con nucleadores de 3 cm de diámetro y capacidad de 60 cc. Cada núcleo se fraccionó en tres partes de 20 cc, que correspondieron a los estratos superior, medio e inferior del sedimento (0-3, 3-6 y 6-9 cm de profundidad, respectivamente). Además se realizaron determinaciones de salinidad y temperatura en la columna de agua. Se colectó un total de 2593 copépodos, que representan una densidad media de 4.2 copépodos / 10 cc durante el ciclo muestreado. Se observó una estratificación vertical registrando el 67.12% de los copépodos en la porción superior del sedimento, el 22.89% en la porción media y el restante 9.98% en la inferior en sedimentos de tipo arenoso, mientras que en sedimentos lodosos se presentó el 83.94% en la porción superior, el 8.94% en la porción media y el 7.11% en la inferior. Las mayores densidades de copépodos (13.7, 16.0, y 16.4 / 10 cc) se observaron en localidades cercanas a la desembocadura del Río Culiacán y de los drenes agroindustriales, debido a la alta concentración de materia orgánica observada en dichas áreas y al tipo de sedimento (lodos).

## INDICE.

I. Introducción	.....	1
II. Antecedentes	.....	6
III. Objetivos	.....	7
IV. Area de estudio	.....	8
V. Material y método	.....	12
VI. Resultados	.....	16
VII. Discusión	.....	24
VIII. Conclusiones	.....	31
IX. Literatura Citada	.....	38



## I. INTRODUCCION.

La República Mexicana cuenta con más de 10,000 km de litoral, en el cuál están incluídas más de 130 lagunas costeras, que comprenden en conjunto unos 12,555 km<sup>2</sup> de superficie, y representan del 30 al 35% de la zona costera de México (Contreras, 1985).

Las lagunas costeras conforman ecosistemas con una alta productividad, ya que generalmente cuentan con una abundante concentración de nutrientes y un aporte contínuo de agua dulce proveniente de varias vías; unido a los procesos ecológicos fundamentales en estos sistemas, la energía disponible es mayor comparada con la de otros sistemas acuáticos, la cual se manifiesta principalmente en la presencia de una biota local abundante, una notable pérdida de materia y energía por exportación a la zona costera adyacente; debido al intercambio mareal, y una pérdida por la retención de formas nutritivas y materia orgánica en los sedimentos. La abundante biota local es el motivo fundamental, de que, en su mayor parte, las pesquerías locales y regionales se realicen dentro de sistemas estuarino-lagunares (Contreras, 1985).

Entre las partículas del sedimento de estos sistemas acuáticos, hay una gran variedad de pequeños animales, que reciben el nombre de meiofauna. Dicho término fué introducido y definido en 1942 por Mare en su trabajo acerca del bentos de los sustratos lodosos en Plymouth, Inglaterra (Mare, 1942). Este vocablo se deriva del griego "meio" que significa más pequeño, en relación a la talla mínima de la macrofauna (Higgins y Thiel, 1988). Diversos autores han fijado arbitrariamente intervalos de tallas para delimitar a la meiofauna (McIntyre, 1969; Vitiello y Dinot, 1979; Guzman *et al.*; 1987). Actualmente el intervalo más aceptado es el propuesto por Guzmán *et al.* (1987) quienes reportan que el límite superior de talla está delimitado por el uso de un tamíz con malla de 500  $\mu\text{m}$  y el inferior por uno de 63  $\mu\text{m}$  (Coull, 1988); y definen a la macrofauna

bentónica como aquellos metazoarios entre 500-2000  $\mu\text{m}$  (Levinton, 1982). Además, se ha definido a la meiofauna permanente como aquellas especies que presentan la talla característica de esta categoría durante todo su ciclo de vida (Rotíferos, Nemátodos, Poliquetos, Copépodos, etc.), y a la meiofauna temporal como aquellas especies cuyos estadios inmaduros pertenecen a la comunidad meiobéntica, pero al alcanzar la madurez sexual, adquieren las dimensiones propias de la macrofauna (Higgins y Thiel, 1988).

El estudio de la meiofauna bentónica es importante debido a que dentro de la ecología de un sistema lagunar constituye un eslabón determinante en el flujo energético de la cadena trófica, por servir de alimento a niveles tróficos superiores (McIntyre, 1969; Coull, 1988), haciendo disponible el detrito a los macroconsumidores (Tenore *et al.* 1977), y ocupando una posición importante en los procesos biodegradativos en sistemas estuarinos (De la Cruz y Vargas, 1987). Además la meiofauna es reconocida por ser un indicador sensitivo de perturbaciones ambientales: por su abundancia, hábitos relativamente estacionarios, corto tiempo generacional y larvas bentónicas asociadas con sedimentos acumuladores de diversos contaminantes, la meiofauna se ocupa en estudios relacionados con calidad ambiental, aunque una limitante a estos estudios es la compleja taxonomía del grupo (Coull, 1988).

La meiofauna presenta una distribución en parches (Vitiello, 1988; Gray y Rieger, 1971; McLachlan, 1978; Thistle, 1978; Findlay, 1981); que puede ser: a) a gran escala (m-km), ocasionada por factores físicos tales como salinidad, exposición a las mareas, granulometría del sedimento, y concentración de oxígeno; y, b) a corta escala (mm-cm), debida a interacciones animal-habitat, tales como zonas de forrajeo (Findlay, 1981).

En los estudios del meio bentos la mayor abundancia de fauna ha sido encontrada generalmente en los 2 cm superficiales del sedimento (Harris, 1972, Coull y Bell, 1979, Ansari, Chatterje y Parulekar, 1984, De la Cruz y Vargas, 1987, Ansari y Parulekar, 1993). Esta estratificación vertical está controlada por la discontinuidad del potencial redox (DPR), la frontera entre los sedimentos aeróbicos y anaeróbicos (Coull, 1988). El factor principal responsable para dichos gradientes verticales es el oxígeno, que determina el potencial redox así como el estado de oxidación. Cuando el potencial redox es menor de +200mV, la densidad de meiofauna decrece notoriamente. La DPR depende de la temperatura, ya que varía en respuesta al grado de exposición en un momento dado, por lo que la desecación juega también un papel importante en la estratificación vertical de la meiofauna. La DPR es más superficial conforme la temperatura aumenta debido a que bajo períodos prolongados de exposición, la materia orgánica se descompone, y consume el oxígeno de las capas superiores (McLachlan, 1978). Los copépodos harpacticoides son el taxón meio bentónico más sensible al decremento del oxígeno, y generalmente están confinados a sedimentos óxicos (Wieser *et al.*, 1974).

Se han descrito más de 7500 especies de copépodos (Barnes, 1984), y de estas unas 3300 se encuentran comprendidas en el Orden Harpacticoida (la mayoría de especies de copépodos meio bentónicos pertenecen a este Orden; Wells, 1988). Las investigaciones sobre ellos abarcan una gran diversidad de disciplinas, entre las cuales destacan dentro del área de la meiofauna las revisiones de McIntyre (1969), Coull y Bell (1979) y Hicks y Coull (1983) referentes a la ecología de los copépodos meio bentónicos; los trabajos sobre ciclos de abundancia estacional de Coull (1969), Emberton (1981), Rudnick *et al.* (1985); las investigaciones de Gray (1974) y Dale (1974) sobre la relación de

la meiofauna con el tamaño de las partículas de sedimento, y el empleo potencial de la meiofauna en el monitoreo de calidad ambiental (Gray y Ventilla, 1971; Coull *et al.* 1981; Rafaelli, 1981; Rafaelli y Mason, 1981; Warwick, 1981; Amjad y Gray, 1983 y Lamshead, 1984). Sin embargo, la mayoría de estos estudios han sido realizados en zonas templadas y subtropicales, existiendo pocos trabajos referentes a ambientes tropicales (Ansari y Parulekar, 1993).

En términos de abundancia en el meiobentos, los copépodos ocupan el segundo sitio superados por los nemátodos (Wells, 1988).

En estudios planctológicos se ha observado que estos organismos convierten en tejido animal la mayoría de proteínas, carbohidratos y grasas de los productores primarios (Porrás, 1975), constituyendo la base alimenticia de los consumidores secundarios (Zamora-Sánchez, 1974).

