

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

00361



14

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

"FAUNA BÉNTICA DE LA BAHÍA DE
GUAYMAS, SONORA, INDICADORA DE
CONTAMINACIÓN DE ORIGEN
ORGÁNICO".

288259

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO
DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
B I O L O G Í A
P R E S E N T A
BIÓL. SILVIA MARGARITA ORTIZ GALLARZA

DIRECTORES DE TESIS:

DR. ROBERTO T. PÉREZ RODRÍGUEZ
DRA. GUADALUPE DE LA LANZA ESPINO



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.

DEDICATORIA

A ti mi **D I O S** que plasmaste por doquier señas universales de tu inteligencia y que sembraste en mí el deseo de conocer y aprender a preservar tu obra...

Que me obsequiaste el más preciado de los regalos, una **H I J A**, testimonio vivo de tu existencia...

Que me dejaste encargada con unos buenos y queridos **P A D R E S**, que siempre cuidaron de mí ser y me cultivaron el alma, junto con otros seres maravillosos: mis **HERMANOS**...

A ti que me diste la oportunidad de conocer y ver germinar una nueva generación, promesa del futuro: **ERIKA, VERO, KOKY, PAMELA y MARIANA**...

Y convivir con el complemento de su origen: quienes fueron mi **PAREJA** y mis **CUÑADAS**...

De recibir las pacientes y valiosas enseñanzas de mis **M A E S T R O S** académicos y espirituales...

Y los afectuosos alicientes de todos mis buenos y leales **A M I G O S**...

Y entre muchas cosas más... la ocasión de haber nacido en una **T I E R R A**, en un **P A I S** al cual amar, que tiene tantos valores naturales que debo cuidar...

R E C O N O C I M I E N T O S

Al Doctor Roberto T. Pérez Rodríguez por haber aportado comentarios acertados, su apoyo, la valiosa dirección en el desarrollo de esta tesis y facilidades de espacio físico en su laboratorio, para la revisión de muestras.

A la **Doctora Guadalupe Judith de la Lanza Espino** quien es ejemplo de gran calidad analítica y profesionalismo para los estudiantes de las Ciencias Marinas, además de su valiosa codirección en la elaboración de esta tesis.

Al Doctor Luis Arturo Soto González por su atenta y oportuna revisión, su invaluable paciencia, sencillez y consideración, que me devolvieron la confianza en mi trabajo.

Al Doctor Francisco Xavier Chiappa Carrara por dedicar parte de su valioso y saturado tiempo a la revisión del documento y proporcionar su punto de vista tan objetivo.

A la **Doctora Viviane Solís Wolfowitz** por haber efectuado comentarios y recomendaciones invaluable, que permitieron mejorar sustancialmente este trabajo.

A la **M. en C. María del Carmen González Macías** por el interés puesto en la revisión de esta tesis, así como su guía para mejorar la versión final del documento.

Al Doctor Felipe Vázquez Gutiérrez quien efectuó observaciones pertinentes y acertadas para depurar este trabajo de tesis.

Al Doctor Sergio Salazar Vallejo y a los **M. en C. Pablo Alcántara Hernández** y **Arturo León González**, por su invaluable ayuda para determinar especies de poliquetos.

A la **Jefatura, Profesores y Personal Administrativo del Departamento El Hombre y su Ambiente** de la **Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco**, por las facilidades otorgadas en cuanto al uso de equipo e instalaciones para el procesamiento de las muestras biológicas y por la motivación y afecto recibidos durante más de 2 años.

A mis queridas amigas **C. M. en C. Maricela Vicencio Aguilar** y **Dra. María Ana Fernández Alamo** del **Laboratorio de Invertebrados** de la **Facultad de Ciencias** de la **Universidad Nacional Autónoma de México** por su ayuda en la verificación de especies de invertebrados, por facilitarme equipo e instalaciones para el procesamiento de las muestras y sobre todo por la amistad y el cariño que siempre me han brindado.

A los **Doctores Marco Antonio Escalante Cavazos** y **María Nuria Méndez Ubach**, al **Oceanólogo Marcelo René Agustín García Hernández** y al **Biólogo Antonio Gil Zurita** por su valiosa ayuda, consejo y amistad. A la **Bióloga Miriam Adela Amezcua Allier** por compartir información conmigo, así como mostrar interés por mi trabajo y mi salud.

Al Instituto Mexicano del Petróleo, que mediante el **Comité de Becas** y las **Autoridades de las Subdirecciones de Protección Ambiental** y de **Capacitación y Servicios Técnicos**, me otorgó el apoyo económico necesario para poder terminar esta tesis.

A mis **compañeros de trabajo** de la **Secretaría de Marina** que participaron en los muestreos y análisis físico-químicos; y del **Instituto Mexicano del Petróleo** que me orientaron para la obtención de la beca de tesis y que me apoyaron con información y valiosos comentarios y sugerencias: **M. en C. María del Carmen González Macías**, **C. M. en C. María Crátina González Lozano** y **Biól. Víctor Manuel García Vázquez**, así como al **M. en C. José Jesús Ochoa Valdés** por figurar como asesor interno.

A G R A D E C I M I E N T O S

Al Almirante Gilberto López Lira (+ q. e. p. d.), mecenas de la investigación oceanográfica en la Secretaría de Marina, gran dirigente y amigo comprensivo quien permitió y apoyó el desarrollo de este, entre muchos otros estudios.

Al Almirante Luis Daniel Salastorrea Rengel, líder y promotor de la investigación oceanográfica en Secretaría de Marina, que con su apoyo y amistad me brindó la oportunidad de desarrollar esta tesis y de dedicar el tiempo suficiente al procesamiento de las muestras biológicas.

Al Ph. D. Alberto M. Vázquez De La Cerda, brillante investigador en Oceanografía Física, inspiración y ejemplo de superación y desarrollo científico en la Secretaría de Marina, quien creyó en mí y me favoreció con su amistad, apoyo y comprensión.

A todos mis familiares y amigos quienes me motivaron y ayudaron durante años para seguir adelante.

Especialmente a mi querida hija Vero, quien siempre ha tenido que ceder mucho de su tiempo conmigo para que yo lo dedique a mi trabajo.



In Memoriam
**Alejandro Francisco Solano
Vargas.**

**Mi colega, mi compañero, mi
amigo...**



Vista de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.

La vida silvestre se debe preservar, no sólo porque representa la mejor salvaguarda de la humanidad, sino también porque es bella.

Jean Dorst

Nada pasa en la naturaleza viviente que no esté articulado con el todo.

Goethe

CONTENIDO

DEDICATORIA
RECONOCIMIENTOS
AGRADECIMIENTOS
RESUMEN/ABSTRACT

I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS	4
III. ANTECEDENTES	5
IV. ÁREA DE ESTUDIO	7
V. MATERIAL Y MÉTODO	11
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	20
VII. CONCLUSIONES	119
VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	121
IX. GLOSARIO	135

TABLAS

- Tabla 1. Simbología y categorías del Índice de Calidad del Agua para uso recreacional (Walski y Parker, 1974).
-
- Tabla 2. Categorías y descripción de densidades y frecuencias de acuerdo al estadístico de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1981).
- Tabla 3. Velocidad y dirección de las corrientes en la bahía de Guaymas, Sonora. Vectores promedio de cuatro campañas entre 1986 y 1987.
- Tabla 4. Resultados promedio del Índice de Calidad del agua para uso recreacional (Walski y Parker, 1974). Bahía de Guaymas, Sonora, México. 1986-1987.
- Tabla 5. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, junio de 1987.
- Tabla 6. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, junio de 1987.
- Tabla 7. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 8. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 9. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades bénticas. Subclases, Ordenes, Superfamilias, Subfamilias. Clase Bivalvia o Pelecypoda.
- Tabla 10. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades bénticas. Subfamilias, Ordenes, Superfamilias, Subfamilias. Clase Gastropoda.
- Tabla 11. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades bénticas. Familias, Clase Bivalvia o Pelecypoda.
- Tabla 12. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades bénticas. Familias, Clase Gastropoda.
-
- Tabla 13. Densidad de organismos del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, junio de 1987.
- Tabla 14. Densidad de organismos del Phylum Mollusca Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, junio de 1987.

- Tabla 15. Densidad de organismos del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 16. Densidad de organismos del Phylum Mollusca Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 17. Densidad, frecuencia y clasificación de Olmstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, junio de 1987.
- Tabla 18. Densidad, frecuencia y clasificación de Olmstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, junio de 1987.
- Tabla 19. Densidad, frecuencia y clasificación de Olmstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 20. Densidad, frecuencia y clasificación de Olmstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 21. Resumen de categorías de abundancia y frecuencia según la prueba de Olmstead-Tukey aplicada a las Clases de Mollusca: Gastropoda y Pelecypoda por separado vs globalmente.
- Tabla 22. Indices de Diversidad, Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) y de Dominancia de especies del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, junio y octubre de 1987.
- Tabla 23. Indices de Diversidad, Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) y de Dominancia de especies del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, junio y octubre de 1987.
- Tabla 24. Indices de Diversidad, Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) y de Dominancia de especies del Phylum Mollusca. Guaymas, Sonora, junio y octubre de 1987.
- Tabla 25. Indices de similitud y disimilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las especies del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, junio de 1987.
- Tabla 26. Indices de similitud y disimilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las especies del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 27. Indices de similitud y disimilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las especies del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, junio de 1987.

- Tabla 28. Índices de similitud y disimilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las especies del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, octubre de 1987.
- Tabla 29. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 63 especies bénticas encontradas en junio de 1987 en Guaymas, Son.
-
- Tabla 30. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 81 especies bénticas encontradas en octubre de 1987 en Guaymas, Son.
- Tabla 31. Factores del Análisis de Componentes Principales. Parámetros abióticos y comunitarios. Junio de 1987.
- Tabla 32. Factores del Análisis de Componentes Principales con parámetros abióticos y comunitarios. Octubre de 1987.
- Tabla 33. Factores del Análisis de Componentes Principales con las especies bénticas. Junio de 1987.
- Tabla 34. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 63 especies bénticas encontradas en junio de 1987 en Guaymas, Son.
- Tabla 35. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 81 especies bénticas encontradas en octubre de 1987 en Guaymas, Son.
- Tabla 36. Factores del Análisis de Componentes Principales con las especies bénticas. Octubre de 1987.
- Tabla 37. Metodología para evaluar contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985). Junio de 1987.
- Tabla 38. Metodología para evaluar contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985). Octubre de 1987.
- Tabla 39. Calificación del grado de contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985).
- Tabla 40. Literatura de las modalidades de alimentación de los Chaetoptéridos (Fauchald y Jumars, 1979).
-

FIGURAS

- Fig. 1 Area de estudio. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 2. Estaciones de muestreo en la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 3. Panorámica de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 4. Patrón de circulación costera superficial dominante. Bahía de Guaymas, Sonora, México. 1986-1987.
- Fig. 5. Temperatura de la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 6. Salinidad de la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 7. pH promedio en la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 8. Oxígeno disuelto en la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 9. DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 10. Nitratos en la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 11. Amonio en la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 12. Nitritos en la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 13. Ortofosfatos en la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 14. Fósforo total promedio en la columna de agua de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 15a. Sólidos Totales Suspendidos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 15b. Contenido de Sólidos Totales Suspendidos en la columna de agua. Bahía de Guaymas, Sonora, México. Junio de 1987 (ppm).
- Fig. 15c. Contenido de Sólidos Totales Suspendidos en la columna de agua.

Bahía de Guaymas, Sonora, México. Octubre de 1987 (ppm).

- Fig. 16. Detergentes (SAAM) de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 17. Grasas y aceites de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 18. Cadmio en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 19. Cobalto en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 20. Cobre en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 21. Hierro en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 22. Manganeso en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 23. Níquel en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 24. Plomo en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 25. Zinc en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 26. Hidrocarburos en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México. Marzo 1987.
- Fig. 27. Composición textural de los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 28a. Contenido de materia orgánica de los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 28b. Contenido porcentual de materia orgánica en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México. Junio de 1987.
- Fig. 28c. Contenido porcentual de materia orgánica de los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora, México. Octubre de 1987.
- Fig. 29. Índice de Fineza de Satsmadjjs en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México. Junio de 1987.
- Fig. 30. Índice de Fineza de Satsmadjjs en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México. Octubre de 1987.
- Fig. 31. Índice de Contenido de Arena de Satsmadjjs en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México. Junio de 1987.
- Fig. 32. Índice de Contenido de Arena de Satsmadjjs en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México. Octubre de 1987.
- Fig. 33. Clorofila de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 34. Bacterias coliformes totales de la Bahía de Guaymas, Sonora,

México.

- Fig. 35. Bacterias coliformes fecales de la Bahía de Guaymas, Sonora, México.
- Fig. 36. Análisis de Cluster o de Cúmulos. Bahía de Guaymas, Sonora, México. Parámetros hidrológicos y de contaminación.
- Fig. 37. Índice de Walski y Parker. Bahía de Guaymas, Sonora, México. Junio de 1987.
- Fig. 38. Índice de Walski y Parker. Bahía de Guaymas, Sonora, México. Octubre de 1987.
- Fig. 39. Zonación del área de estudio con base en la calidad del agua. Bahía de Guaymas, Son., Méx.
- Fig. 40. Abundancia porcentual por Familia. Phylum Mollusca. Clase Bivalvia o Pelecypoda.
- Fig. 41. Abundancia porcentual por Familia. Phylum Mollusca. Clase Gastropoda.
- Fig. 42. Material global vivo y no vivo. Bahía de Guaymas, Son. Junio y octubre de 1987.
- Fig. 43. Material conchiliológico y malacológico. Bahía de Guaymas, Son. Junio y octubre de 1987.
- Fig. 44. Material malacológico por época. Bahía de Guaymas, Son. Junio y octubre de 1987.
- Fig. 45. Fauna malacológica viva por época. Bahía de Guaymas, Son. Junio y octubre de 1987.
- Fig. 46. Abundancia de organismos bénticos de la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.
- Fig. 47. Abundancia de organismos bénticos en la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.
- Fig. 48. Riqueza de especies de Mollusca. Bahía de Guaymas, Son. Junio y octubre de 1987.
- Fig. 49. Riqueza de especies de Mollusca. Bahía de Guaymas, Son. Junio de 1987.
- Fig. 50. Riqueza de especies de Mollusca. Bahía de Guaymas, Son. Octubre de 1987.
- Fig. 51. Riqueza de organismos bénticos en la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.

- Fig. 52. Riqueza de organismos bénticos en la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.
- Fig. 53a. Curva abundancia vs frecuencia por período climático. Riqueza por estación de muestreo global.
- Fig. 53b. Curva abundancia vs frecuencia por período climático. Riqueza por estación de muestreo. Clase Bivalvia o Pelecypoda.
- Fig. 53c. Curva abundancia vs frecuencia por período climático. Riqueza por estación de muestreo. Clase Gastropoda.
- Fig. 54. Estadístico de Olmstead-Tukey. Phylum Mollusca. Global. Junio de 1987.
- Fig. 55. Estadístico de Olmstead-Tukey. Phylum Mollusca. Global. Octubre de 1987.
- Fig. 56. Estadístico de Olmstead-Tukey. Phylum Mollusca. Clase Pelecypoda. Junio de 1987.
- Fig. 57. Estadístico de Olmstead-Tukey. Phylum Mollusca. Clase Gastropoda. Junio de 1987.
- Fig. 58. Estadístico de Olmstead-Tukey. Phylum Mollusca. Clase Bivalvia o Pelecypoda. Octubre de 1987.
- Fig. 59. Estadístico de Olmstead-Tukey. Phylum Mollusca. Clase Gastropoda. Octubre de 1987.
- Fig. 60. Logaritmo de la riqueza o número de especies bénticas vs área. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Curva abundancia vs frecuencia acumulada d) junio, e) octubre.
- Fig. 61. Curva Log-normal de especies por período climático. a) Curva Log-normal Clase Pelecypoda, b) curva Log-normal Clase Gastropoda, c) global. Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 62. Ajuste lineal del modelo de Series Logarítmicas o de Clases Geométricas. Macrobenetos de Guaymas, Sonora. Junio y octubre de 1987.
- Fig. 63. Modelo de la "estaca fragmentada", curvas de abundancia relativa por época. a) Curvas de abundancia globales, b) Curvas de abundancia Clase Pelecypoda o Bivalvia, c) Curvas de abundancia Clase Gastropoda.
- Fig. 64. Índice de Diversidad de especies de Margalef por período climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 65. Índice de Diversidad de especies de Shannon y Wiener por período

climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.

- Fig. 66. Índice de Diversidad de especies de Shannon y Wiener en la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.
- Fig. 67. Índice de Diversidad de especies de Shannon y Wiener en la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.
- Fig. 68. Índice de Diversidad de especies de Simpson por período climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 69. Índice de Diversidad de especies de Menhinick por período climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 70. Uniformidad a partir de Shannon y Wiener por período climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 71. Uniformidad de especies a partir de Shannon y Wiener en la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.
- Fig. 72. Índices de Uniformidad de especies de Shannon y Wiener en la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.
- Fig. 73. Uniformidad de especies a partir de Simpson por período climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 74. Dominancia a partir de Shannon y Wiener por período climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 75. Dominancia de especies a partir de Shannon y Wiener en la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.
- Fig. 76. Dominancia de especies a partir de Shannon y Wiener en la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.
- Fig. 77. Dominancia de especies a partir de Simpson por período climático. a) Global, b) Clase Bivalvia o Pelecypoda, c) Clase Gastropoda. Bahía de Guaymas, Sonora, 1987.
- Fig. 78. Análisis de Cúmulos de parámetros abióticos y comunitarios y de estaciones de muestreo. Junio de 1987.
- Fig. 79. Análisis de Cúmulos de parámetros abióticos y comunitarios y de estaciones de muestreo. Octubre de 1987.
- Fig. 80. Análisis de Cúmulos con las especies bénticas. Junio de 1987.