Ensenada del Pabellón, por estudios previos (Izaguirre-Fierro *et al.* 1992, Páez-Osuna *et al.* 1992, 1993a, 1993b, 1993c; Gómez-Aguirre 1993, com. pers.) plantea interesantes problemas de biología, ecología y contaminación por lo que se considera muy importante un estudio cuali y cuantitativo de la meiofauna intermareal con el fin de caracterizar los distintos ambientes de este sistema lagunar.

El presente estudio forma parte de un proyecto multidisciplinario iniciado por el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y el Instituto de Biología, UNAM (Arenas-Fuentes y Flores-Verdugo, 1990), para el conocimiento de la ecología y productividad de los ecosistemas estuarinos del Noroeste de México.

Constituye un análisis particular sobre la fauna de los copépodos del proyecto de estudio del meiobentos de Gómez-Noguera (1993) en Ensenada del Pabellón, Sinaloa, para reconocer en primera instancia sus valores de abundancia y distribución en el espacio y su variación temporal en un ciclo anual, que a su vez

nos permita reconocer su importancia, diversidad y comportamiento para la justificación de futuros estudios especiales, como taxonomía, ciclos biológicos y ecología, entre otros.

## II. ANTECEDENTES.

Los estudios sobre la biología del Sistema Lagunar Altata - Ensenada del Pabellón se originaron principalmente debido a que desde hace muchos años se llevan a cabo importantes pesquerías en la zona, por lo cual en los años 1969-1970 el Departamento de Ingeniería Hidráulica Pesquera de la Secretaría de Industria y Comercio (Anónimo) estudió la dinámica física del sistema, y realizó un levantamiento batimétrico de la Bahía de Altata y Ensenada del Pabellón; La Universidad Autónoma de Sinaloa efectuó en 1971-1972 estudios ecológicos e hidrográficos; Peraza-Vizcarra en 1973 caracterizó al sistema de acuerdo a la distribución de los sedimentos y monitoreó la salinidad y temperatura del sistema; González-Farías *et al.* (1988) detectaron plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos en Ensenada del Pabellón-Altata y las lagunas Caimanero, Bataoto y Chiricahueto; Conde-Gómez (1991) realizó estudios de análisis hidrológico y de contaminación en este sistema; Gutierrez-Estrada y Galaviz-Solis (1991) estudiaron la geomorfología de la zona; Izaguirre-Fierro *et al.* (1992) detectaron metales pesados en peces; Paez-Osuna *et al.* (1992, 1993a, 1993b, 1993c) analizaron contenidos de carbono y fósforo en los sedimentos, así como contenido de metales pesados en moluscos bivalvos; y referente a la fauna de invertebrados en el sistema, Hendrickx y Salgado-Barragán (1992) han trabajado con macrocrustáceos; Gómez-Aguirre y Gómez-Noguera (1992) evaluaron la comunidad planctónica de Ensenada del Pabellón; Gómez-Noguera (1992a, 1992b, 1993) relacionó la distribución de la meiofauna con nitrógeno y carbono. Mendoza-Leandro y Gómez-Noguera presentaron resultados referentes a la meiofauna de éste sistema en el X Congreso Nacional de Zoología (1993).

### **III. OBJETIVOS.**

#### **Objetivo general.**

Estimar la abundancia y distribución espacial, reconociendo la variación anual, de los copépodos meiobentónicos (Crustacea: Copepoda) en Ensenada del Pabellón Sinaloa.

#### **Objetivos particulares.**

a) Estimar la densidad de población de los copépodos meiobentónicos, en los diferentes ambientes de Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

b) Analizar la distribución horizontal de esta fauna.

c) Relacionar la estratificación vertical de los copépodos meiobentónicos con los parámetros abióticos: tipo de sedimento, temperatura y salinidad.

d) Reconocer la variación temporal de esta fauna en un ciclo anual (1991/92).

#### IV. AREA DE ESTUDIO.

La Bahía de Altata y Ensenada del Pabellón se localiza en la costa norte del Estado de Sinaloa, situada a 50 Km al suroeste de la ciudad de Culiacán, entre los 24° 19' y 24° 32' de latitud norte y los 107° 28' y 107° 57' de longitud oeste (figura 1).

Es un sistema semicerrado de aproximadamente 354 Km<sup>2</sup> correspondiendo 76 Km<sup>2</sup> a la Bahía de Altata y 278 Km<sup>2</sup> a Ensenada del Pabellón (Anónimo, 1969-1970).

Este sistema presenta profundidades de 13 m en la Laguna Altata y 15 m en Ensenada del Pabellón, con valores medios de 5 y 8 m respectivamente (Peraza-Vizcarra, 1973; Gutierrez-Estrada y Galavís-Solís, 1991).

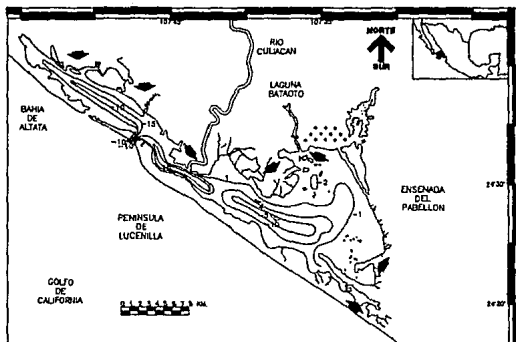


Figura 1. Localización del área de estudio, mostrando batimetría en isobatas (Peraza-Vizcarra, 1973); zona de drenes agroindustriales con asteriscos y principales áreas de manglar indicadas con flechas (Arenas-Fuentes y Flores-Verdugo, 1990).



La barra de arena que separa a la Ensenada del Pabellón del mar, denominada Península de Lucenilla, tiene una longitud de 38 Km y una anchura media de 2 Km. La comunicación con el mar se realiza a través de la boca de La Tonina, situada entre ambas lagunas, con profundidad variable, generalmente menor de 20 m; cercana a esta boca se encuentra la desembocadura del Río Culiacán, el cual fluye durante todo el año (Peraza-Vizcarra, 1973).

Al sureste de Ensenada del Pabellón se encuentra la Península de Las Arenitas con la población del mismo nombre y al noreste se encuentra la localidad de Las Puentes. Se presenta un canal de navegación principal que corre paralelo a la Península Lucenilla cuya profundidad oscila entre 4 y 10 m. En el interior de Ensenada del Pabellón se encuentran varias islas pequeñas o mogotes, cubiertos de manglar (Salgado-Barragán, 1993).

El clima de la región es semi-árido, de tipo BW(h')w(e) (García, 1973), cálido, seco, con lluvias de junio a octubre y temperatura media anual sobre los 22°C, los vientos dominantes en el verano proceden del sureste y durante el resto del año son del noroeste (Gutierrez-Estrada y Galavís-Solis, 1991).

En este sistema se presenta un marcado gradiente de salinidad, encontrándose los valores más altos en la boca La Tonina (mayores de 30 o/oo) y las salinidades más bajas (menores de 12 o/oo) en la porción noreste, zona en que se se aprecia la enorme influencia de los drenes agrícolas que descargan en la región norte de Ensenada del Pabellón.

El sistema lagunar presenta cuatro grupos texturales de sedimentos (figura 2):

Sustrato 1. Arena media a arena fina muy bien a moderadamente bien clasificada. Se encuentran distribuidas generalmente en la boca La Tonina y en las zonas adyacentes a ésta.

Sustrato 2. Arenas muy finas moderadamente a muy pobremente clasificadas. Se encuentran distribuidas en la región de sotavento de la península de Lucenilla.

Sustrato 3. Limos pobremente a muy pobremente clasificados. Se encuentran en la porción central y al norte de Ensenada del Pabellón, que corresponde a aguas muy someras y en las regiones adyacentes a la desembocadura del Río Culiacán.

Sustrato 4. Arcillas pobremente a muy pobremente clasificadas. Ubicadas en uno de los canales de la porción suroeste de Ensenada del Pabellón, frente a la península de las Arenitas. (Peraza-Vizcarra, 1973).

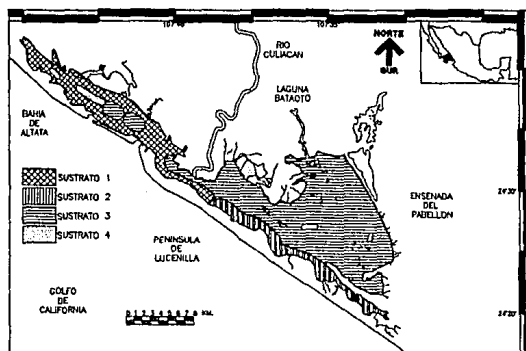


Figura 2. Localización de los distintos tipos de sedimentos en el área de estudio (Peraza-Vizcarra, 1973).

La textura más conspicua de los sedimentos lagunares es lodosa. La mayoría de los materiales son limos arcillosos con porcentajes importantes de arena. Hacia las riberas lagunares son comunes las arcillas limosas y las arcillas arenosas. Las barreras litorales están constituidas por mezclas sedimentarias arenosas de gran homogeneidad textural (Gutierrez-Estrada y Galavís-Solís, 1991).

Ensenada del Pabellón es importante como zona de cría de invertebrados con interés económico, tales como camarón (*Pennaeus* spp.), jaibas (*Callinectes* spp.), y varias especies de bivalvos (*Chione* spp., *Protothaca* spp., *Ostrea* spp. y *Anadara* spp.), que proporcionan importantes ingresos económicos a las poblaciones locales (Salgado-Barragán, 1993).

## V. MATERIAL Y METODO.

### a) Trabajo de Campo.

Se seleccionaron 15 localidades de muestreo (figura 3) en Ensenada del Pabellón, Sinaloa; tratando de abarcar distintas condiciones de sedimento (arenas o lodos), salinidad, vegetación (áreas de manglar) e influencia antropogénica (drenes agroindustriales).

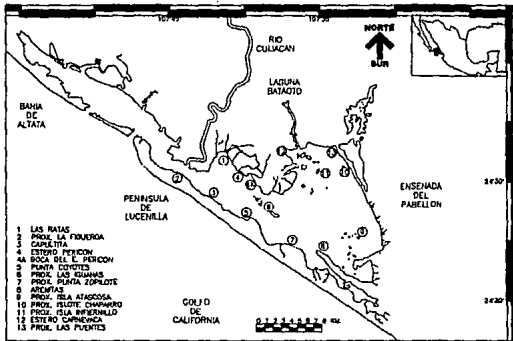


Figura 3. Localización de las localidades de muestreo.

Se realizaron cuatro muestreos entre abril de 1991 y marzo de 1992 durante las pleamares de luna nueva, tomando en cada localidad tres muestras de sedimento, por medio de nucleadores, destinadas a cuantificación faunística. Los nucleadores (figura 4) fueron fabricados a partir de jeringas de plástico (Chandler y Fleeger, 1983) con diámetro de 3 cm, longitud de 9 cm, y capacidad de 60 cc (Gómez-Noguera, 1992a).

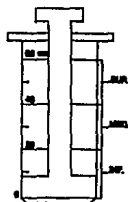


Figura 4. Esquema del nucleador empleado mostrando el criterio de división del sedimento en tres estratos: superior, medio e inferior.

Los muestreos se realizaron a profundidades entre 0.5 y 1.0 m con la técnica descrita en la figura 5.

Se hicieron tres réplicas por localidad, ya que de acuerdo con Elliot 1977 y Baker y Wolff 1987, varias (2-3) muestras de tamaño pequeño proveen una mejor estimación de densidad que un pequeño número de muestras grandes. El núcleo extraído fué dividido en tres secciones iguales, que representan las partes superior, media e inferior del sedimento muestreado. A las muestras se les añadió una solución de alcohol etílico al 70 % con el colorante rosa de bengala, para obtener la fijación y tinción de los organismos vivos y ayudar en su posterior separación del sedimento.

La salinidad de la columna de agua se determinó con un refractómetro graduado de 0 a 60 o/oo  $\pm$  2 o/oo y la temperatura con un termómetro de cubeta graduado de 0 a 50°C  $\pm$  0.1°C.

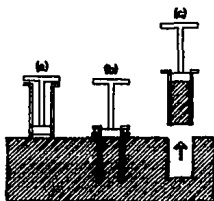


Figura 5. Técnica seguida para el uso de nucleador a manera de pistón. La jeringa del nucleador se coloca sobre el sedimento (a) y la pared del nucleador se empuja hacia abajo (b), la succión del embolo retiene el sedimento mientras el nucleador es retirado (c).

#### b) Trabajo de Laboratorio.

Para el análisis faunístico de las muestras, se procedió a tamizarlas primero en una malla de 475  $\mu$ m y posteriormente en una de 63  $\mu$ m (figura 6). El sedimento retenido en la segunda malla (talla correspondiente a la meiofauna) se revisó bajo el microscopio estereoscópico; colocando porciones del mismo sobre cajas petri y separando los copépodos manualmente del resto de partículas de sedimento para su cuantificación. Los organismos fueron catalogados y almacenados por separado de acuerdo a su estación, fecha, y estratificación.

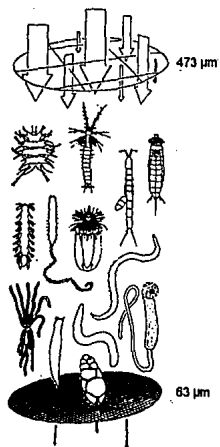


Figura 6. Esquema mostrando el proceso de tamizado llevado a cabo con las muestras para la extracción de los organismos (Tomado de Higgins y Thiel, 1988).

## VI. RESULTADOS.

### ABUNDANCIA Y DISTRIBUCION.

Los resultados obtenidos se concentraron en la tabla 1, y se realizaron varias figuras o histogramas de la abundancia y distribución de los copépodos del meiobentos, cuya descripción se expone a continuación. Para el análisis de los datos obtenidos y la representación gráfica de los mismos, se trabajó con los valores de media aritmética (que es el centro de las observaciones en la muestra; Sokal y Rohlf, 1979), expresando el número de organismos en 10 centímetros cúbicos (cc), en los distintos estratos y estaciones. Se empleó como unidad cc debido a que se está trabajando con un volumen de sedimento conocido (cada nucleador extrae 60 cc), y para este estudio se considera más apropiado que emplear una unidad de superficie.

30 de abril al 2 de mayo de 1991.

Las mayores abundancias ( $\bar{x}$  por estación) se observaron en las localidades 1 y 16, con valores de 13.7 y 12.1 copépodos / 10 cc respectivamente, mientras que en las localidades 4a, 7 y 9 se obtuvieron valores de 0.6, 0.3 y 0.1 copépodos / 10 cc respectivamente (figura 7).

La abundancia de los copépodos fué notablemente mayor en el estrato superior del sedimento, ubicándose en este el 73.2% ; en el estrato medio se obtuvo el 17.5% y el restante 9.1% en el inferior.



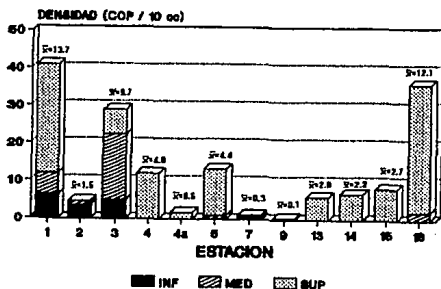


Figura 7. Valores promedio de densidad de copépodos en los distintos estratos del sedimento en Ensenada del Pabellón, Sinaloa, durante abril-mayo de 1991.

23 - 24 de junio de 1991.

Las máximas abundancias se localizaron en las localidades 16 y 12, con 16.0 y 12.4 copépodos / 10 cc, respectivamente, y el mínimo en las localidades 2 y 14, ambas con una densidad de 0.3 copépodos / 10 cc (figura 8).

En cuanto a la estratificación de los copépodos, el 74.9% se presentó en el estrato superior, el 13.2 % en el medio y el 11.8% en el inferior.

3 de enero de 1992.

La mayor abundancia se presentó en la localidad 14, con una densidad de 16.4 copépodos / 10 cc, y la menor en la localidad 4a, con un valor de 0.1 copépodo / 10 cc (figura 9).

Verticalmente los organismos se distribuyeron de la siguiente forma: el 93.4% en el estrato superior, el 3.6% en el estrato medio y el 2.9% en el inferior.