- Fig. 81. Análisis de Cúmulos con las especies bénticas. Octubre de 1987.
- Fig. 82. Factores del Análisis de Componentes Principales con variables relevantes. Junio de 1987.
- Fig. 83. Factores del Análisis de Componentes Principales con variables relevantes. Octubre de 1987.
-
- Fig. 84. Factores del Análisis de Componentes Principales con las especies bénticas. Junio de 1987.
- Fig. 85. Factores del Análisis de Componentes Principales con las especies bénticas. Octubre de 1987.
- Fig. 86. Índice de Contaminación (p) calculado a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985). Junio de 1987.
- Fig. 87. Índice de Contaminación (p) a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985). Octubre de 1987.
- Fig. 88. Calificación del grado de contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985). Junio de 1987.
- Fig. 89. Calificación del grado de contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985). Octubre de 1987.
- Fig. 90. Algunas especies bénticas predominantes durante 1987 en la Bahía de Guaymas, Sonora.
- Fig. 91. Modelo diagramático de la sucesión inducida que se ha registrado entre 1967 y 1998 en la riqueza y abundancia de especies bénticas.
-

RESUMEN

Para demostrar la utilidad de los bioindicadores en la cuantificación de la contaminación por enriquecimiento orgánico en ecosistemas marinos y de algunos índices ecológicos que califican dicho deterioro, fue efectuado en junio y octubre de 1987 un análisis de la comunidad béntica en la Bahía de Guaymas, Son. Ahí existen aportes considerables de materia orgánica de fuentes antrópicas. Paralelamente, se evaluó la calidad ambiental a partir de la determinación de parámetros hidrológicos, de contaminación y sedimentológicos y fueron aplicados índices numéricos para cuantificar tanto las condiciones abióticas, como las características de la comunidad (Índice de Calidad del Agua de Walski y Parker, análisis estadístico de Olmstead-Tukey, Índices de Diversidad de Margalef, Shannon y Wiener, Simpson y Menhinick, Índices de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal, Coeficiente de Contaminación de Satsmadjis, entre otros). Las condiciones en las que se encontraron los sedimentos de Guaymas, tanto en junio, como en octubre fueron: a) saturadas de fragmentos de algas coralináceas (*Lithophyllum* spp), b) ausencia del estadio adulto de todas las especies de macromoluscos, c) con la predominancia de sólo especies de moluscos y únicamente de las Clases Bivalvia y Gastropoda, d) con alta abundancia de tanatocenosis de moluscos, crustáceos y poliquetos y e) una gran cantidad de escamas y huesos de pescado, indicativas de gran perturbación que evidencian el desarrollo reciente de actividades de dragado, la influencia de eventos meteorológicos recientes, además de una situación crónica de enriquecimiento o contaminación orgánica por las actividades industriales y urbanas. Se encontró un marcado deterioro de la zona de estudio, principalmente en la región de mayor exposición a la contaminación, que recibe la mayor descarga de desechos procedentes de los efluentes de las harineras de pescado y de las descargas municipales, además de afectaciones por la práctica de actividades de dragado. Los vectores de corrientes, el índice de fineza de los sedimentos y los principales parámetros hidrológicos que denotan contaminación, señalaron una zonación que coincide con los valores resultantes del ICA de Walski y Parker para aguas de uso recreacional. La porción oeste de la bahía presentó mala calidad, la porción este calidad regular y la zona exterior de regular a buena calidad debido a sus diversos grados de confinamiento y diferencias en la velocidad de las corrientes, las cuales en promedio fueron de 0.33, 1.17 y 12 cm/s, respectivamente. Dichas interdependencias fueron corroboradas con los análisis multivariados: de agrupamiento o cluster y de componentes principales. Con este estudio se pone de manifiesto la utilidad de las comunidades bentónicas, como herramienta complementaria fundamental para el establecimiento de condiciones de calidad ambiental en ecosistemas marinos costeros. Las especies macrobentónicas indicadoras de condiciones de estrés ambiental por enriquecimiento o contaminación orgánica fueron: de la Clase Gastropoda: *Caecum californicum*, *Alabina effusa* y *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*; y de la Clase Bivalvia Pelecypoda: *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *Corbula (C.) nasuta*, *Chione (Chlonopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccella) impar* y *Tellina (Angulus) subtrigona*. Las especies tolerantes fueron en junio: *Cardita (Cardites) laticostata* y en octubre: *Corbula (Caryocorbula) marmorata*, *Acteocina carinata*, *Dendropoma lituella*, *Odostomia (Chrysallida) astricta*, *O. (Ch.) virginialis*, *O. (Ch.) oregonensis*, *Patelloida semirubida* y *Seila assimilata*. En general, conforme se acerca uno a la costa y a las fuentes de contaminación, la abundancia decrece, aunque se observa la tendencia a mejorar en octubre, época posterior a la máxima intrusión de las corrientes costeras de verano. Estas ejercen su influencia propiciando un "lavado" o disminución de contaminantes de efecto autodepurador, con pulsos de recuperación, que ponen de manifiesto una resiliencia considerable de la comunidad bentónica en esta localidad respecto al tiempo. Se observa ahí elevada elasticidad, escasa maleabilidad, regular amplitud y una histéresis relativamente alta.

ABSTRACT

In order to show that bioindicators and some ecological indexes are a useful tool to estimate and qualify pollution by organic enrichment in marine ecosystems, an analysis of the benthic community was made in June and October 1987, in the Guaymas bay. This is an area polluted by high contributions of organic matter of anthropogenic sources. At the same time the environmental quality was evaluated through measurements of hydrological, pollution and sedimentological parameters, and numeric indexes were applied to evaluate both the abiotic conditions and the community characteristics (Walski and Parker Water Quality Index, Olmstead-Tukey statistical analysis, Margalef, Shannon and Wiener, Simpson and Menhinick, Diversity Indexes, Morisita-Ono and Sneath and Sokal Indexes, Satsmadjis Pollution Coeficient, between others). The conditions of the Guaymas sediments, in June, as well as in October, were: a) saturated of fragments of coral algae (*Lithophyllum* spp), b) absence of mature macromollusk species, c) predominance only of species of mollusks of Bivalvia and Gastropoda Classes, d) high abundance of crustacea, polychaete and mollusk shell fragments, e) high quantity of scales and fish bones are indicative of high disturbance and show the recent development of activities like dredging, the influence of recent meteorological events and a chronic situation of enrichment or organic pollution from the industrial and urban activities. A marked deterioration was found in the study area, mainly in the region more exposed to pollution, since it receives the biggest load of wastes coming from the effluents of the flour fish and of the municipal discharges ones, affectations for the practice of activities of having dredged. The vectorial water currents, the sediment slimeness index and the main parameters which denote pollution, showed a zonation, corresponding additionally with the Walski and Parker WQI for the recreational water use. The western bay side showed bad quality, the eastern bay had regular quality and the external area from regular to good quality, due to their different degrees and variations of the water currents velocity, which, in average were of 0.33, 1.17 and 12 cm/s, respectively. Such interdependences were confirmed with the multivariate analysis clustering and principal components. This study shows the usefulness of the benthic communities as a fundamental complementary tool for the establishment of environmental quality conditions in coastal marine ecosystems. The macrobenthic species which acted as indicators of conditions of environmental stress for enrichment or organic contamination were: of the Gastropoda Class: *Caecum californicum*, *Alabina effusa* and *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*; and of the Class Bivalvia Pelecypoda: *Corbula (Caryocorbula) nucliformis*, *Chione (Chionopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccella) impar*, *Tellina (Angulus) subtrigona* and *Corbula (C.) nasuta*. The tolerant species in June were: *Cardita (Cardites) laticostata* and in October: *Corbula (Caryocorbula) marmorata*, *Acteocina carinata*, *Dendropoma lituella*, *Odostomia (Chrysallida) astricta*, *O. (Ch.) virginialis*, *O. (Ch.) oregonensis*, *Patelloida semirubida* and *Seila assimolata*. In general, with proximity to the coast and to the pollution sources, the abundance falls, although a tendency to improve in October, could be observed, at a time following the maximum interference of the coastal currents of summer. This shows a "washing" effect or a decrease of pollutants of self-depurative effect; with recovery pulses and reveals a considerable resilience of the benthic community in this bay with time, high elasticity, scarce malleability, regular width and a relatively high hysteresis.

I. INTRODUCCIÓN.

Una evaluación óptima de los niveles de contaminación de mares y océanos incluye la selección de aquellos criterios de calidad ambiental que resulten más adecuados para establecer el grado de deterioro de acuerdo con los tipos de alteración. Son tradicionales los estudios que incluyen parámetros fisicoquímicos, que indican características regionales en relación con la dinámica hidrológica, así como las concentraciones de los principales contaminantes en diversos ambientes del ecosistema.

Es esencial el estudio de aspectos importantes en el comportamiento de los materiales contaminantes, como composición química, tiempo de residencia en el agua, estabilidad, capacidad de degradación, forma de dispersión en función del patrón de circulación de las corrientes marinas y del régimen de mareas, en particular, al existir una gran cantidad de sustancias tóxicas; según Guthrie y Perry (1980), se conocen actualmente cerca de 20,000 compuestos químicos involucrados en estos procesos, pero sus interacciones sobre la biósfera se desconocen, por tanto, es necesario definir y seleccionar preferencialmente, sólo aquellos que aporten la mayor información sobre las condiciones ambientales en el tiempo.

Los invertebrados bénticos integran los efectos de las variables ambientales, dependiendo de sus ciclos de vida, densidad ecológica y tasas de colonización. Además, por su facilidad de manejo, son los más recomendables para evaluar los efectos de diversos tipos de contaminación (James y Evison, 1979). Algunos ya se han establecido como especies "indicadoras", puesto que su presencia en elevados números está correlacionada con la incidencia de distintos contaminantes, entre los cuales los más comunes son los aportes de material orgánico antropogénico, condición ampliamente estudiada en muchos sitios costeros (Bellan, 1967; 1980; Reish, 1956; 1957; 1959; 1961; 1963; 1966; 1972; 1973; Reish y Barnard, 1960). En forma general, el registro de la proliferación excesiva de algunas especies es un indicio de que el medio está siendo degradado, o apenas colonizado.

El uso de indicadores biológicos ayuda a detectar el aumento o la disminución de la contaminación en los ecosistemas, permite establecer las fuentes contaminantes y señalar su ruta de transmisión desde el hombre hacia el ecosistema marino y viceversa (Domínguez-Parra, 1986). Las algas y los invertebrados son los dos grupos de organismos más recomendados y empleados para efectuar observaciones sobre la evolución de la calidad ambiental en ambientes costeros, su naturaleza sedentaria permite la realización de análisis espaciales de los efectos que producen los contaminantes. (Lenat *et al.*, 1980; Hellawell, 1986).

Según Soule (1988) el significado de la palabra *indicador* se deriva del Latín *indicare*, que es señalar, puntualizar, declarar; presenta diferentes significados, acepciones y usos: 1) dirigir la atención hacia algo, acotar, mostrar, 2) dar un signo o una señal, 3) significancia, 4) mostrar la necesidad de algo, llamar la atención respecto a algo, 5) denotar la causa de algo, la naturaleza de un tratamiento o de una respuesta, b) expresar de forma breve o generalizar.

Las especies "indicadoras" se definen como especies o conjuntos de especies que tienen requerimientos particulares con relación a un grupo de variables físicas o químicas, de tal manera que los cambios en la presencia/ausencia, la morfología, la fisiología o el comportamiento de tales especies, indican que las variables físicas o químicas se encuentran lejos de sus límites de preferencia. En virtud de que la presencia del indicador, es un reflejo de su medio ambiente, su presencia en elevados números significa que sus requerimientos físicos, químicos y nutricionales se encuentran cubiertos. De acuerdo con este planteamiento, se puede considerar que si se conocen los factores ambientales que comunmente limitan a las especies de interés, la presencia del organismo, indicará condiciones ambientales específicas. Por el contrario, los organismos que presentan tolerancias amplias para diferentes condiciones ambientales y cuyos patrones de distribución solo son afectados ligeramente por las variaciones sustanciales en la calidad ambiental, son indicadores pobres.

Los organismos pueden utilizarse para dirigir la atención sobre la calidad del ambiente. Pueden dar señales de que existen ciertas características, se encuentran ausentes o no suceden. Pueden denotar una necesidad, pueden puntualizar la naturaleza de algo, mostrar una causa, sugerir una acción o un remedio. Un organismo seleccionado puede servir para caracterizar un sitio de forma breve o para expresar una generalización, sin embargo, el uso de los indicadores no puede sustituir la investigación de las comunidades (Burton Jr, 1991) y el registro fisicoquímico de la calidad ambiental.

Deben realizarse estudios conducentes al establecimiento de especies "indicadoras", que puedan coadyuvar al diagnóstico de la calidad ambiental en sitios de interés, para aportar más elementos, a fin de que sea factible evaluar rápida y verazmente el grado de contaminación.

Se denomina contaminación orgánica a la adición de materia orgánica proveniente de las actividades antropogénicas, considerando desde las heces fecales, las aguas domésticas de desecho, las aguas municipales, los residuos de rastros, de la agricultura, las descargas industriales, hasta las aguas y los residuos que se producen en la preparación, empaque, enlatado, venta y consumo de productos agropecuarios y pesqueros, entre otros (Reish, 1972; 1973; Pérès *et al.*, 1980).

La composición de las comunidades del macrobentos refleja de un modo global las condiciones ambientales, no solo las existentes durante el muestreo; sino las que han existido desde el momento en que los individuos se han establecido en el sustrato. El conocimiento de las poblaciones estrechamente ligadas a la contaminación y la posibilidad de delimitar su distribución, conducen a la noción de especies "indicadoras" (Pérès *et al.*, 1980). Estas integran los efectos de muchas variables del medio, son indicadoras continuas, responden al efecto sinérgico de un amplio intervalo de condiciones, además de proporcionar información directa sobre cambios en las poblaciones de interés comercial. Desde décadas pasadas, el estudio de invertebrados marinos, como los poliquetos, ha causado gran interés debido a su gran abundancia en medios perturbados o contaminados, lo que los ha convertido en una buena herramienta biomonitora, la cual se ha empleado por

numerosos autores como Hynes (1960), Rosenberg y Wiens (1976), James y Evison (1979), Phillips (1980), Matthews *et al.* (1982), Domínguez-Parra (1986), Hellawell (1986), Mouthon (1987), Burton Jr (1991), Rosenberg y Resh (1993), Granados Barba (1994), entre otros.

Las descargas municipales y aquellas derivadas de la industrialización de productos pesqueros en Guaymas, han sido depuestas al mar sin tratamiento desde hace más de 50 años, manifestando impactos visibles en las décadas recientes (Secretaría de Marina, 1973; CECYT, 1981; Ochoa-Machetto, 1986), además de que se han efectuado diversos análisis de las variables fisicoquímicas, los contaminantes y la hidrodinámica, que pueden ser relacionadas con la composición de las comunidades bénticas.

Para demostrar la utilidad de las comunidades bióticas como herramienta complementaria fundamental en el establecimiento de las condiciones de calidad del ambiente en los ecosistemas marinos y determinar si algunas especies se comportan como "indicadoras", en este trabajo fue evaluada la estructura y composición de la comunidad béntica de la Bahía de Guaymas, Sonora, relacionándola con la calidad del agua y de los sedimentos, a la vez de probar distintos índices ecológicos, como los de diversidad de Shannon y Wiener (1963), Menhinick (1964), Margalef (1968) y Simpson (1949) similitud de Sneath y Sokal y de Morisita Ono (citados por Brower y Zar, 1981) y de similaridad y coeficiente de contaminación de Satsmadjis (1982; 1985) que señalan la riqueza y proporción de aparición de las especies en una comunidad, sus grados de semejanza y niveles de alteración de la composición, para seleccionar de entre ellos, los más apropiados en la determinación del grado de afectación provocado por la intrusión de materia orgánica. El presente trabajo se incluye en el "Estudio de Calidad del Agua de la Bahía de Guaymas, Son. y Proximidades", desarrollado, a partir de muestreos representativos de las variaciones climáticas estacionales y de las condiciones ambientales en quince estaciones de muestreo (Secretaría de Marina, 1990).

II. OBJETIVOS.

OBJETIVOS GENERALES.