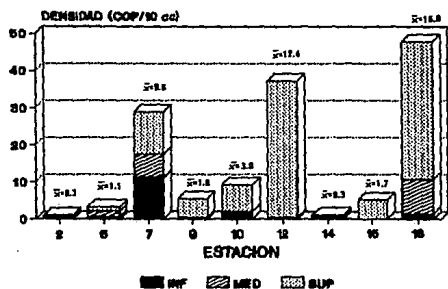


Figura 8. Valores promedio de densidad de copépodos en los distintos estratos del sedimento en Ensenada del Pabellón, Sinaloa, durante junio de 1991.

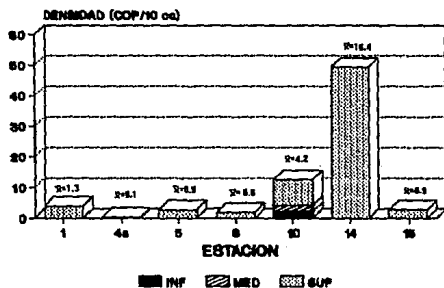


Figura 9. Valores promedio de densidad de copépodos en los distintos estratos del sedimento en Ensenada del Pabellón, Sinaloa, durante enero de 1992.

30 de marzo de 1992.

La máxima abundancia se presentó en la localidad 5, con una densidad de 7.8 copéodos / 10 cc, y la abundancia mínima se ubicó en la localidad 14, con una densidad de 0.05 copéodos / 10 cc (figura 10).

El mayor porcentaje en la estratificación vertical de los copéodos al igual que en los muestreos anteriores se encontró en el estrato superior del sedimento, presentándose ahí el 95.3%, y en el estrato medio el 4.7% restante.

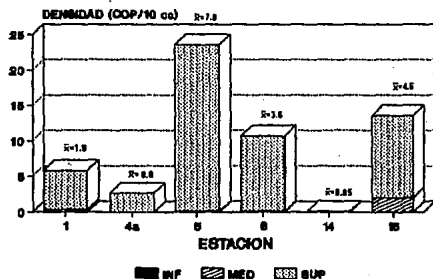


Figura 10. Valores promedio de densidad de copéodos en los distintos estratos del sedimento en Ensenada del Pabellón, Sinaloa, durante marzo de 1992.

Durante los cuatro muestreos fueron extraídos un total de 2593 copéodos, que representaron una densidad media de 4.2 copéodos / 10 cc, obteniéndose los picos de abundancia en junio de 1991 y abril-mayo del mismo año, con densidades promedio de 5.1 y 4.4 copéodos / 10 cc, respectivamente (figura 11).

La densidad de los copéodos mostró amplias fluctuaciones entre muestreo y muestreo, en el rango comprendido entre 0.1-13.7, 0.3-16.0, 0.1-16.4 y 0.05-

7.8 / 10 cc, en abril-mayo 1991, junio 1991, enero 1992 y marzo 1992, respectivamente.

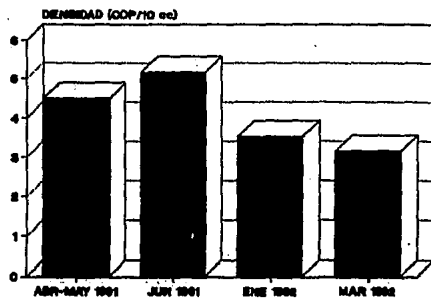


Figura 11. Densidades promedio en los cuatro muestreos realizados entre abril 1991 - marzo 1992 a profundidad de 9 cm.

#### PARAMETROS ABIOTICOS.

Durante el ciclo de abril 1991 a marzo de 1992, se observaron fluctuaciones hidrológicas. Los resultados observados durante dicho ciclo son explicados a continuación.

Los valores observados de temperatura para las distintas localidades en los muestreos realizados se muestran en la figura 12.

En abril-mayo de 1991 la temperatura superficial del agua varió desde un mínimo de 26.0°C en la localidad 3 al máximo de 37.5°C presentado en la localidad 15.

En junio de 1991 la variación fué de 30.0°C como mínima en la localidad 5 al máximo de 35.5°C presentado en la localidad 14.

En enero de 1992 el valor mínimo fué de 20.7°C en la localidad 4a y el máximo de 21.9°C en la localidad 14.

En marzo de 1992 la temperatura mínima se presentó en la localidad 5 con un valor de 23.9°C y las máximas se presentaron en las localidades 4a y 6 con 26.1°C.

La temperatura no presentó relación con la ubicación de las localidades lo cual se debió a que este parámetro está asociado a otros factores propios del cuerpo de agua como profundidad o presencia de vientos más que a la distancia a la boca o tipo de sustrato.

La distribución geográfica de la meiofauna ha sido parcialmente adjudicada a efectos de la temperatura. Las poblaciones ajustan su posición en los sedimentos en respuesta a los niveles de temperatura prevaletentes. De esta manera, la meiofauna de zonas intermareales tiene amplios límites de tolerancia a la temperatura, mostrando picos de densidad en los primeros centímetros del sedimento, donde las temperaturas son más variables (Kennish, 1990).

Las máximas densidades se registraron en junio de 1991, cuando la temperatura fué más alta; y la densidad descendió en marzo de 1992, fecha de muestreo en que se registraron los mínimos valores. Harris (1972) señala que la variación temporal en la temperatura actúa en la población de copépodos debido a que afecta a la microflora del sedimento, que es junto con diatomeas el principal suministro alimenticio de algunos copépodos harpacticoides.

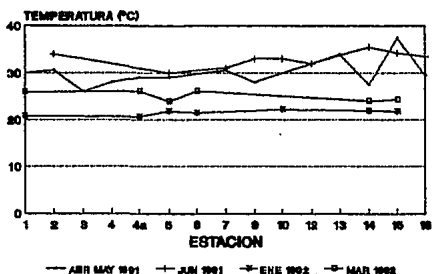


Figura 12. Valores de temperatura durante los muestreos realizados.

La salinidad mostró un gradiente descendente al interior de la Laguna Ensenada del Pabellón (figura 13), localizando en los cuatro muestreos las salinidades más bajas hacia la parte noreste del sistema (localidades 14, 15 y 16).

En abril-mayo de 1991 los valores de salinidad registrados variaron entre 35 o/oo y 10 o/oo; el valor más bajo corresponde a la localidad 16, y los más altos a las localidades 4 y 2, con valores de 35 o/oo y 33 o/oo, respectivamente.

En junio de 1991 la mayor salinidad registrada fué de 35 o/oo, y se presentó en las localidades 2, 9, 10 y 12, mientras que la mínima registrada fué de 14 o/oo, en la localidad 14.

Durante el muestreo realizado en enero de 1992, los valores de salinidad disminuyeron y variaron en 13 o/oo y 6.5 o/oo, presentándose en las localidades 5 y 15, respectivamente.

En el muestreo de marzo de 1992 la mayor salinidad se ubicó en la localidad 5 con un valor de 24.5 o/oo y la mínima en la localidad 15, con 12 o/oo.

Los datos anteriores indican que durante el periodo de observaciones los valores más bajos se presentaron en enero de 1992, y los más altos en junio de 1991.

Con base a las fluctuaciones de los valores promedio de salinidad observados a lo largo del ciclo cubierto (tabla 4), las aguas de Ensenada del Pabellón se consideran Polihalinas (15-30 o/oo) en las localidades 1, 4a, 5, 6, 10, 13, 14, 15 y 16; y Euhalinas (30-37 o/oo) en las localidades 2, 3, 4, 7, 9 y 12; de acuerdo a la clasificación propuesta por Gómez-Aguirre (1981).

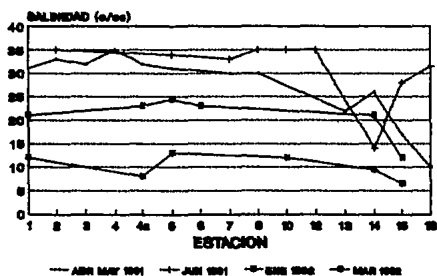


Figura 13. Valores de salinidad durante los muestreos realizados.

## VII. DISCUSION

Es difícil realizar comparaciones de la población de copépodos de Ensenada del Pabellón con otras áreas, debido a la variedad de métodos de muestreo y extracción de organismos usados en otros estudios, así como características distintas de nuestro sitio de trabajo; sin embargo para darnos una idea de la abundancia comparada con otras regiones se abordó dicha tarea. Debido a que en la literatura consultada los valores de densidad son generalmente reportados como individuos / 10 cm<sup>2</sup>, se transformaron los resultados del presente estudio a dicha unidad, observando que la densidad de los copépodos meiobentónicos de Ensenada del Pabellón osciló entre 0.4 y 139.5 copépodos / 10 cm<sup>2</sup> (Tabla 1). Gray y Rieger (1971) obtuvieron densidades entre 20 y 81 copépodos / 10 cm<sup>2</sup>, Bell (1979) obtuvo valores entre 30-192 copépodos / 10 cm<sup>2</sup>, mientras que Fleeger y Chandler (1983) reportan densidades entre 12 y 106 copépodos / 10 cm<sup>2</sup>, lo que nos permite decir que la densidad de los copépodos meiobentónicos en esta laguna, es semejante a la encontrada en otros lugares con sedimentos limosos, que son los predominantes en nuestra área de estudio.

Para el análisis de las distintas abundancias en relación con los distintos tipos de sedimento, se agrupó a los sedimentos en arenas (arena media a arena fina y arenas muy finas) y lodos (limos y arcillas).

Se observaron diferencias en la estratificación de los copépodos, presentándose para sedimentos arenosos (figura 14) el 67.12% en la porción superficial del sedimento, esto es 0-3 cm de profundidad, el 22.89% en la parte media (3-6 cm) y el restante 9.98% en la parte inferior (6-9 cm), mientras que para sedimentos lodosos (figura 15) se obtuvo el 83.94% en la porción superficial, el 8.94% en la parte media y el 7.11% en la parte inferior. Esto concuerda con lo



reportado por Harris (1972), Coull y Bell (1979), Ansari, *et al.* (1984), De la Cruz y Vargas (1987), Ansari y Parulekar (1993), referente a un decremento en el número de organismos con el incremento de la profundidad en el sedimento.

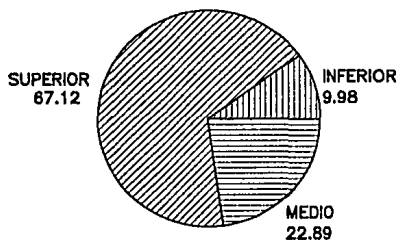


Figura 14. Porcentajes de abundancia en los distintos estratos de sedimentos arenosos durante el ciclo muestreado.

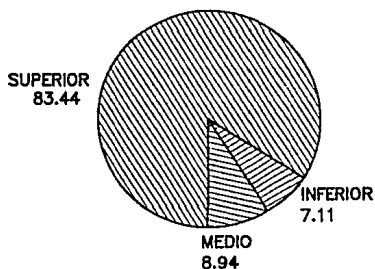


Figura 15. Porcentajes de abundancia en los distintos estratos de sedimentos lodosos durante el ciclo muestreado.

Los sedimentos juegan un papel importante en la ecología del bentos. Además de brindar superficies para la adsorción de materia orgánica, proveen de sustrato adecuado sobre el que pueden crecer muchos microorganismos. La estabilidad del sustrato y de la columna del sedimento, así como su composición granulométrica, afectan sensiblemente la composición del bentos y sus mecanismos tróficos (Levinton, 1982).

En el presente estudio se observó que en los muestreos realizados en sedimentos arenosos, la mayor densidad (5.8 copépodos / 10 cc) se presentó en el estrato superior, mientras que en el estrato medio se obtuvo un valor de 1.8 copépodos / 10 cc y en el inferior se presentó un promedio de 0.8 copépodos / 10 cc (figura 16).

Para sedimentos lodosos se obtuvo una densidad promedio en el estrato superior de 12.5 copépodos / 10 cc, en el estrato medio se obtuvo un valor de 1.3 copépodos / 10 cc y en el estrato inferior se presentó un valor de 1.0 copépodos / 10 cc (figura 16).

La disponibilidad de oxígeno está determinada por diversos factores, tales como la porosidad y permeabilidad de la arena, el tamaño del grano, la salinidad, el efecto de las mareas y el flujo del agua intersticial (Jansson, 1967). Así, en limos y sedimentos con detritos, la meiofauna es frecuentemente restringida a unos mm de sedimentos oxidados, mientras que en la arena la meiofauna puede ser encontrada a la profundidad de la DPR, por lo que su estratificación vertical se aumenta considerablemente (Coull y Bell, 1979).

La composición del tamaño del grano es influenciada por numerosos factores ambientales (por ejemplo exposición a las corrientes, materia orgánica suspendida), y por consiguiente determina parámetros fisiográficos que están

sumamente relacionados al sustrato tales como porosidad, permeabilidad, suplemento de oxígeno y gradientes de salinidad. Dado que la meiofauna explota el ambiente intersticial de sustratos arenosos, la proporción y distribución de partículas de sedimentos finos puede influenciar el grado de accesibilidad; por tanto la estructura del sedimento juega un papel importante en la ecología meiobentónica (Giere *et al.*, 1988).

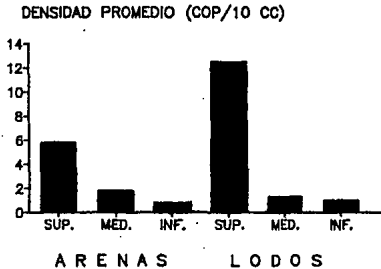


Figura 16. Densidad promedio por estrato en la localidades muestreadas con arenas (localidades 2, 3, 5, 6 y 9) y lodos (1, 4, 4a, 7, 10, 12, 13, 14, 15 y 16) durante los muestreos realizados.

Las mayores densidades se ubicaron en la porción superior de las localidades 14 (enero 1992), 16 (junio 1991) y 12 (junio 1991) con valores de 49.3, 37.3 y 36.8 copépodos / 10 cc respectivamente. Tales localidades estuvieron caracterizadas por limos. Coull (1988) menciona que la meiofauna sirve como alimento para niveles tróficos superiores mayormente en limos que en arenas; debido a que en limos y sustratos con detritos la mayoría de meiofauna se

encuentra restringida a la capa superficial y es depredada con mayor facilidad: una indiscriminante captura / ingestión se hace inevitable al depredador; a lo que la población responde con una rápida tasa de crecimiento producto del abundante suplemento alimenticio, una alta eficiencia reproductiva y una elevada tasa metabólica (Warwick, 1981). El limo generalmente está saturado con agua y consiste de mas del 50% de finos detritos orgánicos. Los espacios intersticiales se encuentran sumamente restringidos y ésta es la causa de que la meiofauna esté confinada a los primeros centímetros del sustrato

El área de estudio está rodeada por una importante zona de agricultura intensiva (273,000 Ha.). Cantidades muy grandes de pesticidas y fertilizantes son usadas en esas operaciones (UNPH, 1988). Los mayores agroquímicos usados durante 1987-1988 fueron pesticidas organofosforados y fungicidas metálicos (IAEA, 1990), que son ricos en manganeso, zinc y cobre.

Las mayores densidades promedio por localidad durante los cuatro muestreos se localizaron en las localidades 16, 12, 3 y 1; con valores de 42.1, 37.3, 29.3 y 17 copépodos / 10 cc, respectivamente (figura 17).

La localidad 16 se localiza en la región noreste de la laguna; recibe las aguas del retorno agrícola de los distritos de riego de Culliacán y Navolato, así como las aguas de desecho de los ingenios azucareros "Antonio Rosales" de Costa Rica y "La Primavera" de Navolato (Paez-Osuna, 1992); lo que genera una importante cantidad de sólidos y materia orgánica (Izaguirre-Fierro *et al.* 1992).

La localidad 12 se localiza en la porción sureste de la Laguna, y recibe ligera influencia de los drenes agroindustriales, además de contar con una moderada densidad de manglar.

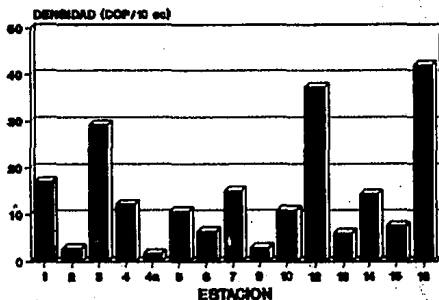


Figura 17. Densidades promedio en las diferentes localidades durante los cuatro muestreos.