- Analizar la calidad del agua y de los sedimentos de la Bahía de Guaymas y determinar si algunas especies macrobénticas se comportan como indicadoras de condiciones de estrés ambiental por enriquecimiento o contaminación orgánica.
- Demostrar la utilidad de las comunidades bénticas como herramienta para el establecimiento de condiciones de calidad ambiental en ecosistemas marinos costeros, a través del uso de índices numéricos.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

- Evaluar la calidad del agua de la Bahía de Guaymas, Sonora a partir de la estimación de parámetros fisicoquímicos (temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto, nitratos, amonio, nitritos, ortofosfatos, fósforo total, sólidos totales suspendidos), de contaminación (DBO, detergentes, contenido de bacterias coliformes, metales pesados –hierro, plomo, cobre, zinc, cadmio, cobalto, manganeso, níquel-, grasas y aceites e hidrocarburos en sedimentos) y sedimentológicos (textura y contenido de carbono orgánico).
- Evaluar la calidad ambiental de la Bahía de Guaymas, Sonora mediante el análisis de la estructura y composición de la comunidad béntica.
- Cuantificar la calidad ambiental y la estructura y composición de la comunidad béntica mediante el uso de índices bióticos (estadístico de Olmstead-Tukey; diversidad de Shannon y Wiener, Menhinick, Margalef y Simpson; similitud de Sneath y Sokal y de Morisita Ono; similaridad y coeficiente de contaminación de Satsmadjis y abióticos (índice de calidad del agua de Walski y Parker, índice de fineza y de contenido de arena de los sedimentos de Satsmadjis y Voutsinou) para relacionar la calidad del agua con la estructura y composición de la comunidad béntica mediante técnicas multivariadas (análisis de componentes principales y de agrupamiento).
- Analizar y seleccionar de entre los índices empleados, los más apropiados en la determinación del grado de afectación provocado por la intrusión crónica de materia orgánica en la Bahía de Guaymas, Sonora, susceptibles de emplearse en otros sitios.

III. ANTECEDENTES.

Los estudios efectuados en la costa de Guaymas han sido aislados, esporádicos y fragmentarios; algunos de ellos inciden en aspectos florísticos y faunísticos relacionados con la estimación de la riqueza y diversidad de especies que conforman distintas comunidades bióticas; se ha incidido en descripciones del medio biótico y abiótico (Secretaría de Marina, 1973), de las comunidades planctónicas (Licea-Durán, 1974), ficológicas (Dawson, 1962) y malacológicas (Shasky y Campbell, 1962; Dushane y Poorman, 1967; Pérez-Rodríguez, 1974).

Con respecto al impacto producido por la contaminación sobre la calidad ambiental, se han efectuado algunas investigaciones como la de Secretaría de Marina (1973), donde se establece la presencia de problemas visibles de contaminación en zonas bien localizadas, reflejados por la presencia de manchas de petróleo, desperdicios y basura, turbidez de las aguas, películas grasosas de origen orgánico, acompañadas de residuos espumosos y aspecto lechoso del agua, a causa de la existencia de cadáveres de organismos que se hallaban en proceso de descomposición.

El origen de las condiciones anómalas ha sido el impacto de las actividades antropogénicas que se desarrollan principalmente en Guaymas como transportación marítima, terrestre y aérea, industrialización, - básicamente reductoras, empacadoras y congeladoras de productos pesqueros-, construcción y reparación de embarcaciones navales, agricultura, ganadería, pesca y turismo, así como la descarga municipal del Puerto de Guaymas, que contiene los desechos domésticos e industriales resultantes de todas las actividades que allí se desarrollan.

El Centro de Estudios Científicos y Tecnológicos de Guaymas (CECYT, 1981) incidió en algunos aspectos sobre la hidrología y microbiología de la bahía, encontrando que las más bajas concentraciones de oxígeno disuelto durante todo el año, se relacionaron con la mayor carga de materia orgánica; también se observó que a mayor actividad industrial y humana, se presenta mayor concentración de bacterias.

En 1986, Ochoa-Macchetto detectó niveles promedio de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno _{5 días} de 33.95 mg O₂/L, de amonio de 211.91 ug-át/L, así como abatimiento total de oxígeno disuelto (0-0.35 mg/L) en los puntos cercanos a las descargas municipales e industriales, señalando condiciones de *contaminación por enriquecimiento orgánico*, el cual está constituido principalmente por los residuos de los procesos del empaque, corte y enlatado de camarón, atún y sardina, de la producción de harina de pescado, así como de heces fecales, basura y aguas de desecho municipales e industriales, caracterizadas por altos contenidos de residuos orgánicos y de sólidos en suspensión; calculó que el 58.3 % de la DBO_{5 días}, el 83.3 % del nitrógeno total y el 94.1 % de los fosfatos solubles en el área del Puerto de Guaymas, tienen su origen en actividades antrópicas.

El Departamento de Calidad del Agua y Monitoreo de la Dirección de Prevención de la Contaminación Marina (Secretaría de Marina, 1990), realizó el "Estudio de la

Calidad del Agua del Puerto de Guaymas, Sonora y Proximidades" entre 1986 y 1987 consistente en cuatro campañas oceanográficas, que caracterizaron un ciclo anual; encontrando que la bahía se puede dividir, de acuerdo a su grado de impacto, en zonas hidrológicas bien diferenciadas, las cuales fueron establecidas mediante análisis estadísticos multivariados de cúmulos, con base en los resultados estandarizados de los parámetros físicos, químicos, de contaminación, geológicos y biológicos.

El uso de los organismos macrobénticos como indicadores de contaminación o de alguna otra alteración ambiental, es evidente a través de numerosos trabajos, correspondientes a otros países (los hay desde principios del S. XX y entre los más recientes se encuentran Bellan, 1987; James y Evison, 1979; James y Perry, 1980; Penny, 1985, etc.). En México, sólo existen los estudios recientes de González Macías (1997) y de Amezcua Allieri (1998) efectuados en el litoral del Golfo de México en una chapopotera natural y en la desembocadura del Río Pánuco, respectivamente.

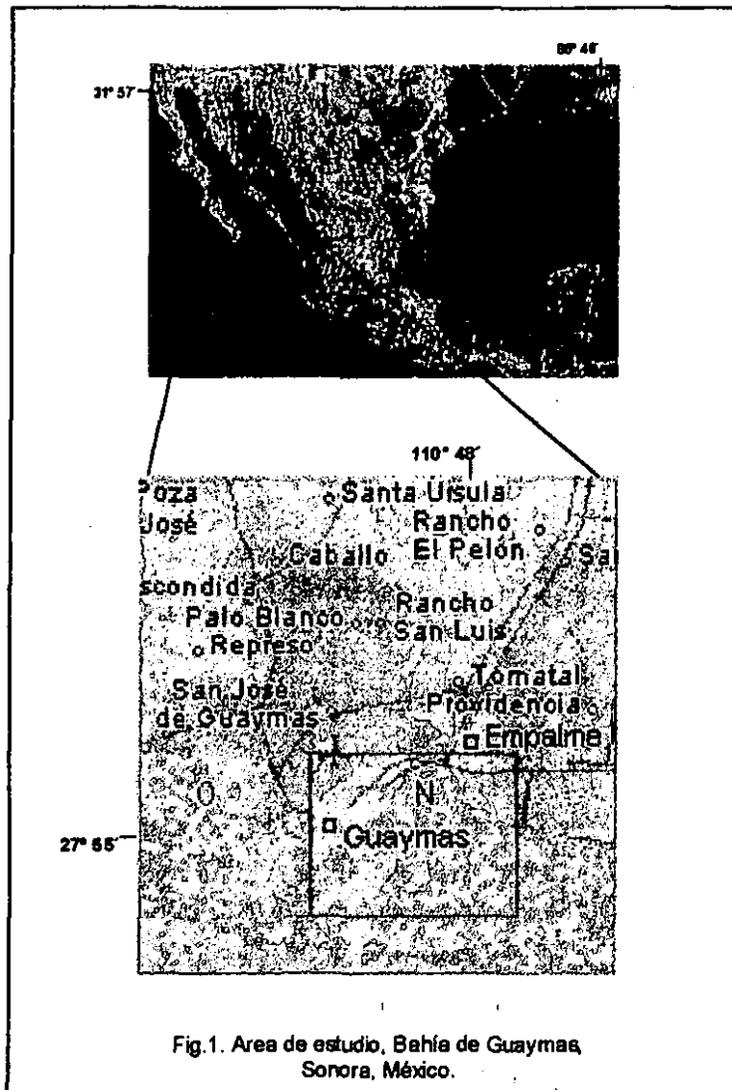
Algunos investigadores como Márquez Bravo (1986) y Rosas *et al.* (1984) han desarrollado estudios sobre invertebrados bénticos en ríos; en áreas marinas correspondientes a otros países (Solís-Weiss, 1982a; Solís-Weiss, 1982b), o con respecto a la presencia de especies bajo condiciones de contaminación, pero sin llegar a precisar las relaciones causales o las especies "indicadoras" (Pérez-Rodríguez, 1974; Barajas Sánchez, 1989).

Otros trabajos complementarios que han contribuido a indicar la presencia de otras especies distintas a las indicadoras en sitios no contaminados son por ejemplo aquellos de Stone y Reish (1965) y Barnard (1970); los cuales señalan agrupaciones de especies que se presentan bajo condiciones normales y hacen posible compararlas con las que se detectan a niveles altos de algún tipo de contaminante.

También se han desarrollado múltiples bioensayos o estudios de los efectos fisiológicos, bioquímicos y patológicos en las especies indicadoras, que señalan sus niveles de tolerancia a niveles altos de contaminación, como los de Goldberg *et al.* (1978), Brown (1980), Chaubert (1984), Amiard-Triquet (1986), Picado y Le-Gal (1990), Truchet *et al.* (1990), Hamburg-FRG Wasserguetestelle-Elbe (1991), Johnson *et al.* (1993), Siddal *et al.* (1993), entre otros.

IV. ÁREA DE ESTUDIO.

La Bahía de Guaymas se ubica entre 27° 54'-27° 59' de latitud Norte y 110° 48'-110° 55' de longitud Oeste. Sus límites son: al norte municipios La Colorada y Suaqui Grande, al sur el Golfo de California y el municipio de Hermosillo (Secretaría de Marina, 1979).



El área de estudio está constituida por una bahía exterior, entre isla Pájaros y tierra firme, una bahía intermedia de Punta Baja, al sur, hasta islas Morrito al este, Almagre Grande al oeste, el muelle sur al norte, y una bahía interior (Fig. 1) (Secretaría de Marina, 1979).

Lankford (1977) considera a la bahía interior de Guaymas como laguna costera, la localiza en la región C y la cataloga en los tipos I-E, III-B, en las costas de Baja California y Sonora-Sinaloa, con depresiones formadas por procesos no marinos durante el decenso del nivel del mar; inundadas por la Transgresión del Holoceno, modificadas leve o frecuentemente a partir de la estabilización del nivel del mar durante los últimos 5,000 años. Depresiones

costeras kársticas del tipo cañón rocoso inundado en los márgenes internos del borde continental con barreras arenosas de orientación triangular.

Con relación a las unidades morfotectónicas de Carranza-Edwards *et al.* (1975) corresponde a la UM VII, establecida dentro de la Planicie Costera Noroccidental, que limita al Sur con el extremo occidental de la Cordillera Neovolcánica. Fisiográficamente se localiza dentro de las provincias Zona Desértica de Sonora, Llanura Costera de Sinaloa y Valles Paralelos de la Sierra Madre Occidental. Presenta en su parte norte, sedimentos deltáicos del Río Colorado. Tiene una

plataforma continental amplia, de posible carácter deposicional, con talud moderado, salvo en la parte media, donde el talud se profundiza rápidamente.

Inman y Nordstrom (1971) determinan que en el área se registra una predominancia de costas de arrastre de neoeje. Desde el punto de vista morfológico y genético (Shepard, 1973) incluye varios tipos de costas: primarias, por depositación subaérea y de ríos; costas de complejos deltaicos; primarias, formadas por movimientos diastróficos; costas de falla; costas de "rift"; secundarias, por depositación marina y planicies aluviales.

En la Planicie Costera del Pacífico se registran depósitos aluviales del Pleistoceno: granitos, dioritas, esquistos y gneiss del Mesozoico (Secretaría de Gobernación/UNAM, 1988). Está circundada por las siguientes sierras: Bacatete (al este), Santa Ursula y La Pasión (al oeste), Del Carrizal y Moradillas (al norte), y Libre (al noroeste) (Secretaría de Marina, 1973).

El Río Mátape y los Arroyos Marcial, El Hecho, El Saco y El Huico irrigan la bahía; el Arroyo Del Rancho desemboca en el estero del mismo nombre, al noroeste de Punta Blanca. Las mareas son diurnas, con un intervalo mareal de 0.61 a 1.50 m (Secretaría de Marina, 1973).

La Bahía de Guaymas se ubica en el Golfo Inferior de California, el cual se localiza entre la Isla Tiburón y una línea imaginaria que une a Mazatlán y Cabo San Lucas. Se caracteriza por su libre comunicación, salinidades superficiales relativamente altas y la presencia de una fuerte corriente hacia el sur, cerca de sus límites occidentales. Las amplitudes de marea son pequeñas y las diferencias en corrientes son menos importantes que aquellas producidas por el viento. La variación de la temperatura es marcada, señalando la estacionalidad; las variaciones de salinidad son mínimas. Las corrientes superficiales fluyen predominantemente hacia el sureste en invierno y al noroeste en verano. La termoclina frente a Guaymas se encuentra cercana a los 25 m de profundidad en verano y a unos 120 m en invierno, la medida promedio anual de la temperatura de fondo es de 28 ° C. Al inicio de junio y hasta septiembre las isotermas son paralelas al golfo a lo largo del eje longitudinal, ocasionando que las aguas más calientes estén en Sonora y Sinaloa, mientras que en Baja California se desarrollan surgencias. Se asocia al efecto de los vientos que soplan del Sureste. En octubre sucede una situación muy particular y cambian de sentido las isotermas, produciendo afloramientos en la costa oriental del golfo. En la provincia del Golfo Inferior se observa un incremento en la temperatura del agua, con respecto a las otras provincias (Cano Pérez, 1991).

Emilsson y Alatorre (1980) señalan una convergencia entre la Isla del Carmen y el Río Mayo durante la primavera y el verano. En el Golfo de California existe la influencia de todas las corrientes del Pacífico Este, que provienen de norte y sur, definidas primordialmente por los vientos locales, en dirección Norte a Sur en invierno cuando son fríos y secos; en el verano van de Norte a Sur con masas de aire húmedo que se introducen al golfo provocando lluvias y creando condiciones hidrográficas específicas que influyen en la circulación de corrientes.

Las corrientes que marcan la dinámica del Océano Pacífico tropical mexicano son la Corriente de California, la Corriente del Golfo de California, la Corriente Costanera de Costa Rica (influye en el Golfo en junio-julio desaparece en agosto), la Corriente Norecuatorial (agosto-septiembre tiempo de máximo efecto de huracanes, fluye al norte hasta octubre: un estado de calma se establece en este mes) y la Corriente Ecuatorial (Wyrski, 1965).

El clima es de tipo B W (h') h w (e) muy árido o muy seco cálido con régimen de lluvias de verano. Existe un exceso de evaporación sobre la precipitación pluvial y una condición desértica imperante. La oscilación anual de la temperatura es extremosa. La precipitación pluvial anual no alcanza los 300 mm (García, 1973). Los chubascos o chaparrones se registran entre julio y septiembre. Las tormentas de varios días de duración ocurren en octubre de 1987 (Secretaría de Marina, 1979). La temperatura varía de 8 a 40° C con un valor promedio de 23.7° C. La oscilación anual de las temperaturas medias mensuales va de 7 a 11° C. El promedio de temperatura de los meses más calurosos es de 31.2° C y éstos comprenden julio y agosto (Secretaría de Marina, 1973).

De septiembre a junio, la mayoría de tormentas tropicales que afectan la zona van hacia el noreste e influyen desde el Golfo de Tehuantepec, hasta el norte de Guaymas (Secretaría de Gobernación/UNAM, 1988).

La circulación de vientos presenta una dirección Noroeste la mayor parte del año, influenciada por el Anticiclón del Pacífico Septentrional. El promedio de intensidad del viento es de ocho nudos; en verano éstos soplan en dirección Este y Sureste respecto a los ciclones tropicales que afectan la región (Secretaría de Marina, 1973). Predomina el efecto de los vientos sobre las corrientes de marea, y se presentan surgencias eólicas en el litoral Pacífico (Secretaría de Gobernación/UNAM, 1988).

La textura sedimentológica del litoral de Guaymas corresponde a limos y su composición es terrígeno proximal (Carranza-Edwards y Aguayo-Camargo, 1990).

En Guaymas están presentes algas rodofitas coralináceas y clorofitas, principalmente de los siguientes géneros: *Lithophyllum*, *Spyrtdia filamentosa*, *Gracillaria* y *Chaetomorpha*; el primero de los cuales, se encontró abundante en el fondo marino, al sur de Punta Baja, y los demás se distribuyeron en toda el área. Las especies de peces de importancia comercial en la bahía son: *Palabrax maculatofasciatus*, *Cynoscion othonepterus*, *C. macdonaldi*, *Oligoplites altus*, *Palometa smlillina*, *Neomaenis argentiventris*, *Calamus brachysomus*, *Eucinostomus californiensis*, *Symphurus aticaudatus*, *Ophistonema libertate*, *Mustelus lunulatus*, *Squatina californica*. Otras especies presentes en los esteros corresponden a: *Cetengraulis mysticetus*, *Balistes polylepsis*, *Anchoa panamensis*; cangrejos de las especies *Callinectes belicosus*, *Uca crenulata*. Entre las aves marinas se encuentran: *Pelecanus* spp, *Larus argentatus* y *Sterna*

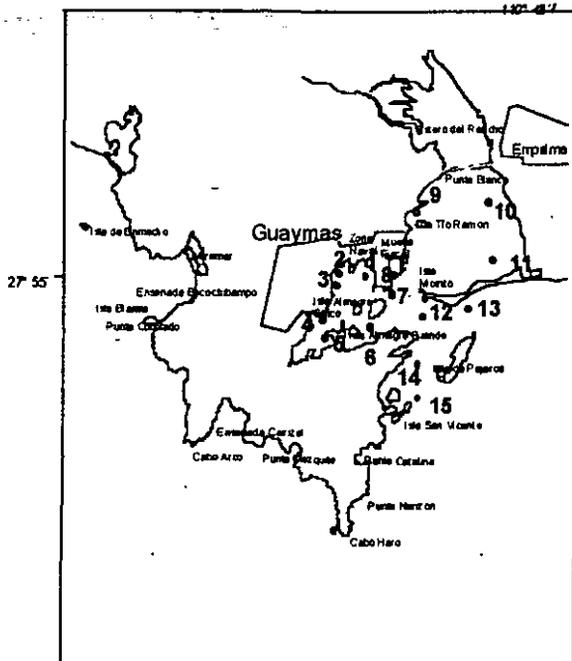
spp. En las playas rocosas de Guaymas, fueron reportados pinnípedos y frente a las costas orcas de la especie *Grampus rectipinae* (Secretaría de Marina, 1973).

El Puerto de Guaymas desde 1859 es fundamentalmente pesquero, el 99 % de la captura de sardina Monterrey *Sardinops sagax caeruleascens* a nivel nacional, se ~~extrae en la zona noroeste del país y se destina en un 20 % al enlatado y en un 80 %~~ a la elaboración de harinas de pescado, actividades que se realizan intensamente en este puerto. Es una ruta marítima que da salida a grandes volúmenes de productos agrícolas, ganaderos, además de pesqueros de toda la región y es una zona turística de cierta importancia (Secretaría de Gobernación/UNAM, 1988).

El origen de la contaminación orgánica en Guaymas han sido las actividades antropogénicas, incluyendo transportación (terrestre, aérea y marítima), industrialización (básicamente reductoras, empacadoras y congeladoras de productos pesqueros), construcción y reparación de embarcaciones, agricultura, ganadería, turismo y pesca, así como la descarga municipal del Puerto de Guaymas. Desde 1973 ya se han detectado impactos visibles, relacionados a condiciones de contaminación orgánica (Secretaría de Marina, 1973).

V. MATERIAL Y MÉTODO.

Fig. 2. Estaciones de muestreo en la Bahía de Guaymas, Sonora, México.



El presente trabajo es parte del "Estudio de Calidad del Agua de la Bahía de Guaymas, Son. y Proximidades", desarrollado en la Secretaría de Marina (1990), en cuatro campañas de muestreo representativas de las variaciones climáticas estacionales y de las condiciones ambientales en diciembre de 1986 y marzo, junio, octubre de 1987. Para tal fin se seleccionaron 15 estaciones (Fig. 2) y fueron evaluados diversos parámetros físicos, químicos, biológicos y sedimentológicos, relacionados con la determinación de las condiciones hidrológicas y la cuantificación de las sustancias contaminantes.

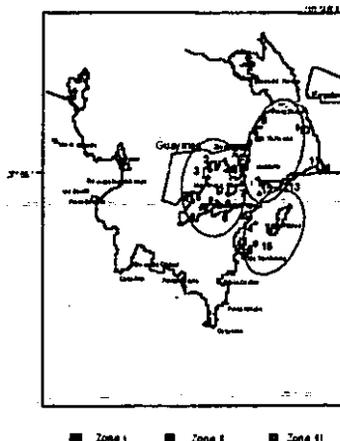


Fig. 3. Area de estudio en la Bahía de Guaymas, Sonora, México. a) Vista panorámica, b) zonación con base en la calidad del agua efectuada en 1990. (Secretaría de Marina, 1990)

El análisis de la comunidad béntica para seleccionar especies indicadoras aceptables que denotaran la calidad del ambiente marino (Fig. 3a.) correspondió a junio y octubre, que representan condiciones climáticas extremas. Dicha selección fue con base en los criterios de Reish (1973), quien efectuó estudios en sedimentos costeros que han registrado gradientes de contaminación, tal como se observó en la Bahía de Guaymas en 1986-1987 (Secretaría de Marina, 1990). El gradiente en el área de estudio fue como sigue: la Zona I, sitio más contaminado, cercano al puerto y que recibió mayor número de descargas (estaciones 1 a 8); la Zona II regularmente contaminada por su mayor lejanía a las descargas (estaciones 9 a 11) y la Zona III, poco contaminada a causa de una circulación de corrientes mayor que propició su depuración (Fig. 3b).

VI.1. Técnicas de campo.

En este estudio se efectuaron dos campañas de muestreo en 1987, una en junio y la otra en octubre, a bordo de embarcaciones tipo "Zena" con motor fuera de borda, pertenecientes a la Unidad PROMAM de Guaymas. Estas campañas se consideraron representativas de las variaciones extremas que se presentan a través de un ciclo anual, mínimo necesario para la evaluación apropiada de la calidad del agua (Bishop, 1984).

En cada ocasión se consideraron quince estaciones, establecidas en función de las descargas industriales y municipales más importantes (Fig. 2). Los muestreos fueron realizados sólo a nivel superficial debido a la uniformidad de la columna de agua, ya que es somera.

La toma de muestras se realizó con botellas Niskin para el análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos; para las bacterias se efectuó por medio de botellas estériles de vidrio en muestreadores Zobell.

Se realizaron análisis físico químicos de rutina y de algunos contaminantes (carga orgánica y coliformes fecales y totales).

Los análisis microbiológicos se llevaron a cabo con el objeto de determinar la presencia del grupo de coliformes, considerados como indicadores de contaminación fecal (Rodríguez y Romero, 1981); a su vez el contenido de clorofila *a* es representativo de la productividad orgánica primaria, la cual puede considerarse como un indicador aceptable de las condiciones generales del medio marino y de las actividades antropogénicas (Reish, 1973).

La temperatura se determinó mediante termómetros reversibles y de cubeta; la salinidad con un salinómetro Beckman modelo 118 WA200; la transparencia con un disco de Secchi, aplicando la ecuación empírica para calcular el coeficiente de atenuación de la luz y las corrientes utilizando un correntómetro InterOcean 135-R.

Para el análisis béntico, la colecta cuantitativa de sedimentos en áreas someras, se empleó una draga Van Veen, que abarca una superficie de 0.10 m² (Gray, 1981) y con la cual se obtuvieron las muestras durante las dos campañas. Según Holme y McIntyre (1971) se recomienda la obtención de 1 a 3 submuestras por punto. En este estudio se tomó una submuestra por localidad, midiendo en un recipiente graduado, un volumen constante de aproximadamente 18 litros de sedimentos, conservando el remanente en la draga, para los análisis granulométricos y de contaminación.

Debido a que los grupos macrobénticos de importancia, pueden ser recolectados con cribas de 0.5 y 1.0 mm de luz de malla (Xiangze, 1990), en sedimentos arenosos se utilizó el tamiz de 1.0 mm (0 phi) y en limosos y arcillosos, el de 0.5 mm (1 phi), de acuerdo a la propuesta metodológica de Perkins (1974; 1977).

El lavado de las muestras se realizó *in situ* con agua marina, cuidadosamente para evitar la ruptura de estructuras. La conservación de las muestras hasta su análisis en el laboratorio se realizó con formalina, al 4 %, neutralizada con borato de sodio; asimismo se efectuó la tinción de las muestras con unas gotas de rosa de Bengala, para diferenciar los tejidos de los organismos en el laboratorio (com. pers. Méndez Ubach, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM).

VI.2. Técnicas de laboratorio.

El oxígeno disuelto, los nitritos, los nitratos, el nitrógeno amoniacal, los ortofosfatos y la clorofila *a* se determinaron según los métodos descritos por Strickland y Parsons (1972); el fósforo total y los sólidos totales suspendidos fueron medidos de acuerdo a lo descrito en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1980; 1985; NMX-AA-34-1981); las grasas y aceites se midieron empleando la técnica que se basa en la extracción con N-hexano que se describe en NOM-AA-5-1980, y los detergentes empleando la técnica de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM), descrita en: NMX-AA-38-1976 y NOM-AA-39-1980. La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), se efectuó con el análisis descrito en SARH (1979) y la norma: NMX-AA-28-1981. La cuantificación de coliformes se hizo aplicando las técnicas del Número más Probable (NMP), descritas en las normas NMX-AA-42-1987 y NMX-AA-102-1987.

Los sedimentos se analizaron determinándolos granulométricamente (textura y contenido de carbono orgánico) y por la detección de contaminantes. Para analizar la granulometría fue empleada la técnica de Folk (1969). Los hidrocarburos aromáticos se evaluaron por espectroscopía de fluorescencia entre 300 y 400 nm, según las técnicas descritas por Guilbault (1973) y Lakowicz (1983) modificadas. La determinación de metales pesados en los sedimentos se efectuó por medio de una extracción con ácido clorhídrico, por digestión de dos o tres gramos de sedimento a 65 °C durante 48 hrs. La evaluación se realizó por espectrofotometría de absorción atómica de acuerdo a los métodos detallados para metales en agua (Chester y Voutsinou, 1981).

VI.2.1. Organismos bénticos.

En el laboratorio los organismos bénticos, fueron preservados en una solución de alcohol etílico al 70%, para mayor durabilidad de los especímenes (Brower y Zar, 1981).

Como todas las muestras bénticas contenían una cantidad excesiva de fragmentos de algas coralináceas, residuos de moluscos y crustáceos, tubos vacíos de poliquetos, fragmentos de huesos y escamas de peces, después de una revisión minuciosa fue necesario separar la mayor cantidad de fauna viva. En virtud del tamaño pequeño que presentaron los organismos, se procedió a desarrollar una metodología para fraccionar las muestras (Ortiz-Gallarza, 1988), mismas que fundamentalmente contenían micromoluscos, o protoconchas y formas juveniles de macromoluscos, solo visibles al microscopio, fue necesario efectuar su separación en seco. El método consistió en homogeneizar la muestra, distribuirla en un bastidor de 0.16 m² de superficie y 25 separaciones de cuadrantes o réplicas de pequeñas dimensiones (0.0064 m²), las cuales se analizaron al azar una por una, hasta que se asintotizó la gráfica de diversidad de especies vs réplicas. Esto se ajustó a 4 cuadrantes, tanto para las especies de la Clase Bivalvia o Pelecypoda, como para las de la Gastropoda, reduciendo considerablemente el tiempo de análisis de las muestras.

Para la determinación de organismos hasta el nivel de especie se utilizaron microscopios estereoscópico y óptico, con base en los criterios de Morris (1966; 1973), Keen (1971), Abbott (1974) y Keen y Coan (1974). Se evitaban las sinonimias mediante la consulta de las referencias originales en los casos necesarios.

VI.3. Técnicas de gabinete.

Fue necesario realizar un análisis oceanográfico inicial de las condiciones fisicoquímicas normales para discriminar y destacar la preponderancia de éstas en el Índice de Calidad del Agua de Walski y Parker (1974). Con este índice, a diferencia del ICA de SARH, se enfatizan las variaciones entre estaciones de muestreo y permite detectar en qué sitios hay descargas de contaminantes con base en parámetros que las señalan. Se determinó la calidad del agua para uso recreacional, la cual considera los siguientes parámetros: temperatura F-(t), cambios de temperatura F-(dt), pH F-(pH), nutrientes [nitrógeno y fósforo F-(Nu), nitratos de F-(NO₃), fosfatos F-(PO₄)], sólidos suspendidos totales F-(SS), coliformes totales F-(CT), oxígeno disuelto F-(OD), grosor de la capa de grasa y aceites F-(GC), transparencia del agua F-(DS); de los cuales deriva el índice de calidad del agua F-(DS) con los siguientes criterios de interpretación (Tabla 1):

Tabla 1. Simbología y Categorías del Índice de Calidad del Agua para uso recreacional (Walski y Parker, 1974).			
Indice	Categoría	Clave	Significado
1.0000-0.6999	Excelente	0	No existe problema
0.5000-0.0111	Regular	@	Puede haber problema
0.0100-0.0009	Pésima	#	Existe problema
0.0000-0.0010	Inservible	X	Existen problemas serios

Las variables más representativas fueron sometidas a un análisis multivariado Análisis de Agrupamiento o "Cluster" (En: IMP, 1987); formando sistemas de matrices 10 x 15 (10: parámetros), (15: estaciones), el cual considera distancias máximas o mínimas de los puntos afines, para aplicar el método de agrupación "Z", donde los resultados son representativos de una población mínima con distribución normal, de tal manera que los datos individuales pueden transformarse en unidades de desviación estándar ("Rankits" o desviaciones tipificadas). El uso de "Rankits" permite estandarizar los datos y llevarlos a una escala de variación, dentro de la cual, los valores Z son independientes de las unidades originales; presentan una variación uniforme, así como cero real, por lo que es válido aplicar métodos de la estadística paramétrica.

A continuación se explican los índices aquí empleados para la mejor comprensión y diferenciación en el uso de indicadores macrobénticos.

Debido a planteamientos distintos y a que las características particulares de la fauna encontrada en este estudio difirieron considerablemente de la de otros sitios, se decidió calcular todos éstos índices a efecto de seleccionar el que describa mejor a la comunidad macrobéntica y de comparar los resultados de otros autores, así como de observar las diferencias entre los índices empleados y los valores obtenidos en otros estudios que también analizan los efectos de la contaminación sobre las comunidades bénticas, y discernir si es posible desarrollar estandarizaciones, pues la diversidad es una medida comparativa empleada extensivamente para calificar condiciones de contaminación del agua y de otras perturbaciones del hábitat; entre más contaminado esté un cuerpo de agua, menor será su diversidad (Wilhm, 1967; Wilhm y Dorris, 1968).

El Índice de Fineza de los Sedimentos de Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri (1985) se utilizó en virtud de que pondera los porcentajes de arcilla y limo presentes en los sedimentos y los sintetiza en un valor único; se basa en el

supuesto de que si hay predominancia de partículas de diámetro fino, existe mayor propensión a acumular contaminantes. Los valores bajos denotan granos gruesos (arenas) y se incrementan con la elevación de la proporción de granos finos (limos y arcillas), señalando mayor tendencia a la captación y acumulación de contaminantes. Asimismo, se evaluó el Índice de Contenido Arenoso, de los mismos autores para evitar sesgos al ponderar sólo los granos finos al aplicar las técnicas multivariadas, puesto que pondera los gruesos y es empleado para estimar el coeficiente de contaminación de Satsmadjis (Satsmadjis 1982; 1985; Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri, 1985).

Después de la determinación y el conteo de especies bénticas se elaboraron las matrices y los cálculos correspondientes. Para determinar la estructura de una comunidad se consideró el número de especies, la abundancia y la frecuencia relativa porcentual (Birch, 1981). La abundancia y la frecuencia de aparición espacio-temporal de las especies, junto con la riqueza, son una herramienta útil para estimar la importancia relativa de las especies que integran una comunidad; para determinar la densidad de organismos/m² se multiplicaron las abundancias por el área abarcada por la draga Van Veen (Pianka, 1978 citado por Ochoa Rivera, 1996).

A las frecuencias de aparición y a la densidad absoluta de las especies, se les aplicó el método gráfico de correlación de Olmstead y Tukey (Sokal y Rohlf, 1979; 1981), el cual se ha empleado con éxito en otros estudios sobre ecología del bentos (Ibáñez, 1983; Escobar, 1984; Ochoa Rivera, 1996; González-Macias, 1989; García, 1989; Hernández-Alcántara y Solís-Weiss, 1991; Hernández-Alcántara, 1992; Ocampo Uribe, 1996). Las especies dominantes, constantes, ocasionales y raras se determinan a partir de la relación entre el Ln de la densidad de los organismos y su frecuencia relativa porcentual; esta prueba bivariable (Sokal y Rohlf, 1981) establece estadísticamente la importancia relativa de cada especie. La categorización se basa en la mediana aritmética de la frecuencia relativa porcentual para el eje de "x" y de la mediana del logaritmo natural de la densidad absoluta para el eje de "y", de tal forma que se perfilan cuatro cuadrantes al trazar ambas. En dichos cuadrantes se grafica a las especies según las abundancias y frecuencias de cada una; en el ángulo superior derecho se ubican las especies dominantes, en el superior izquierdo las ocasionales, mientras que en los inferiores aparecen en el ángulo derecho las constantes y finalmente, en el izquierdo, las raras. La calificación de la abundancia se establece con base en la escala estandarizada, que permite efectuar la clasificación con respaldo estadístico, considerando el valor central de la distribución. La escala empleada en ésta prueba es la siguiente (Tabla 2):

Tabla 2. Categorías y descripción de densidades y frecuencias de acuerdo al estadístico de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1981).	
Categoría	Descripción
Dominante	Con densidad y frecuencia mayores a las medianas estadísticas de la frecuencia relativa porcentual y del Ln de la densidad.
Constante o Común	Con densidad menor y frecuencia mayor a las medianas estadísticas del Ln de la densidad y de la frecuencia relativa porcentual.
Ocasional o Estacional	Con densidad mayor y frecuencia menor a las medianas estadísticas del Ln de la densidad y de la frecuencia relativa porcentual.
Rara	Con densidad y frecuencia menores a las medianas estadísticas de la frecuencia porcentual y del Ln de la densidad.

Para determinar especies indicadoras y grado de disturbio de las comunidades bénticas en los dos períodos estudiados, se graficaron las distribuciones log normal, log series y de la "estaca rota" a fin de seleccionar, de entre éstas, el modelo que mejor se ajustara a las curvas obtenidas con los datos de frecuencia y abundancia de especies y de organismos (Gray, 1981; Johnson *et al.*, 1993). El criterio de Pearson *et al.* (1983) consiste en seleccionar las especies pertenecientes a las clases geométricas V y VI de la distribución log normal como las indicadoras. La bondad de ajuste de las distribuciones se evaluó a partir de la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnoff (*En*: Sokal y Rohlf, 1981).