Las localidades 3 y 1 se localizan próximas a la desembocadura del Río Cullacán y otros ríos intermitentes, lo cual le proporciona ventajas ya que al llegar la materia orgánica arrastrada por el río hacia el sistema se forma una película bien definida en la interfase agua dulce-agua marina, que contribuye a la estabilidad de la interfase, acumula materiales alimenticios y contaminantes (Zutic y Legovic, 1987). Por el efecto de remanso, tanto la materia orgánica como los contaminantes, son atrapados en los estuarios, ya sea que provengan de un río o que los introduzca la marea, y esto explica la gran abundancia de materia orgánica presente en estos sistemas así como la predominancia de sedimentos finos.

El mayor efecto del drenaje es que reduce el contenido de oxígeno (Ansari y Parulekar, 1993). Esas condiciones pueden ser desastrosas para la biota, lo cual

es claro en la localidad 4a, en la que se notaba un olor sulfuroso, y la fauna registrada en dicha localidad se limitó a ocupar el estrato superior (0-3 cm) del sedimento. En la localidad 9, que también registró una baja densidad (2.9 copéodos / 10 cc) los copéodos colectados se limitaron al estrato superior (figura 17).

## VIII. CONCLUSIONES.

1) La distribución espacial de los copépodos fué amplia, ya que se encontró en el 100% de las localidades muestreadas.

2) La densidad y distribución de los copépodos meiobentónicos de Ensenada del Pabellón estuvo influenciada por la salinidad, temperatura, tipo de sedimento y profundidad:

-Las mayores densidades de los copépodos coincidieron con salinidades bajas, temperaturas altas y sedimentos lodosos.

-Los copépodos se presentaron en un mayor porcentaje en la porción superficial del sedimento:

Arenas. Superior 67.12%, Medio 22.89%, Inferior 9.98%.

Lodos. Superior 83.94%, Medio 8.94%, Inferior 7.11%.

3) Los sedimentos lodosos (limos y arcillas) de Ensenada del Pabellón se caracterizan por una capa superficial de coloración parda, sobre una capa profunda de color oscuro. Esta transición de color se asoció al cambio de las condiciones aeróbicas hacia las anaeróbicas, por lo que en dichos sedimentos los copépodos se concentraron mayormente en la parte superior del sedimento.

4) Los valores mas altos de densidad se ubicaron en la porción noreste de la laguna, y en las estaciones cercanas a la desembocadura del Río Cullacán.

MUES	EST	NIV	DENS COP/10cc	DENS $\bar{X}$ EST COP/10cc	TEMP °C	SAL o/oo	SUS	DENS $\bar{X}$ COP/10cm <sup>2</sup>
1	1	1	29.1		30	31	4	
1	1	2	5.8		30	31	4	
1	1	3	6.3	13.7	30	31	4	116.9
1	2	1	0.1		30.5	33	1	
1	2	2	1.0		30.5	33	1	
1	2	3	3.5	1.5	30.5	33	1	13.2
1	3	1	6.6		26	32	2	
1	3	2	17.6		26	32	2	
1	3	3	5.0	9.7	26	32	2	82.9
1	4	1	12.1		28	35	4	
1	4	2	0		28	35	4	
1	4	3	0	4.0	28	35	4	34.4
1	4a	1	1.6		29	32	4	
1	4a	2	0.1		29	32	4	
1	4a	3	0	0.6	29	32	4	5.1
1	5	1	12.3		29	31	2	
1	5	2	1		29	31	2	
1	5	3	0	4.4	29	31	2	37.7
1	7	1	0.5		30.5	30	3	
1	7	2	0.6		30.5	30	3	
1	7	3	0	0.3	30.5	30	3	3.3
1	9	1	0.3		28	30	2	
1	9	2	0		28	30	2	
1	9	3	0	0.1	28	30	2	0.9
1	13	1	6.0		34	22	3	
1	13	2	0		34	22	3	
1	13	3	0	2.0	34	22	3	16.9
1	14	1	6.8		27.5	26	3	
1	14	2	0		27.5	26	3	
1	14	3	0	2.2	27.5	26	3	19.3
1	15	1	8.3		37.5	17	3	
1	15	2	0		37.5	17	3	
1	15	3	0	2.7	37.5	17	3	23.5
1	16	1	34.3		29.5	10	3	
1	16	2	2.0		29.5	10	3	
1	18	3	0	12.1	29.5	10	3	102.8
2	2	1	0.5		34	35	1	
2	2	2	0		34	35	1	
2	2	3	0.5	0.3	34	35	1	2.8
2	5	1	1.1		30	34	2	
2	5	2	1.5		30	34	2	
2	5	3	0.6	1.1	30	34	2	9.4
2	7	1	11.5		31	33	3	
2	7	2	6.3		31	33	3	
2	7	3	11.1	9.6	31	33	3	82.0
2	9	1	5.1		33	35	2	
2	9	2	0.3		33	35	2	
2	9	3	0	1.8	33	35	2	15.5
2	10	1	7.0		33	35	3	
2	10	2	0		33	35	3	
2	10	3	2.1	3.0	33	35	3	25.9
2	12	1	36.8		32	35	3	
2	12	2	0.3		32	35	3	
2	12	3	0.1	12.4	32	35	3	105.6



2	14	1	0.1		35.5	14	3	
2	14	2	0.5		35.5	14	3	
2	14	3	0.5	0.3	35.5	14	3	2.8
2	15	1	5.0		34.2	28	3	
2	15	2	0.1		34.2	28	3	
2	15	3	0	1.7	34.2	28	3	14.6
2	16	1	37.3		33.5	31.5	3	
2	16	2	9.3		33.5	31.5	3	
2	16	3	1.3	16.0	33.5	31.5	3	135.8
3	1	1	3.8		20.8	12	4	
3	1	2	0.1		20.8	12	4	
3	1	3	0	1.3	20.8	12	4	11.3
3	4a	1	0.3		20.7	8	4	
3	4a	2	0		20.7	8	4	
3	4a	3	0	0.1	20.7	8	4	0.9
3	5	1	2.6		21.8	13	2	
3	5	2	0.1		21.8	13	2	
3	5	3	0	0.9	21.8	13	2	8.0
3	6	1	1.8		21.4	*	2	
3	6	2	0.1		21.4	*	2	
3	6	3	0	0.6	21.4	*	2	5.6
3	10	1	8.3		22.2	12	3	
3	10	2	2.1		22.2	12	3	
3	10	3	2.1	4.2	22.2	12	3	35.8
3	14	1	49.3		21.9	9.5	3	
3	14	2	0		21.9	9.5	3	
3	14	3	0	16.4	21.9	9.5	3	139.5
3	15	1	2.8		21.8	6.5	3	
3	15	2	0		21.8	6.5	3	
3	15	3	0	0.9	21.8	6.5	3	8.0
4	1	1	5.5		25.9	21	2	
4	1	2	0.3		25.9	21	2	
4	1	3	0	1.9	25.9	21	2	16.5
4	4a	1	2.6		26.1	23	4	
4	4a	2	0		26.1	23	4	
4	4a	3	0	0.8	26.1	23	4	7.5
4	5	1	23.5		23.9	24.5	2	
4	5	2	0.1		23.9	24.5	2	
4	5	3	0	7.8	23.9	24.5	2	66.9
4	6	1	10.6		26.1	23	2	
4	6	2	0.1		26.1	23	2	
4	6	3	0	3.6	26.1	23	2	30.6
4	14	1	0.1		24	21	3	
4	14	2	0		24	21	3	
4	14	3	0	0.05	24	21	3	0.4
4	15	1	11.6		24.3	12	3	
4	15	2	2.0		24.3	12	3	
4	15	3	0	4.5	24.3	12	3	38.6

\* Datos no disponibles. NIVEL 1=SUPERIOR  
2=MEDIO  
3=INFERIOR

Tabla 1. Matriz general de datos colectados en Ensenada del Pabelón, Sinaloa; en el ciclo abril 1991- marzo 1992.