De acuerdo a Washington (1984) la diversidad ecológica consiste en la estimación probabilística de la complejidad y de la variedad presente en las comunidades bióticas. Cairns Jr (1977) la define como una expresión numérica empleada para efectuar comparaciones entre comunidades. A través del tiempo se han desarrollado distintos modelos, la diversidad de colecciones donde todos los miembros pueden ser contados (censos) se puede estimar con el Índice de Brillouin (1962), mientras que el Índice de Shannon-Wiener y de Simpson (1949), se recomiendan para colecciones mucho mayores, ya que son una función de las proporciones poblacionales de las distintas especies (Pielou, 1966; 1969; 1975). Por otra parte en los Índices de Diversidad de Margalef (1963; 1968) y Menhinick (1964) se afirma que no permiten diferenciar entre las diversidades de distintas comunidades que tienen números similares de especies y de individuos.

La uniformidad (equitatividad o equitabilidad) y la dominancia, se estimaron para evaluar qué tanto distaban las riquezas y abundancias de la diversidad máxima que se podría presentar para un número dado de especies y de individuos y si

hubo dominancia considerable que denotara impacto en función de la presencia de especies oportunistas (Gray, 1981).

Para estimar la similitud de la comunidad béntica se emplearon los Índices de Similitud de Morisita-Ono (1959) y de Disimilitud de Sneath y Sokal (1973 citados por Brower y Zar, 1981), que en estudios similares se han considerado recomendables para comparar localidades con base en las diferencias o semejanzas.

El uso de otros índices bénticos de contaminación proviene de estudios como los de Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri (1985) en los Golfos de Pagassitikos y Thermaikos, Grecia. Dichos índices incluyen la eliminación de sesgos por posibles diferencias entre las áreas abarcadas en los lances de draga durante los muestreos, la estandarización de los números de especies e individuos de la macrofauna béntica y el establecimiento de gradientes en la cuantificación de las condiciones de contaminación, como la metodología propuesta por Satsmadjis (1982; 1985), la cual fue aplicada en este estudio para compararla con otros estimadores comunitarios.

En cuanto a los Índices de contenido o equivalencia de arena y de Fineza (Satsmadjis, 1982; 1985; Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri, 1985), los cuales proporcionaron un valor ponderado del equivalente arenoso y limo-arcilloso en el sustrato, ya fueron descritos.

La comparación de números teóricos o esperados de individuos (i_t) y de especies (g_t) en los sedimentos, respecto a los valores o números calculados (i ; g) y al tipo de sustrato sedimentario en el que habitan, permitió evidenciar la presencia de alteraciones en la estructura de la comunidad béntica, ocasionadas por perturbaciones. Este método basado en los estimadores de riqueza y abundancia, fue denominado "griego" porque lo propuso Satsmadjis, de esa nacionalidad (1982; 1985; Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri, 1985). Otra forma de cuantificar el grado de contaminación de los sitios de muestreo desde el punto de vista de la fauna macrobéntica y compararlo con el índice de calidad del agua, que considera las estimaciones de los parámetros físico-químicos, fue el coeficiente de contaminación (p) aplicado a especies indicadoras de contaminación en el Mar Mediterráneo (Satsmadjis, 1985), el cual ya fue probado en diversas áreas costeras de México con buenos resultados (Ortiz Gallarza *et al.*, 1998).

Dada la gran cantidad de estaciones sin presencia de organismos (con valores de cero en las matrices de similitud) y con la finalidad de realizar la zonación del grado de contaminación existente, basada también en las similitudes, para efectuar otra estimación sencilla y objetiva del grado de diferencia existente entre sitios de muestreo, se aplicó el coeficiente de semejanza (f), también de Satsmadjis (1982).

Finalmente, se aplicaron las técnicas multivariadas: Análisis de Cúmulos y Análisis de Componentes Principales, con la finalidad de determinar si las asociaciones y

comportamientos de la comunidad béntica fueron adjudicables a la calidad del agua y de los sedimentos, y qué variables o parámetros tuvieron mayor peso en su densidad y frecuencia, así como para corroborar la relevancia de las especies indicadoras y dominantes, evitando a la vez redundancia y baja significancia estadística (Van Dolah *et al.*, 1984; Clarke y Green, 1988; García de León, 1988; Nikolaidou *et al.*, 1991).

Para determinar la similitud de la comunidad béntica entre las estaciones de muestreo y las relaciones entre variables relevantes se desarrollaron tres Análisis de Cúmulos tomando en cuenta las distancias euclidianas de las varianzas normalizadas (Van Dolah *et al.*, 1984; Clarke y Green, 1988; García de León, 1988; Nikolaidou *et al.*, 1991) de cada período de muestreo, empleando los resultados de profundidad, calidad del agua, velocidad de las corrientes superficiales, contenido de sólidos totales en la columna de agua, materia orgánica en los sedimentos, índice de fineza, índice de contenido de arena, riqueza, abundancia, diversidad, uniformidad, dominancia y coeficiente de contaminación de Satsmadjis (1982; 1985), ya que en estudios similares ésta técnica multivariada fue útil para comparar y agrupar localidades y especies con base en diferencias y semejanzas estadísticas (Smith *et al.*, 1988).

Fueron aplicados dos Análisis de Componentes Principales en cada período de muestreo, para determinar las agrupaciones adjudicables a parámetros (ampliamente descritos por Snelgrove y Butman, 1994) como calidad del agua, velocidad de las corrientes, contenidos de arena, limo y arcilla en los sedimentos (Índices de Contenido Arenoso y de Fineza de los sedimentos y su importancia en el comportamiento observado en la comunidad béntica, diversidad, uniformidad, dominancia, así como los Índices de Similitud de Morisita-Ono (1959) y de Disimilitud de Sneath y Sokal (1973) (citados en Brower y Zar, 1981) y con la finalidad de corroborar la relevancia de las especies indicadoras y dominantes, evitando baja significancia estadística de las variables (Van Dolah *et al.*, 1984; Clarke y Green, 1988; García de León, 1988; Nikolaidou *et al.*, 1991).

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

VI.1. *Parámetros hidrológicos, de calidad del agua y sedimentológicos.*

Circulación de Corrientes. La circulación superficial de corrientes anual en la bahía presentó en la zona occidental velocidades mínimas de 0.1 a 0.6 cm/s, con un movimiento ciclónico; en tanto, en la zona oriental se incrementaron las velocidades a 0.5 a 2 cm/s y el movimiento fue anticiclónico; se infiere que en el centro se formó un pequeño remolino que homogeneizó el sistema. La boca de la bahía presentó mayores velocidades, de 2.4 a 4.8 cm/s, influenciadas por el patrón de circulación oceánica y por la topografía del lugar, dando una dirección predominante de la corriente sudeste a noreste, que al aproximarse a la costa, formó una corriente de retorno en dirección sudeste (Fig. 4; Tabla 3).

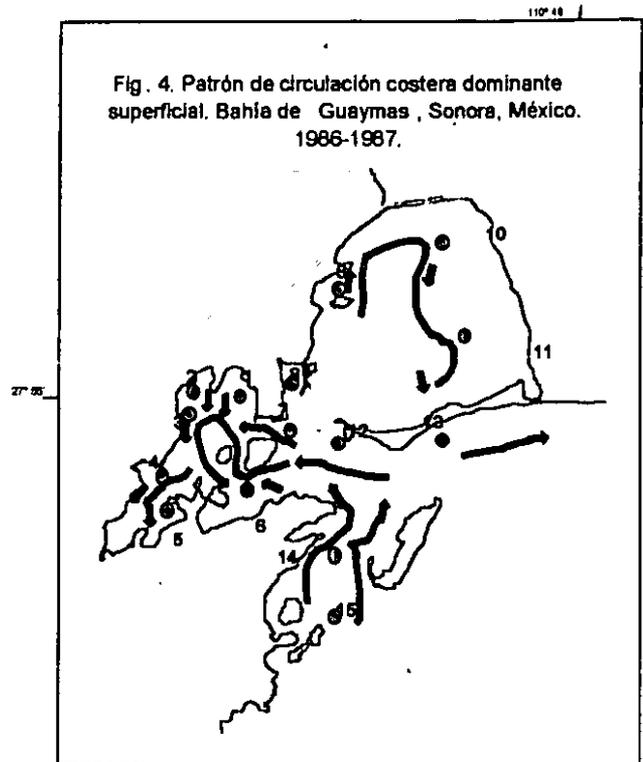
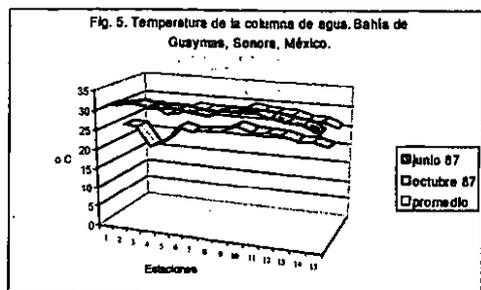


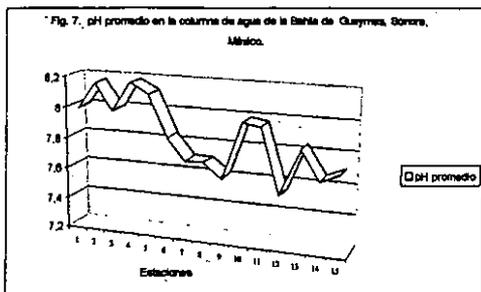
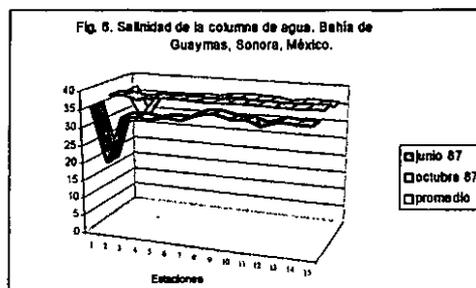
Tabla 3. Velocidad y dirección de las corrientes en la Bahía de Guaymas, Sonora. Vectores promedio de cuatro campañas entre 1986 y 1987.

No. de Estación	Velocidad (cm/s)	Dirección
1	0.4	S
2	0.3	S-SO
3	0.2	S-SO
4	0.6	SO
5	0.4	S
6	0.2	NO
7	0.1	O
8	0.4	NO
9	1.0	NE
10	0.5	SO
11	2.0	SE
12	1.9	O
13	2.6	E-NE
14	2.4	N-NE
15	4.8	N-NE

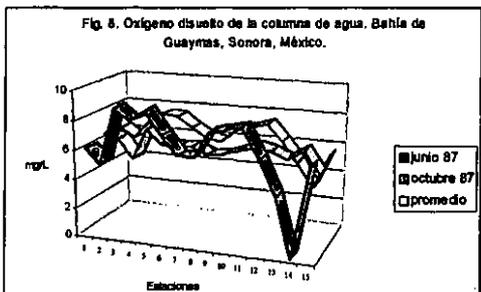
Temperatura. La temperatura mostró un comportamiento espacial homogéneo. La variación promedio anual por estación presentó escasas fluctuaciones que no superaron 1.92°C . Las fluctuaciones de la escala temporal, denotaron la variación estacional. En junio de 1987, se presentaron los máximos, de 28.4 a 32.1°C , que disminuyeron en octubre de 19 a 25.2°C . En junio, período de verano, se registró la mayor irradiación solar en esa latitud y produjo un calentamiento notable en las aguas superficiales (Fig. 5).



Salinidad. La salinidad también se comportó homogéneamente, pero el incremento de la temperatura indujo mayor evaporación, aumentando la primera, particularmente en lugares semi-cerrados donde la circulación disminuyó, como lo denotó la estación 10, área semi-cerrada, de escasa circulación, con comunicación a los llanos salinos de Cochore y el Rancho. En octubre, se presentó un nivel ligeramente menor en la estación 3, de 36, el resto fluctuó entre 36.7 y 37, y se consideró normal el comportamiento (Fig. 6). El promedio más bajo correspondió a junio, cuando la precipitación pluvial fue intensa y la cantidad de aportes de agua dulce provocó el decremento de la salinidad superficial.



pH. El pH se comportó homogéneamente, con una variación máxima de 1.64 unidades, de 7.54 a 8.18 y un promedio de 7.86 (Fig. 7). En virtud de que solamente en condiciones extremas este parámetro se modifica conspicuamente, los niveles encontrados no reflejaron ningún comportamiento anómalo, ya que en promedio, en aguas marinas el pH varía de 7.5 a 8.4 (Sverdrup *et al.*, 1970). En el promedio anual, las variaciones máximas fueron de 0.64 entre el valor mínimo y el máximo registrados, el promedio general fue de 7.83.



Oxígeno Disuelto. En junio las concentraciones más altas de oxígeno disuelto se presentaron en las estaciones 3 y 5, con 8.91 mg/L , y la más baja en la estación 14 (no detectable), con un promedio de 6.48 mg/L (Fig. 8). En octubre, los niveles fueron menores en las estaciones 3 con 4.78 mg/L y 15 con 4.94 mg/L , el máximo en la estación 4, de 6.97 mg/L y se

estimó un promedio de 5.96 mg/L.

De acuerdo al Índice de Calidad del Agua ICA (Walski y Parker, 1974), existieron problemas serios con respecto a oxígeno disuelto en las estaciones 1, 4, 7 y 15, aunque pudo haber problemas en las estaciones 2, 3, 5 y 8 (Tabla 4). Las concentraciones bajas de oxígeno disuelto, se debieron a las actividades desarrolladas cerca de las estaciones 2 y 3, ubicadas frente a la ciudad, con descargas de aguas negras; las estaciones 7 y 8 fueron puntos estratégicos vulnerables a los efectos de contaminantes, dado que recibieron aportes de desechos de la ciudad, de los muelles y de varias industrias (Fig 2). Ochoa-Machetto (1986), reportó concentraciones de oxígeno disuelto de no detectable a 14.09 mg/L y de DBO de no detectable a 33.95 mg/L, para toda la zona. Con base en este estudio y en los estudios realizados por CECYT (1981), se muestra que el sistema presentó abatimiento óxico, lo que pudo resultar letal para la mayoría de las especies.

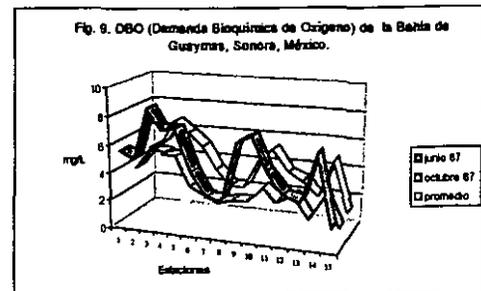
El ICA (Walski y Parker, 1974), reflejó la problemática del oxígeno disuelto en la zona 1 (estaciones 1 a 8) (Tabla 4). En forma general, los niveles promedio de oxígeno disuelto fueron los más altos en la zona 2 (estaciones 9 a 11), como reflejo de mejores condiciones de la calidad del agua en esta área, para la cual el índice aplicado no detectó ningún problema; sólo se señaló la existencia de serios problemas en la estación número 15 de la zona 3, formada por las estaciones 12 a 15.

Tabla 4. Resultados promedio del Índice de Calidad del Agua para uso recreacional (Walski y Parker, 1974), Bahía de Guaymas, Sonora, México, 1966-1967.

Estación	Índice	Calidad	Profundidad	NO3	PO4	SST	CT	O2	CyA	OC	Transp.
1	0.5631	Regular	4.1	0	@	0	X	X	#	0	X
2	0.4851	Regular	2.5	X	@	#	X	@	#	0	#
3	0.0467	Pésima	2.1	X	X	#	X	@	X	#	#
4	0.1844	Mala	2	X	X	#	X	X	0	0	X
5	0.6816	Regular	2	@	@	0	0	@	0	0	#
6	0.7278	Buena	3.4	@	0	0	0	0	0	0	0
7	0.3238	Mala	5	X	@	0	0	X	0	0	#
8	0.3962	Mala	5	X	@	0	X	@	0	0	X
9	0.5802	Regular	2.1	X	@	0	0	0	0	0	#
10	0.6795	Regular	2.1	@	@	0	X	0	0	0	#
11	0.6234	Regular	1.5	@	0	0	0	0	0	0	0
12	0.5692	Regular	6.4	X	@	0	0	0	0	0	#
13	0.6356	Regular	4.1	X	@	0	0	0	#	0	#
14	0.7384	Buena	15	@	@	0	0	0	#	#	@
15	0.5679	Regular	10	@	X	0	0	X	#	#	X

Índice	Categoría	Clave	Significado
1.0000-0.6999	Excelente	0	No existe problema
0.5000-0.0111	Regular	@	Puede haber problema
0.0100-0.0009	Pésima	#	Existe problema
0.0000-0.0010	Inservible	X	Existen problemas serios

Demanda Bioquímica de Oxígeno. La DBO mostró en junio el nivel más alto en la estación 3 (8.67 mg/L), seguida por las estaciones 5, 10 y 4 (7.37, 7.30 y 7.13 mg/L, en orden decreciente). El valor promedio fue de 5.16 mg/L, y el más bajo no detectable (estación 2). En la estación 14 se abatió el oxígeno antes de cinco días por lo que no pudo apreciarse la DBO pero se considera que ésta fue elevada, indicando una condición anómala.