	Arenas	Lodos
SUPERIOR	5.83	12.50
MEDIO	1.84	1.32
INFERIOR	0.80	1.06

Tabla 2. Densidades promedio (copépodos / 10 cc) en los distintos tipos de sedimentos presentados en el sistema.

LOCALIDAD	DENSIDAD MEDIA (COP / 10 cc)	NUM. DE MUESTRAS
1	17.0	9
2	2.8	6
3	29.3	3
4	12.1	3
4a	1.6	9
5	10.7	12
6	6.4	6
7	15.0	6
9	2.9	6
10	10.9	6
12	37.3	3
13	6.0	3
14	14.3	12
15	7.5	12
16	42.1	6

Tabla 3. Valores de densidades promedio por localidad a lo largo del ciclo muestreado.

<b>LOCALIDAD</b>	<b>SALINIDAD <math>\bar{X}</math></b>	<b>CLASIFICACION</b>
1	21.3	Polihalino
2	34.0	Euhalino
3	32.0	Euhalino
4	35.0	Euhalino
4a	21.0	Polihalino
5	25.6	Polihalino
6	23.0	Polihalino
7	31.5	Euhalino
9	32.5	Euhalino
10	23.5	Polihalino
12	35.0	Euhalino
13	22.0	Polihalino
14	17.6	Polihalino
15	15.8	Polihalino
16	20.7	Polihalino

**Tabla 4. Clasificación de los valores de salinidad en las localidades muestreadas (De acuerdo con Gómez-Aguirre, 1981) a lo largo del ciclo muestreado.**

FECHA	PARAME- TRO	MEDIA	VALOR MAXIMO	VALOR MINIMO	NUM DE DATOS
Abr-May '91	Salin.	27.41	35.0	10.0	12
	Temp.	29.95	37.5	26.0	12
Junio '91	Salin.	31.16	35.0	14.0	9
	Temp.	32.91	35.5	30.0	9
Enero '92	Salin.	10.16	13.0	6.5	6
	Temp.	21.51	21.9	20.7	7
Marzo '92	Salin.	20.75	24.5	12.0	6
	Temp.	25.05	26.1	23.9	6

Tabla 5. Datos estadísticos de los parámetros hidrológicos en Ensenada del Pabellon, Sinaloa. La temperatura expresada en (°C) y la salinidad en (o/oo).

## IX. LITERATURA CITADA

AMJAD, S. y J. S. Gray, 1983. Use of the nematode-copepod ratio as an index of organic pollution. *Mar. Poll. Bull.* 14: 178-181.

ANONIMO, 1969-1970. Estudio para el proyecto de trabajo y mejoramiento pesquero en las lagunas costeras y esteros del estado de Sinaloa. Secretaría de Industria y Comercio. Departamento de Ingeniería Hidráulica Pesquera. (No publicado).

ANSARI, Z. A. , A. Chatterji y A. H. Parulekar. 1984. Effect of domestic sewage on sand beach meiofauna at Goa, India. *Hydrobiologia*. 111: 229-233.

ANSARI, Z. A. y A. H. Parulekar. 1993. Distribution, abundance and ecology of the meiofauna in a tropical estuary along the west coast of India. *Hydrobiologia*, 262: 115-126.

ARENAS-FUENTES,V. y Flores-Verdugo, F. J. (Coord.), 1990. Ecología de los manglares, productividad acuática y perfil de las comunidades ecosistemas lagunares-estuarinos en la costa noroccidental de México. Parte 1. Ensenada del Pabellón, Bahía de Altata y Bahía de Mazatlán. Informe técnico. DGAPA. Clave IN-202389, 350 pp.

BAKER, J. M. y W. J. Wolff (eds), 1987. *Biologicals surveys of Estuaries and Coasts*. Cambridge University Press. Cambridge. 449 pp.

BARNES, R. D. 1984. *Zoología de los invertebrados*. 4a ed. Interamericana. México. 485 pp.

BELL, S. S. 1979. Short- and long- term variation in a high marsh meiofauna community. *Est. Coast. Mar. Sci.* 9: 331-350.

CONDE-GOMEZ, 1991. Análisis hidrológico y de contaminación en Bahía Ensenada del Pabellón-Altata, Sinaloa. Tesis Prof. Fac. Ciencias , UNAM. 42 p.

CONTRERAS, F. 1985. *Las lagunas costeras mexicanas*. 1a ed. Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de Pesca. México. 253 pp.

COULL, B. C. 1969. Shallow water meiobenthos of the Bermuda Platform. *Oecologia*. 4: 325-357.

COULL, B. C. y S. S. Bell. 1979. Perspectives of marine meiofaunal ecology, in *Ecological Process in Coastal and Marine Ecosystems*. R. J. Livingston, editor. Plenum Publishing Corporation. New York. Pp. 189-216.

COULL, B. C. , G. R. F. Hicks y J. B. J. Wells. 1981. Nematode / copepod ratios for monitoring pollution: A rebuttal. *Mar. Poll. Bull.* 12: 378-381.

COULL, B. C. 1988. Ecology of the marine meiofauna, in *Introduction to the study of meiofauna*. R. P. Higgins y H. Thiel, editors. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. Pp. 18-38.

CHANDLER, G. T. y J. W. Fleeger, 1983. Meiofaunal colonization of azoic estuarine sediment in Louisiana: mechanisms of dispersal. *Jour. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 69: 175-188.

DALE, N. G. 1974. Bacteria in intertidal sediments: factors related to their distribution. *Limn. and Ocean.* 19: 509-518.

DE LA CRUZ, E. y J. A. Vargas, 1987. Abundancia y distribución de la meiofauna en la playa fangosa de Punta Morales, Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* , 35 (2): 363-367.

ELLIOT, J. M. 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwat. Biol. Assoc. Sci. Publ.* No. 25. 156 pp.

EMBERTON, K. C. Jr. 1981. Season depth relations in subtidal meiofauna of Cape Cod Bay. *Estuaries.* 4:121-126.

FINDLAY, S. E. G. 1981. Small scale spatial distribution of meiofauna on a mud and sandflat. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 12: 471-484.

FLEEGER, J. W. y G. T. Chandler. 1983. Meiofauna responses to an experimental oil spill in Louisiana Salt Marsh. *Mar Ecol. Progr Ser.* 11: 257-264.

GARCIA, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación de Köpen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Univ. Nat. Autón. México, Inst. Geografía. México. 246 pp. il.

GIERE, O. , Eleftheriou, A. y D. J. Murison. Abiotic factors, in *Introduction to the study of meiofauna*. R. P. Higgins y H. Thiel editors. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. Pp. 61-78.

GOMEZ-AGUIRRE, S. 1981. Comunidades planctónicas representativas de estuarios y lagunas costeras del Noroeste de México (105-110°W y 22-27°N), en los años de 1968 a 1973. Tesis Doctoral. Fac. Ciencias. UNAM. 122 pp.

GOMEZ-AGUIRRE, S. y S. E. Gómez-Noguera. 1992. Hidrología, plancton y meiofauna de la cuenca estuarina Sinaloa / Nayarit en invierno 1991 / 1992 (Resultados preliminares) In: Mem IX Simposium Internacional de Biología Marina. 1-5 de Junio, 1992, La Paz, B. C. S.

GOMEZ-NOGUERA, S. E. 1992a. Meiofauna bentónica e hidrología de la Laguna Ensenada del Pabellón, Sinaloa. (Mayo 1991- Junio 1992) In: Mem. IV Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortéz. 2-4 de Sept., 1992, Ensenada, B. C., México.

GOMEZ-NOGUERA, S. E. 1992b. Meiofauna de una Laguna Costera del Estado de Sinaloa, México. Contenido de nitrógeno orgánico en el sedimento. In: Mem. CALCOFI Conference. 4-6 Nov. 1992. Monterey California E. U.

GOMEZ-NOGUERA, S. E. 1993. Relaciones entre la fauna meiobentónica y los factores ambientales de la laguna Ensenada del Pabellón, Sinaloa. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM. 69 pp.

GONZALEZ-FARIAS, F. , Páez-Osuna, F., Bojorquez-Leyva, H. y Hernández-Garza, M. 1988. Determinación de los niveles de contaminación en el agua de las Lagunas Costeras del Estado de Sinaloa. Informe presentado a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Delegación Sinaloa. UNAM-SEDUE. 40 pp.

GRAY, J. S. y R. M. Rieger. 1971. A quantitative study of the meiofauna of an exposed sandy beach at Robin Hood's Bay, Yorkshire. *Jour. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 51: 1-20.

GRAY, J. S. y R. S. Ventilla. 1971. Pollution effects on micro and meiofauna of sand. *Mar. Poll. Bull.* 2: 39-43.

GRAY, J.S. 1974. Animal-sediment relationships. *Oceanography and Marine Biology Annual Review.* 12: 223-261.

GUTIERREZ-ESTRADA, M. y A. Galaviz-Solís. 1991. Geomorfología del Sistema Lagunar Altata-Pabellones. Primer informe técnico de avance. Febrero 1991. ICMYL. UNAM.

GUZMAN, H., V. Obando, y J. Cortéz. 1987. Meiofauna associated with a pacific coral reef in Costa Rica. *Coral Reefs.* 6:107-112.

HARRIS, R. P. 1972. Seasonal changes in population density and vertical distribution of harpacticoids copepods on an intertidal sand beach. *Jour. Mar. Biol. Ass. U. K.* 52: 493-505.

HENDRICKX, M. E. y J. Salgado-Barrágan, J. 1992. New records of two species of brachyuran crabs (Decapoda:Brachyura) from tropical coastal lagoons, Pacific Coast of México. *Revista de Biología Tropical.* 40(1): 149-150.

HICKS, G. F. y B. C. Coull. 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology, Annual Review.* 21: 67-125.

HIGGINS, R. P. y H. Thiel. 1988. Prospectus, in: *Introduction to the study of meiofauna.* R. P. Higgins y H. Thiel, editors. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. Pp. 11-13.

IAEA, International Atomic Energy Agency. 1990. The fate of agrochemicals in tropical coastal lagoon ecosystems, Progress report year 1. Contract No. CI 1-0387-ME (JR), Mónaco.



IZAGUIRRE-FIERRO, G., F. Páez y J. I. Osuna. 1992. Metales pesados en peces del Valle de Culiacán, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas*. 18(3): 143-151.

JANSSON, B. O. 1967. The availability of oxygen for the interstitial fauna of sandy beaches. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 1:123-143.

KENNISH, M. J. 1990. *Ecology of estuaries. Volume II: Biological Aspects*. 1a Ed. CRC Press. United States. 391 pp.

LAMBSHEAD, P. J. D. 1984. The nematode / copepod ratio. Some anomalous results from the fifth of Clyde. *Mar Poll. Bull.* 15: 266-269.

LEVINTON, J. S. 1982. *Marine Ecology*. Prentice Hall, New York, 435 pp.

MARCOTTE, B. M. 1986. Sedimentary particle sizes and the ecological grain of food resources for meiobenthic copepods. *Est. Coast. and Shelf Sci.* 23: 423-427.

MARE, M. F. 1942. A study of a Marine Benthic Community with special reference to the micro-organisms. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 25: 517-554.

McINTYRE, A. D. 1969. Ecology of marine meiobenthos. *Biol. Rev.* 44: 245-290.

McLACHLAN, A. 1978. A quantitative analysis of the meiofauna and the chemistry of the redox potential discontinuity zone in a sheltered sandy beach. *Est. and Coast. Mar. Sci.* 7: 275-290.

MENDOZA-LEANDRO, M. A. y S. E. Gómez-Noguera. 1993. Abundancia y distribución de copépodos (Crustacea: Copepoda) del del meiobentos intermareal en Ensenada del Pabellón, Sinaloa, durante abril-mayo de 1991. In: Mem. de resúmenes X CONAZOOL. 6-11 de diciembre de 1993. Monterrey, N. L.

PAEZ-OSUNA, F.; H. Bojórquez; G. Izaguirre; J. I. Osuna y F. González. 1992. Carbono y fósforo en sedimentos de un sistema lagunar asociado a una cuenca de drenaje agrícola. *An. Inst. Ciec. del Mar y Limnol. Univ. Nac. Autón. de México*. 19(1): 1-11.

PAEZ-OSUNA, F.; J. I. Osuna; G. Izaguirre y H. M. Zazueta. 1993a. Heavy metals in oysters from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. *Bull. of Env. Cont. and Toxicol.* 50(5): 698-702.

PAEZ-OSUNA, F.; J. I. Osuna; G. Izaguirre y H. M. Zazueta. 1993b. Heavy metals in clams from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. *Bull. of Env. Cont. and Toxicol.* 50(6): 915-921.

PAEZ-OSUNA, F.; J. I. Osuna; G. Izaguirre y H. M. Zazueta. 1993c. Trace metals in mussels from the Ensenada del Pabellón Lagoon, México. *Mar. Poll. Bull.* En prensa.

PERAZA-VIZCARRA, R. 1973. Características hidrográficas y distribución de los sedimentos en el sistema estuarino Bahía de Altata - Ensenada del Pabellón , Sin. Tesis de Licenciatura (Oceanografía). Universidad Autónoma de Baja California. 64 pp.

PORRAS DIAZ-ORDAZ, D. 1975. Estudio ecológico de algunos copépodos (Crustacea : Copepoda), en la Laguna de Chautengo, Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 27 pp.

RAFAELLI, D. G. 1981. Monitoring with meiofauna -A reply to Coull, Hicks and Wells (1981) and additional data -. *Mar. Poll. Bull.* 12: 381-382.

RAFAELLI, D. G. y C. F. Mason. 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Mar. Poll. Bull.* 12: 158-163.

RUDNICK, D. T., R. Elmgren y J. B. Frithsen. 1985. Meiofaunal prominence and benthic seasonality marine ecosystem. *Oecologia.* 57: 157-168.

SALGADO-BARRAGAN, J. 1993. Características de las comunidades de macromoluscos y crustáceos decápodos del sistema lagunar Ensenada del Pabellón, Sinaloa, México: composición, taxonomía, diversidad, abundancia y distribución. Tesis de Maestría. Fac. de Ciencias. UNAM. 93 pp.

SOKAL, R. R. y F. J. Rohlf. 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica.* H. Blume ediciones. España. 832 pp.

TENORE, K. R., J. H. Tietjen y J. J. Lee. 1977. Effect of meiofauna in incorporation of aged eelgrass, *Zostera marina*, detritus by the polychaete *Nephtys incisa*. *Jour. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 563-567.

THISTLE, D. 1978. Harpacticoid dispersion patterns: implications for deep-sea diversity maintenance. *Jour. Mar. Res.* 36(2): 377-397.

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE SINALOA. 1971-1972. Estudios ecológicos e hidrográficos. Informe presentado a la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos de Sinaloa. México. 75 pp.

UNPH Unión Nacional de Organismos de Productores de Hortalizas y Frutas (1988). Costos de producción 1987-1988. Culiacán, Sinaloa, México.

VITIELLO, P. 1968. Variation de la densité du meiobenthos sur une aire restreinte. *Recueil des Travaux Station Marine d'Endoume.* 43: 261-270.

VITIELLO, P. y A. Dinet. 1979. Définition et échantillonnage du méiobenthos. *Rapp. P. V. Commn. int. Explor. Scient. Mer Méditerr.* 25/26 : 279-283.

WIESER, W. , J. Ott, F. Schiemer, y E. Gnaiger. 1974. An ecophysiological study of some meiofauna inhabiting a sandy beach at Bermuda. *Mar. Biol.* 26: 235-249.

WARWICK, R. M. 1981. The nematode / copepod ratio and its use in pollution ecology. *Mar. Poll. Bull.* 12: 329-333.

WELLS, J. B. J. 1988. Copepoda. in: *Introduction to the study of the meiofauna*. R. P. Higgins y H. Thiel, editors. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C. Pp. 380-388.

ZAMORA-SANCHEZ, M. E. 1974. Estudio de las especies del género *Acartia* (Copepoda, Acartiidae) de la zona estuárica de Agiabampo, Sonora: Taxonomía, distribución y notas ecológicas. Tesis de Licenciatura. Fac. de Ciencias. UNAM. 57 pp.

ZUTIC, V. y T. Legovic. 1987. A film of organic matter at the freshwater / sea water interfase of an estuary. *Nature*. 328: 612-614.