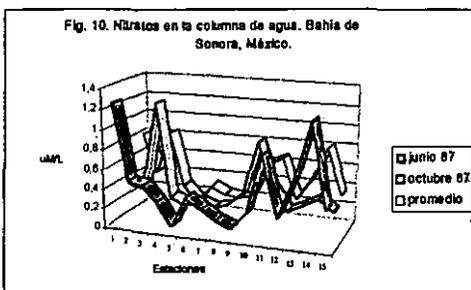


En octubre los niveles más altos de DBO se observaron en las estaciones 2, 3 y 4, con 4.87, 4.78 y 4.75 mg/L, respectivamente, ubicadas en la zona de mayor impacto, formada por las estaciones 1 a 8; el valor promedio fue de 2.74 mg/L y el mínimo de 0.73 mg/L (estación 15) (Fig. 9).

En promedio, en la zona 2, estaciones 9 a 11, existió menor DBO que en la 1, que incluyó las estaciones 1 a 8. Los niveles de DBO (de no detectable a 9 mg/l), se encontraron dentro del ámbito de las estaciones aledañas a zonas de procesamiento de harina de pescado de la Bahía de Todos Santos, B. C. (Rivera Duarte, 1986), que fluctúan entre 0.5 y 20 mg/L. Los niveles más altos los presentaron las estaciones 3, 2 y 4, con base en la alta carga de materia orgánica y de diversos compuestos, los cuales influyeron en las altas concentraciones de oxígeno, requeridas para que se llevara a cabo su degradación.

Nitratos. En general los nitratos fueron muy bajos, en junio se registraron máximos en las estaciones 1 con 1.25 uM y 14 con 1.23 uM, mientras que el mínimo correspondió a la estación 5 con 0.08 uM; el valor promedio fue de 0.17 uM.

En octubre los nitratos presentaron mayores concentraciones en las estaciones 3-1.22 uM y 10-0.90 uM, un mínimo de 0.18 uM en las estaciones 5 y 7 y un valor promedio de 0.39 uM (Fig. 10).



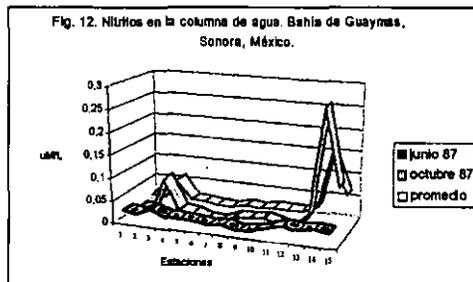
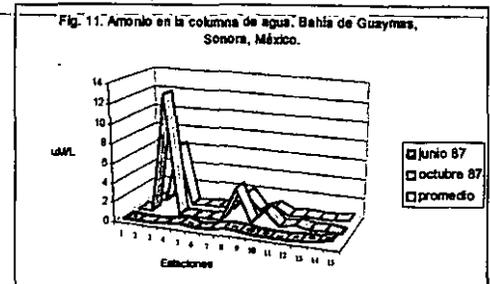
El ICA (Walski y Parker, 1974) reveló problemas serios con referencia a los nitratos en las estaciones 2, 3, 4, 7, 8, 9, 12 y 13, que son las que presentaron pulsos en las diferentes épocas; y con posibles problemas en las estaciones 5, 6, 10, 11, 14 y 15 (Tabla 4). Es importante hacer notar que los niveles de nitratos

fueron muy bajos en general, ya que en el litoral Pacífico el ámbito normal encontrado es de 1 a 10 uM (De la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 1990), sin embargo, el ICA es sensible no a los niveles, sino a las diferencias entre sitios, ya que si éstas son muy grandes, indican fuentes o aportes alóctonos o antrópicos. Asimismo, los niveles encontrados por Ochoa Maccheto en 1987, fueron considerablemente mayores, pero correspondieron a los sitios inmediatos a las descargas.

Los nitratos registraron concentraciones todavía menores en la zona 2 ubicada en las estaciones 9 a 11, que no rebasan las reportadas para lagunas costeras, al igual que las concentraciones detectadas de amonio, cuyo máximo para esta zona fue de 1.59 μM en la estación 10 en octubre. En relación al ICA (Walski y Parker, 1974), hubo problemas serios en la estación 9 y con posibilidades en la 10 y 11.

En la zona 3, integrada por las estaciones 12 a 15, el ICA (Walski y Parker, 1974), reveló serios problemas con los nitratos (Tabla 4), en las estaciones 12 y 13, así como problemas probables en 14 y 15.

Nitrógeno Amoniacal. El nitrógeno amoniacal varió estacionalmente. En junio se observaron niveles homogéneos, ligeramente mayores en las estaciones 15 con 0.76 μM , 8 con 0.49 μM y 5 con 0.36 μM ; el valor promedio fue de 0.26 μM y el mínimo de 0.14 μM , en la estación 11. En octubre en la estación 3 se presentó una concentración relativamente elevada de este compuesto de 12.49 μM , además niveles intermedios en las estaciones 8 con 3.55 μM y 10 con 1.60 μM ; el valor promedio fue de 1.40 μM ; y el valor más bajo en las estaciones 4, 6, 7 y 15 se estimó en 0.10 μM (Fig. 11).



Se observaron en octubre, algunos pulsos fuera del intervalo promedio de nitrógeno amoniacal, tomando como referencia lo señalado por Sverdrup *et al.* (1970), para aguas oceánicas superficiales en octubre, los que indicaron la presencia de descargas con desechos orgánicos (Riley y Skirrow, 1975) en la zona 1, constituida por las estaciones 1 a 8.

El intervalo típico en aguas del litoral pacífico es de no detectable a 2 μM (De la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 1990), sin embargo, el ICA como ya se indicó, es sensible no a los niveles, sino a las diferencias entre sitios, que señalan las fuentes antrópicas. Los niveles de nitrógeno amoniacal encontrados por Ochoa Maccheto en 1987, también fueron considerablemente mayores en los sitios de descarga directa, corroborando su ingreso a la Bahía de Guaymas.

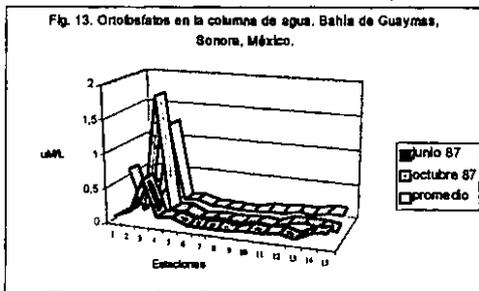
Con base en el Análisis de Cluster la estación 3 se señala como la que recibe las descargas de aguas negras e industriales (Figs. 33, 34, 35 y 36), las cuales influyen en los niveles de amonio estimados; el resto de estaciones de la zona 1, presentaron concentraciones variables, influenciadas por la distancia al tubo del emisor municipal y a los efluentes de las procesadoras. Para aguas oceánicas (Sverdrup, *et al.*, 1970), los niveles van de 0.35 a 3.5 μM , las concentraciones lagunares de la costa pacífica van de 0.79 a 48.9 μM , y las del presente trabajo de no detectables a 12.49 μM .

El criterio relativo a las diferencias de concentraciones entre localidades para el ICA ya se ha aplicado en otros sitios por autores como Paez-Osuna *et al.* (1986), quienes han considerado el valor mínimo promedio de una distribución de datos, como el estándar, y a

El criterio relativo a las diferencias de concentraciones entre localidades para el ICA ya se ha aplicado en otros sitios por autores como Paez-Osuna *et al.* (1986), quienes han considerado el valor mínimo promedio de una distribución de datos, como el estándar, y a

partir de éste ha determinado el grado de contaminación de los otros puntos. Empleando estos fundamentos, la estación más contaminada correspondió a la número 3. Riley y Skirrow (1975), afirman que altas concentraciones de amonio reflejan la presencia de descargas de aguas con gran contenido de desechos orgánicos, hecho corroborado en la estación mencionada, donde se ubica el efluente municipal.

En la zona 3, formada por las estaciones 12 a 15, las concentraciones de amonio fueron altas sólo en la estación 15, en junio; no obstante, el promedio anual de dicha zona 3 fue el más bajo (0.88 μM).

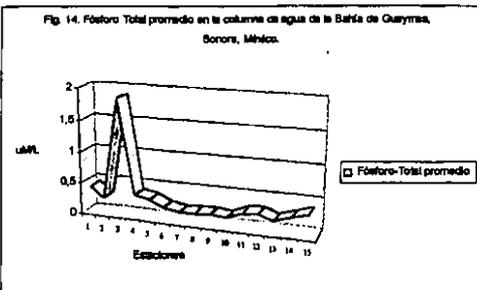


Nitritos. Aunque los niveles de nitritos fueron más bajos que los de nitratos, la presencia de algunos pulsos denotó los aportes municipales y de las harineras, principalmente en octubre; el promedio global fue muy bajo, 0.04 μM (Fig.12). El intervalo encontrado en la costa del Pacífico va de 0.01 a 0.5 μM (De la Lanza- Espino y Hernández-Pulido, 1990),

así que este parámetro presentó un comportamiento normal.

Ortofosfatos. El comportamiento de los ortofosfatos se asemejó al del nitrógeno amoniacal. En junio en la estación 3 se presentó la máxima concentración (0.70 μM); el promedio fue de 0.17 μM , con un valor un poco más elevado en la estación 15 (0.22 μM). La mínima concentración se detectó en la estación 8 (0.07 μM). Para octubre, la estación 3 presentó una concentración de 1.79 μM ; el promedio fue de 0.23 μM y la concentración más baja 0.07 μM , en las estaciones 2 y 10 (Fig. 13).

Las concentraciones altas de ortofosfatos caracterizan descargas de detergentes, fertilizantes, heces fecales y otros materiales que son transportados a los sistemas acuáticos, directamente o a través del drenaje continental y se consideran entre los principales agentes de contaminación (O'Connors y Segar, 1982; Amiard-Triquet., 1986). Las concentraciones de ortofosfatos fueron más bajas, que las que determinó Ochoa-Machetto (1986), en las descargas y sus inmediaciones en Guaymas. Con base en este estudio y los estudios de CECYT (1981), se mostró que el sistema presentaba problemas

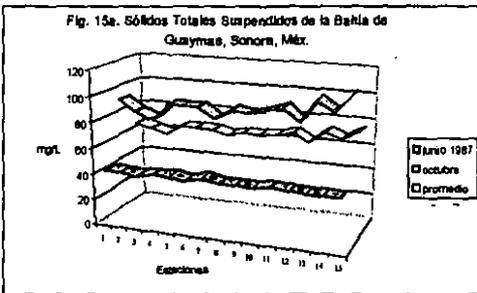


de contaminación. El intervalo para aguas costeras del Pacífico es de 0.2 a 1 μM (De la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 1990) y todos los niveles se encontraron dentro de éste, o incluso fueron menores.

El ICA no resultó sensible a los niveles reales de ortofosfatos; que fueron bajos en todos los casos, sino a las diferencias presentadas entre estaciones

de muestreo. Las concentraciones más altas de ortofosfatos en la estación 3, coincidieron con las de nitrógeno amoniacal, señalando los aportes de material orgánico del drenaje municipal y de las fábricas y enlatadoras. El Índice de Calidad del Agua (Walski y Parker, 1974) (Tabla 4), reveló serios problemas de ambos parámetros.

Fósforo total. El comportamiento del fósforo total fue similar al de los ortofosfatos y el nitrógeno amoniacal, con niveles más elevados asociados al drenaje municipal, como sucedió en la estación 3, donde hubo concentraciones de 1.86 μM . En los puntos restantes los niveles fueron menores y relativamente homogéneos; el promedio fue considerablemente bajo, de 0.37 μM (Fig. 14).



Sólidos Totales Suspendidos. En junio, el promedio de sólidos totales suspendidos fue de 41.5 mg/L, con un máximo de 43.3 mg/L en la estación 7, y un mínimo de 40.38 mg/L en la 6. En octubre, el promedio fue de 90.58 mg/L con la concentración máxima en la estación 15 (108.54 mg/L), y la mínima en la 7 (81.9 mg/L) (Figs. 15a a 15c).

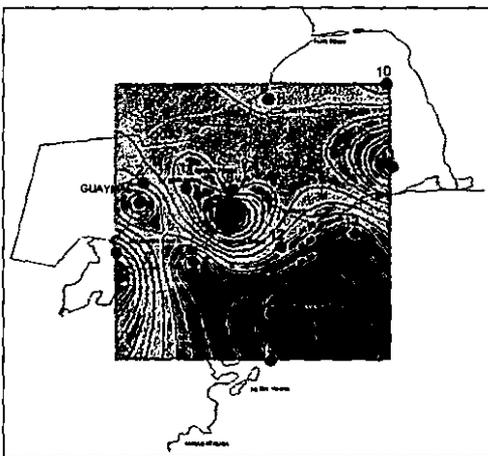


Fig. 15b. Contorno de sólidos totales suspendidos en la columna de agua, Bahía de Guaymas, Sonora, Junio de 1987. (ppm).

En general las concentraciones se mantuvieron bajas respecto al reglamento de contaminación de las aguas (SEDUE, 1986), en donde se estableció el límite máximo permisible en aguas recreacionales de 1000 mg/L. La NOM-001-ECOL-1996 que señala niveles tolerables hasta 175 ppm tampoco fue rebasada. Los sólidos totales suspendidos se estimaron a partir de los sólidos suspendidos volátiles y los sólidos suspendidos fijos.

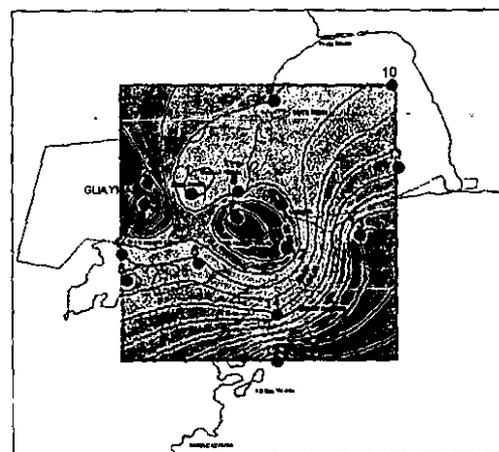
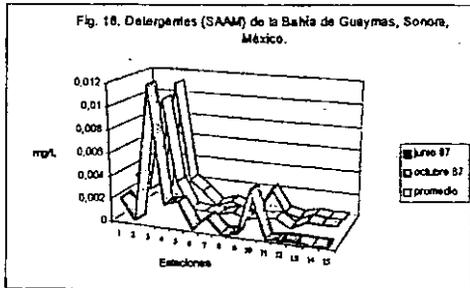


Fig. 15c. Contorno de sólidos totales suspendidos en la columna de agua, Bahía de Guaymas, Sonora, Octubre de 1987. (ppm).

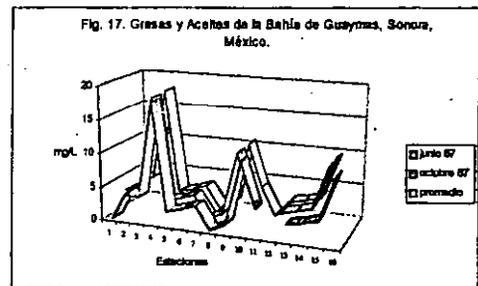


Sustancias Activas al Azul de Metileno (detergentes). En relación a las S.A.A.M. en junio el máximo se presentó en la estación 3 (0.012 mg/L), el mínimo en las estaciones 6 y 9 (no detectable); el promedio fue de 0.002 mg/L. En octubre las concentraciones fueron bajas, sin embargo el valor más alto se encontró en la estación 3 (0.01 mg/L), el más bajo en la estación 12 (0.0001 mg/L); el valor promedio fue de 0.002 mg/L (Fig. 16).

En general, las S. A. A. M. excedieron en promedio el límite de tolerancia del Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de las Aguas que es de 0.001 mg/L, para zonas costeras (SEDUE, 1986).

Grasas y Aceites. Los niveles máximos se registraron en junio en las estaciones 3, con 18 mg/L, 9 con 10.7 mg/L y 15 con 9.8 mg/L; el valor promedio se estimó en 4.90 mg/L y el mínimo en 0.10 mg/L en la estación 7 (Fig. 17). El ICA (Walski y Parker, 1974) reveló problemas serios de grasas y aceites en la estación 3 y problemas en la 1, 2, 13, 14 y 15 (Tabla 4). Sin embargo, no se rebasó la NOM-001-ECOL-1996.

Se observaron los más altos niveles en las estaciones que recibieron el mayor impacto de las actividades humanas, como son; la estación 7 frente al Muelle Fiscal, la 1 frente a la Zona Naval y la 3 frente a la descarga municipal. En la dispersión eficiente de aceites juegan un papel principal las corrientes, que en esta zona fueron escasas, por ello fue difícil y lenta la restitución del sistema ante la carga de estas sustancias contaminantes.



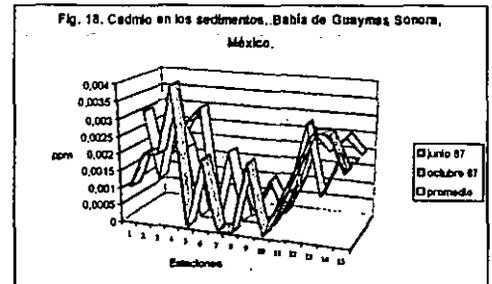
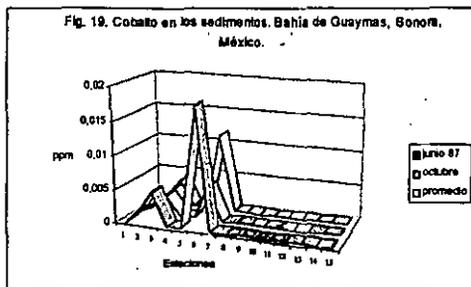
Metales Pesados en Sedimentos. Los contenidos de metales pesados más altos se encontraron en las estaciones 2, 3 y 4, donde el hierro, plomo, cobre y zinc, fueron elevados en relación a los de las estaciones restantes. Las concentraciones elevadas pueden asociarse con la presencia de los muelles y astilleros.

La concentración de metales pesados está relacionada con la de materia orgánica, ya que influye en su adsorción y precipitación (Mandelli, 1979), hecho que se confirma con las altas concentraciones que presentan ambos parámetros en sitios con aportes antrópicos.

La zona más confinada constituida por las estaciones 1 a 8 (Fig. 2), presentó más afectación debido a que fue muy somera y tuvo escasa circulación. El análisis de metales pesados en sedimentos señaló que no resultaron de la interfase litológica, sino de las actividades humanas.

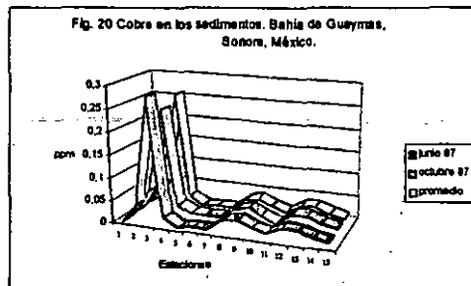
La zona 2, donde se sitúan las estaciones 9 a 11, registró en promedio, menores concentraciones de metales pesados que la zona 1, debido a que se encuentra más alejada de las descargas procedentes del municipio y de los astilleros (Fig. 2); el patrón de circulación, es en cierta medida, responsable del transporte de material sedimentario, ya que propicia la lixiviación de desechos y el transporte de residuos sólidos (Forstner y Wittman, 1979). Existen varios estudios sobre contaminación por metales pesados en áreas costeras, al establecer comparaciones con los resultados tan bajos obtenidos en este estudio, debe tenerse en consideración que la mayoría corresponden a zonas de alto nivel industrial (Ochoa Machetto, 1986; Secretaría de Marina, 1990).

En la zona 3 constituida por las estaciones 12 a 15, se presentaron las concentraciones promedio más bajas de cobalto, cobre, níquel, plomo y zinc y las más altas de cadmio, fierro y manganeso. En promedio la velocidad de las corrientes fue mayor que en las zonas 1 y 2.



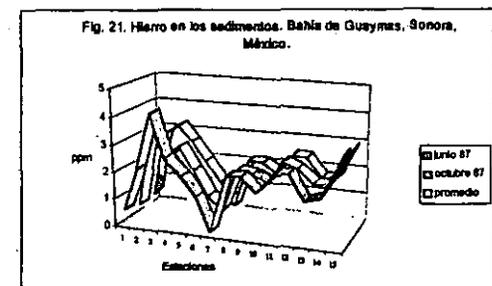
Cadmio. En junio, la concentración promedio de cadmio fue de 1.6 mg/kg y en octubre, de 1.3 mg/kg.

En la figura 18 puede apreciarse la zonación antes mencionada y una escasa variación estacional.

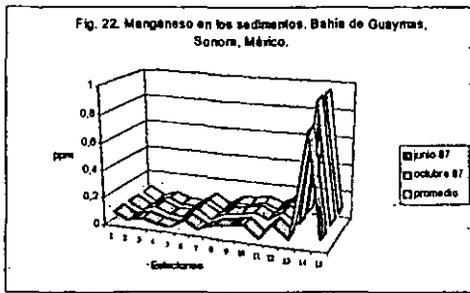


Cobalto. En junio el promedio fue de 1.7 mg/kg y en octubre de 0.6 mg/kg. La figura 19 señala escasa variación espacio-temporal y la presencia de las descargas puntuales más relevantes, ubicadas en la zona 1.

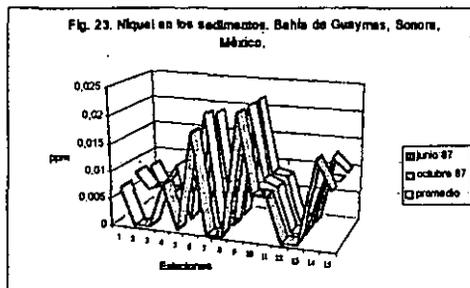
Cobre. La figura 20 indica las descargas locales, un comportamiento homogéneo y tendencias similares a las del cobalto. El promedio de junio fue de 36 mg/kg y el de octubre de 37 mg/kg.



Hierro. Este metal denotó la misma tendencia ya señalada, con promedios de 1.984 g/kg y 2 g/kg en junio y octubre, respectivamente. (Fig. 21).

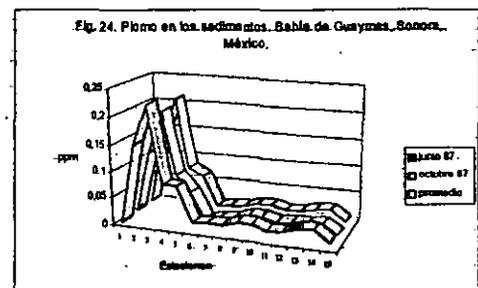


Manganeso. El manganeso registró un comportamiento distinto con escasa variación estacional, con pulsos en la zona 3, estaciones 13 a 15, donde hubo una mayor velocidad de las corrientes; en junio el valor promedio fue de 0.113 g/kg y en octubre de 0.132 g/kg (Fig. 22).

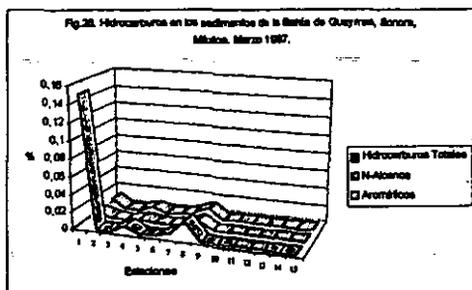
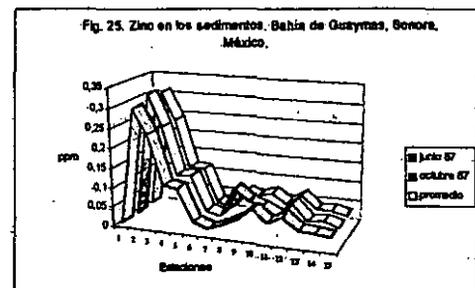


Níquel. El níquel no registró una variación estacional notable y la espacial reflejó la presencia de tres zonas diferentes, coincidentes con las ya descritas. En junio hubo en promedio 6.4 mg/kg y en octubre 14 mg/kg (Fig. 23).

Plomo. En junio el promedio fue de 50 mg/kg y en octubre de 34 mg/kg. La figura 24 denota la misma tendencia ya señalada, variación estacional insignificante y las tres zonas de niveles similares.



Zinc. El zinc también presentó una variación estacional mínima y tres zonas de niveles similares. En junio, la concentración promedio se estimó en 80 mg/kg y en octubre en 86 mg/kg (Fig. 25).

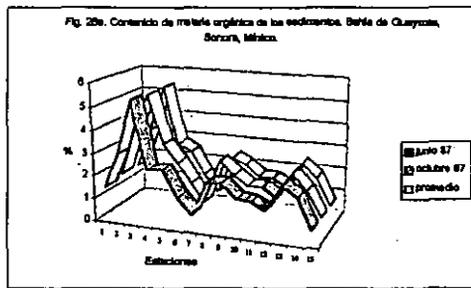


Hidrocarburos. En marzo de 1987, sólo en los sedimentos de las estaciones 1, 7, 4 y 8, se registraron concentraciones de hidrocarburos: 0.15 %, 0.008 %, 0.006 % y 0.021 %, respectivamente (Fig. 26).

En un estudio realizado por la Secretaría de Marina en 1973, se observaron manchas de petróleo en las cercanías de los sitios que corresponden a las estaciones 1, 8 y 10 de este estudio (Fig. 2); no obstante, en esa ocasión no se tomaron muestras.

Los niveles más altos los presentaron las estaciones 1 y 8 (0.15 y 0.021 %), aunque no excedieron—los—reportados—por—Botello—(1979),—quien—determinó—concentraciones porcentuales de hidrocarburos en sedimentos recientes provenientes de algunas lagunas costeras del Golfo de México; dicho autor considera zonas contaminadas las lagunas de Pueblo Viejo, Tamiahua, Ver., del Carmen y Machona, Tab., con niveles que varían entre 0.010-0.028 % de hidrocarburos totales. Con base en este ámbito las estaciones 1 y 8 presentaron contaminación por hidrocarburos.

Materia orgánica en sedimentos. El contenido promedio fue de 2.15 %. Sverdrup, *et al.* (1970), consideran que el valor promedio de materia orgánica en áreas costeras someras debe ser menor al 2.5 %, similar al registrado en Guaymas. No se detectó variación estacional y la espacial señaló tres áreas: la de mayores contenidos fue de las estaciones 1 a la 8; valores intermedios de la 9 a la 11 y de intermedios a bajos de la 13 a la 15 (Fig. 28a a 28c).



La materia orgánica en sedimentos mostró los menores niveles promedio en la zona de las estaciones 12 a 15, posible consecuencia de la mayor circulación (3.3 cm/s en promedio) y profundidad que las otras zonas. La materia puede ser degradada a mayor velocidad por los organismos descomponedores o transportada mar adentro por las corrientes de profundidad (Mills, 1975).

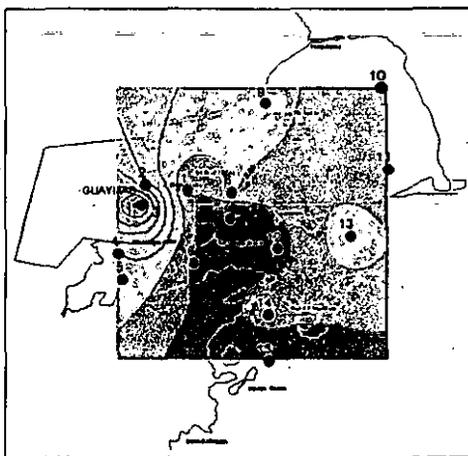


Fig. 28b. Contenido porcentual de materia orgánica en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, Junio de 1967.

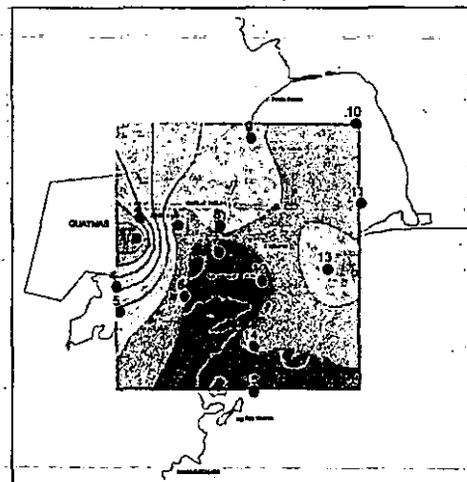


Fig. 28c. Contenido porcentual de materia orgánica en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, Octubre de 1967.

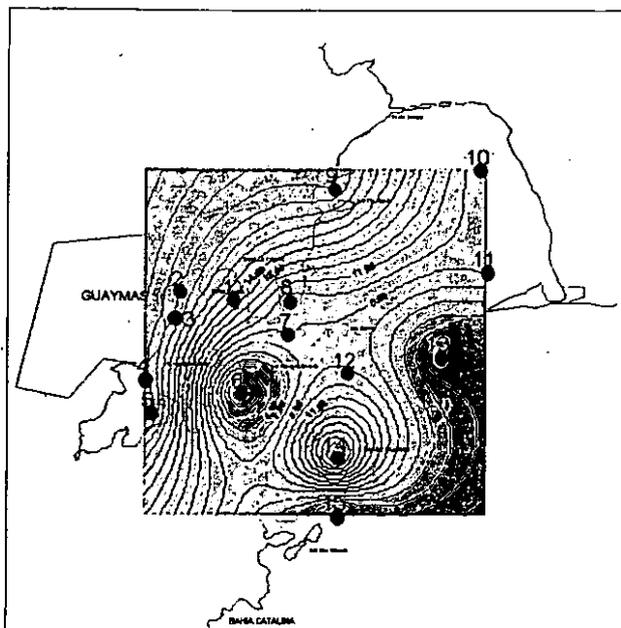


Fig. 29. Índice de Fineza de Setimadje en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.

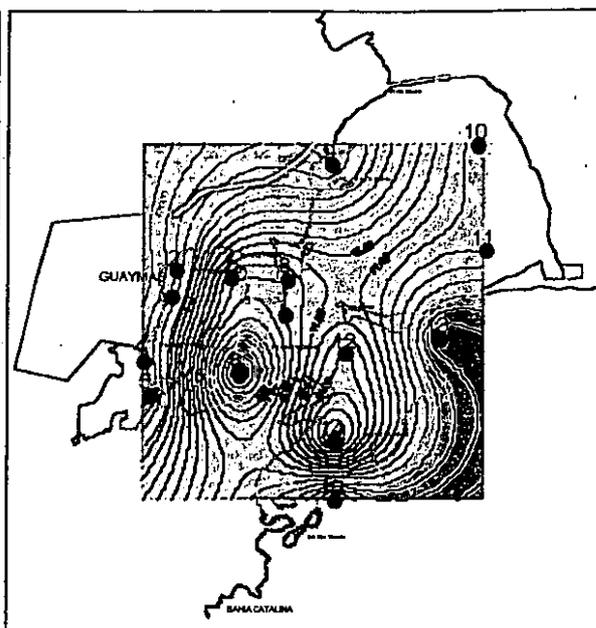
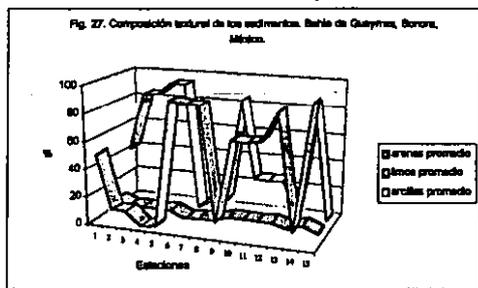


Fig. 30. Índice de Fineza de Setimadje en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.

Granulometría. El análisis granulométrico mostró la predominancia de limos en las estaciones 1 a 8, resultado de la baja energía, debida a la ausencia de oleaje y de corrientes paralelas a la línea de costa. Es también donde se encuentran los niveles más altos de contaminantes, por lo que se establece una relación que indica: a menor tamaño de grano, mayor capacidad de captar contaminantes, la cual ha sido registrada en otros estudios, donde se han asociado el contenido de materia orgánica y el tamaño de grano con el de metales pesados (Cochran y Fenner, 1980). Lo que se corrobora con los resultados obtenidos de metales pesados y materia orgánica en sedimentos (Figs. 18 a 25 y 27).

Las estaciones 9, 10 y 11 están constituidas predominantemente por limos y arenas muy finas. La presencia de estas últimas revela un incremento de la dinámica de la zona 2, comparada con la zona 1, cuya conformación dominante son los limos de finos a gruesos (Secretaría de Marina, 1990). A causa del patrón de circulación anticiclónica que prevalece, la estación 11 tiene influencia oceánica dada la composición arenosa (Fig. 27).



En las estaciones 1 a 8 se apreciaron limos finos, característicos de cuerpos de agua de baja energía. En las estaciones 6, 7 y 8, se observó una mayor influencia oceánica con un incremento de la dinámica, que se reflejó en la presencia de arenas gruesas y finas, respectivamente.

La mayor dinámica oceánica en la zona 3, estaciones 12 a 15, originó la existencia de mayor tamaño de grano, en promedio, que en las otras dos zonas, a excepción de la estación 14, en la cual se observó la presencia de limo a pesar de la alta velocidad de la corriente (Figs. 1 y 2).

Con el índice de Fineza se ponderó a los sedimentos de grano fino, limos y arcillas (In: Satsmadjis, 1982; 1985; Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri, 1985) y fue mayor en los sitios más confinados de la bahía, con escasa circulación y sujetos a los mayores aportes de materia orgánica en ambos periodos; la variación espacio-temporal fue mínima y señaló también tres regiones (Figs. 29 y 30).

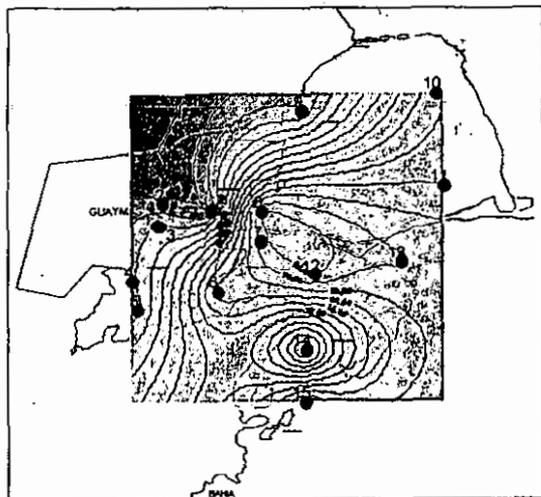


Fig. 31. Índice de Contenido de Arena de Satsmadjis en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, Junio de 1987.

10 y 11 estuvieron constituidas predominantemente por limos y arenas muy finas. La presencia de estas últimas, reveló un incremento de la dinámica de la zona este, comparada con la oeste, cuya conformación dominante fueron los limos de finos a gruesos. A causa del patrón de circulación anticiclónica que prevaleció (Secretaría de Marina, 1990), la estación 11 tuvo mayor influencia oceánica, denotada por una composición fundamentalmente arenosa.

En cuanto al Índice de Contenido de arena (Satsmadjis, 1982; 1985), el cual ponderó los sedimentos gruesos o arenas, se comportó inversamente al de fineza; en las estaciones 7, 12, 14 y 15 los niveles fueron mayores en junio de 1987, en cambio en octubre de 1987 se incrementó el porcentaje de arena en virtud de la intromisión de agua y sedimento procedentes del Golfo de California (Figs. 31 y 32).

Las estaciones 9,

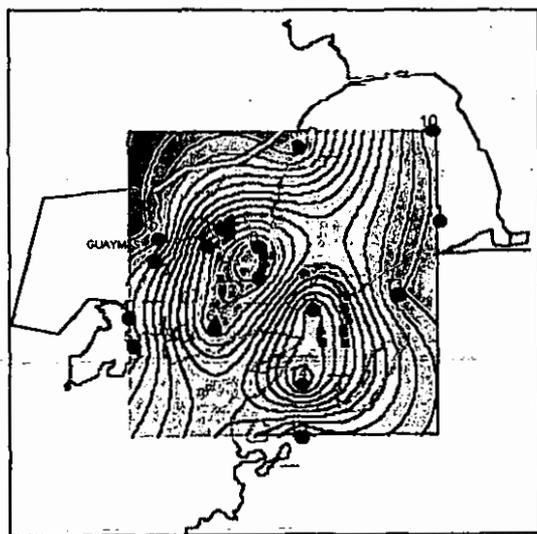
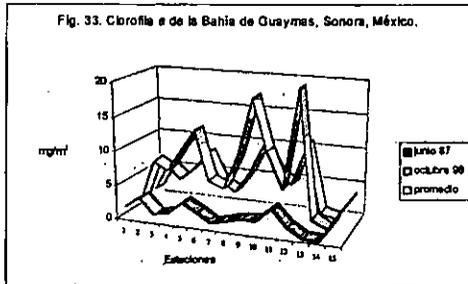
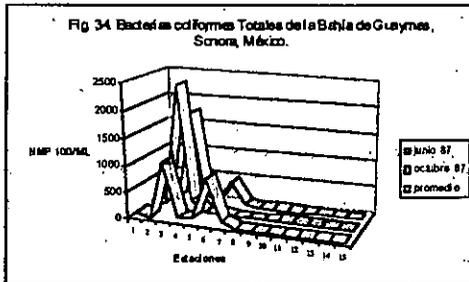


Fig. 32. Índice de Contenido de Arena de Satsmadjis en los sedimentos de la Bahía de Guaymas, Sonora, Octubre de 1987.

VI.2. Parámetros bióticos:



Clorofila *a*. En junio el promedio fue de 0.08 mg/m³, el máximo de 0.21 mg/m³ en la estación 13 y el mínimo detectable en la estación 2. En octubre el máximo fue de 11.47 mg/m³ en la estación 4, el mínimo de 0.26 mg/m³ en la estación 8 y el promedio de 2.16 mg/m³. El contenido de clorofila *a* presentó los mayores pulsos durante octubre, comportamiento típico de áreas templadas. Se estableció una zonación inversa con relación al gradiente de contaminación, menores contenidos en sitios más impactados (Fig. 33).

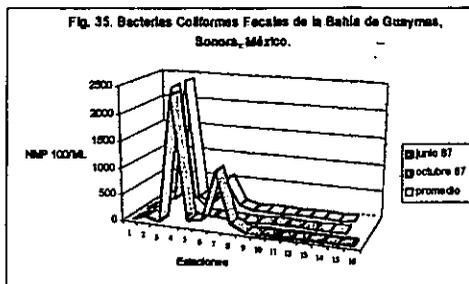


Parámetros microbiológicos. Coliformes totales. Los coliformes totales en ambos periodos presentaron máximos en la estación 3 (2,400 NMP/100 ml) denotando la descarga municipal (Fig. 34).

El Análisis de Cluster destacó a la estación 3 por su alto contenido de coliformes totales, lo que reforzó el hecho de que esta estación está contaminada. En el ICA se observa que existieron problemas serios de calidad del agua en relación a este parámetro en las estaciones 1, 2, 3, 4, 8 y 10 (Tabla 4).

Según Aubert (1969) existe una relación estrecha entre la materia orgánica disponible y el contenido de bacterias, como se determinó en la estación 3 frente al drenaje municipal.

Coliformes fecales. Presentaron un comportamiento similar al de los coliformes totales (Fig. 35).

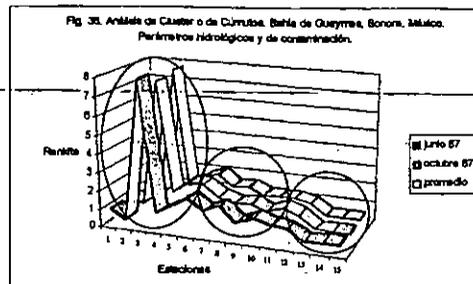


En el Reglamento para la Preservación y Control de la contaminación de las Aguas de México (SEDUE, 1986), el máximo permisible de coliformes totales para aguas costeras, eran 1000 organismos/100 ml y de 200/100 ml coliformes fecales, sin embargo, en la NOM-001-ECOL-1996 el límite de coliformes fecales son 2000 NMP/100 ml. Por lo tanto, se rebasó la

norma anterior y la actual en la estación de la descarga municipal.

VI.3. Zonación con base en la calidad de agua y sedimentos.

Análisis de Cúmulos. El análisis estadístico de Cúmulos o de Cluster aplicado a los parámetros anteriores definió semejanzas entre estaciones (Fig. 36). Las estaciones afines, definieron tres zonas, la primera situada en la parte occidental de la bahía (estaciones 1 a 8), en la que se observó mayor impacto y una circulación mínima (Tabla 3); la segunda denominada como la Laguna (estaciones 9 a 11), la cual presenta condiciones de laguna costera y un impacto moderado, y finalmente, la entrada de la bahía (estaciones 12 a 15) con condiciones más estables, influencia completamente oceánica, circulación dinámica (Tabla 3) y aunque está sometida a descargas industriales puede autodepurarse y tiene un impacto menor (Figs. 1 y 2).



Este análisis multivariado (Análisis de Cúmulos o Agrupamiento "Cluster", En: IMP, 1987), señaló la misma zonación que ya se había establecido en función de la mayoría de los análisis numéricos y gráficos del comportamiento hidrológico. Para mayor información del ciclo anual, está el estudio de Calidad del Agua de la Bahía de Guaymas, Sonora y Proximidades (García Hernández y Ortiz Gallarza, 1989; Secretaría de Marina, 1990; Ortiz Gallarza *et al.*, 1991; 1993).

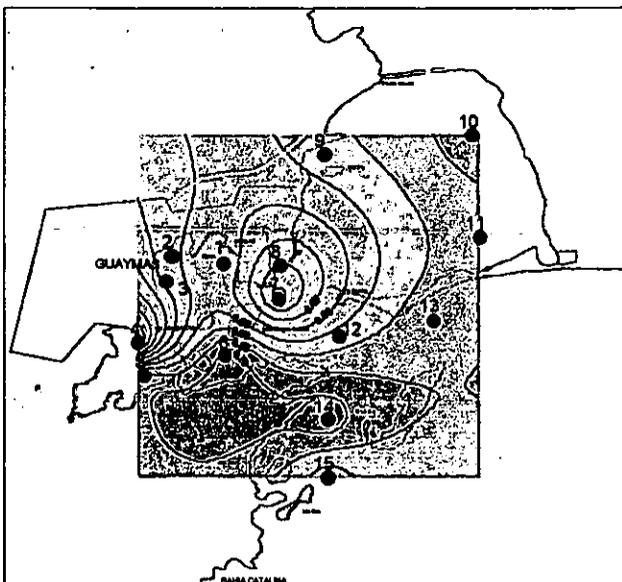


Fig. 37. Índice de Welld y Parker. Bahía de Guaymas, Sonora, Junio de 1987

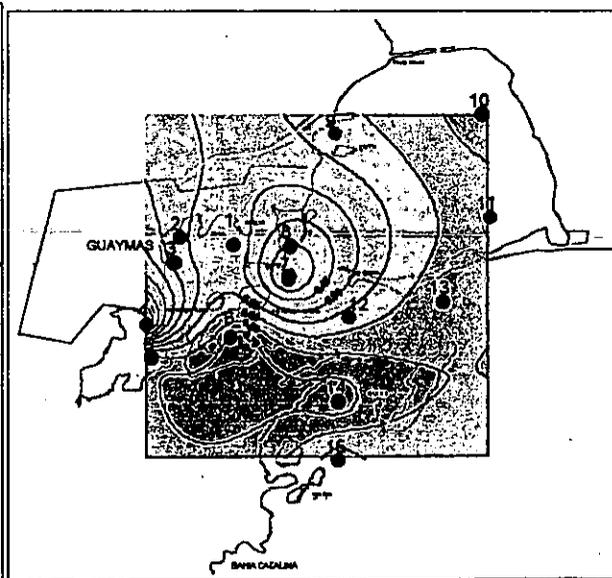


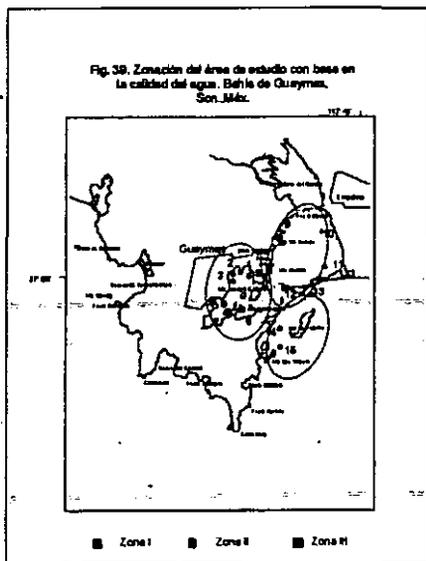
Fig. 38. Índice de Welld y Parker. Bahía de Guaymas, Sonora, Octubre de 1987.

Calidad del agua. La Secretaría de Marina en 1990 y 1991 estableció que la contaminación en algunas áreas de la Bahía de Guaymas, se debía al incremento de las actividades pesqueras, industriales y urbanas. Los problemas incluían alto contenido

de material orgánico en descomposición, presencia de microorganismos patógenos, concentraciones elevadas de grasas y aceites, de algunas sustancias químicas tóxicas y de desechos sólidos.

En términos generales, las aguas adyacentes al Puerto de Guaymas se clasificaron de la manera siguiente: de mala calidad en la porción occidental, correspondiente a las estaciones 1 a 8 (Zona I) con un nivel promedio del ICA de 0.43, de regular calidad en las estaciones 9 a 12 (Zona II) con 0.61 o y de regular a buena, de la 13 a la 15 (Zona III) con 0.65, para un uso recreacional (Walski y Parker, 1974). En junio y octubre la distribución espacial de los niveles de calidad del agua fue muy similar (Figs. 37 y 38). Se definieron claramente las tres zonas con diferentes comportamientos en función del gradiente de las fuentes de contaminación en la costa, hacia la zona de mayor profundidad, circulación y penetración de aguas del Golfo de California. El gradiente de contaminación obedeció a las diferencias en la velocidad de las corrientes, al número de industrias, a la ubicación de la descarga municipal, a la distancia a los efluentes y a la textura sedimentaria.

ZONA I. Incluyó las estaciones 1 a 8 (Fig. 39), en ella se presentó una baja circulación, con un promedio de 0.33 cm/s, la mayor cantidad de descargas procedentes del puerto, incluyendo el drenaje municipal frente a la estación 3 y de las industrias procesadoras de productos pesqueros; mayor confinamiento y acumulación de materiales. La estación 3 presentó una calidad pésima, con un ICA de 0.047 y por tal motivo, se ubicó notablemente aislada del resto de estaciones. Aunque los valores sólo rebasaron los límites de bacterias, el ICA fue sensible a las variaciones entre puntos y fue claro el señalamiento de los sitios en donde hubo descargas; a través de: los nitratos, amonio, ortofosfatos, detergentes, grasas y aceites, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes totales, coliformes fecales, metales pesados (Fe, Pb, Cu y Zn) y materia orgánica en sedimentos fueron relativamente mayores, donde el ICA varió de 0.047 a 0.6816 y la profundidad promedio fue de 3.3 m.



ZONA II. La Zona II (estaciones 9, 10 y 11), presentó menor impacto que la Zona I, debido a los menores niveles de los parámetros analizados, con una mayor circulación de sus aguas y a su localización, ya que se encuentra alejada de los principales efluentes y la circulación imperante no permitió la entrada directa de un flujo procedente de las áreas contaminadas. La calidad del agua de esta zona fue regular, según el Índice de Calidad del Agua de Walski y Parker (1974) para aguas de uso recreacional, con un intervalo que fluctuó entre 0.5692 y 0.68

ZONA III. Esta integró las estaciones 12, 13, 14 y 15. Es el área de acceso al puerto, la cual presenta una mayor profundidad, circulación más dinámica, influencia oceánica más marcada y aportes de materiales contaminantes como son grasas y aceites, residuos de tejidos de origen animal e hidrocarburos refinados, los primeros

provenientes de las industrias, principalmente las procesadoras de harina de pescado, localizadas frente a la estación 14, así como de las descargas de las embarcaciones en espera del movimiento de atracamiento y del arrastre durante el refluo, proveniente de la zona más contaminada que es la I (estaciones 1 a 8), respectivamente. El intervalo del ICA fue de 0.57 a 0.74; 3.33 cm/s fue el promedio de velocidad de la corriente y 6.4 m el de la profundidad.

La Zona III presentó menor impacto que las Zonas I y II, con base en las siguientes condiciones: mayor profundidad, un patrón de circulación de corrientes más dinámico e influencia oceánica marcada. Además menores concentraciones de los parámetros elegidos. En toda la bahía se consideró que las concentraciones de metales pesados no estuvieron influenciadas por la interfase litológica, sino por las actividades antropogénicas. Se confirmó la relación tamaño de grano y grado de captación de contaminantes en los sedimentos. A menor tamaño de grano, mayor cantidad de contaminantes (metales pesados y materia orgánica) en sedimentos.

La carga de contaminantes fue alta y rebasó la capacidad de la Zona I con dificultades de recuperación, en virtud de la escasa circulación del agua y de la someridad de la zona.

VI.4. Comunidad Béntica. Consideraciones Generales.

Las muestras bénticas correspondientes a las dos temporadas (junio y octubre de 1987) contenían fragmentos de algas coralináceas, conchas vacías y exoesqueletos de moluscos y crustáceos, tubos vacíos de poliquetos, fragmentos de huesos y escamas de peces.

Destacó la presencia de micromoluscos de las Clases Gastropoda y Bivalvia o Pelecypoda así como formas juveniles de algunos macromoluscos que en décadas anteriores se habían registrado en la zona como especies dominantes (Shasky y Campbell, 1964; Dushane y Poorman, 1967; Pérez-Rodríguez, 1974). Solamente hubo cinco ejemplares de poliquetos de la Familia Onuphidae y una cantidad notable de tubos vacíos de las especies *Spiochaetopterus monroi*, *Phyllochaetopterus limicolus* y *P. prolifica* de la Familia Chaetopteridae.

En ambas épocas de muestreo se observaron localidades sin fauna viva (Tablas 5 a 8), principalmente durante junio de 1987, cuando en el 66.7 % de las estaciones (10/15) no se registró fauna viva y en octubre de 1987 únicamente en el 26.7 % (4/15). Cabe mencionar que se procedió a calcular los índices ecológicos solo tomando en cuenta la fauna viva y el nivel de especie.

Reish en 1972, al llevar a cabo una revisión de los trabajos realizados con relación a la contaminación y a las especies bénticas indicadoras de ésta en zonas marinas, detectó una correspondencia notoria en sus investigaciones con las de varios autores, respecto a altos niveles en los parámetros de contaminación y una ausencia total de organismos

macroscópicos; principalmente en los casos donde se presentan aportes altos de materia orgánica, como es el caso de la procedente de los desechos urbanos y de las fábricas procesadoras de pescado y harineras de Guaymas, Son.

Tabla 5. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Bivalvia o Pelecypoda, Guaymas, Sonora, junio de 1987.															
CLASE PELECYPODA.															
BAHÍA DE QUAYMAS, SON. JUNIO, 1987.	ABUNDANCIA DE ORGANISMOS.														
Especies	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1. <i>Anomia peruviana</i> Orbnigny, 1846	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
2. <i>Argopecten aequivalcalus</i> (Carpenter, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3. <i>Barbatia (Acar) rostrata</i> Berry, 1954	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
4. <i>Cardita (Carditamera) radialis</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
5. <i>Cardita (Cardites) latocostata</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0
6. <i>Corbula (Caryocorbula) marmorata</i> Hinds, 1843	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
7. <i>Corbula (Caryocorbula) nesuta</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
8. <i>Corbula (Caryocorbula) nuciformis</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	7	3	0	0	0	0	0	3
9. <i>Chione (Chione) compta</i> (Broderip, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
10. <i>Chione (Chionista) fluctifraga</i> (Sowerby, 1853)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
11. <i>Chione (Chionopsis) gnida</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	1	0	0	0	0
12. <i>Chione (Timoclea) squamosa</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
13. <i>Dosinia dunkeri</i> (Philippi, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
14. <i>Ensisellops herfelni</i> Emerson y Puffer, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
15. <i>Laevicardium etenense</i> (Sowerby, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
16. <i>Lepton ellipticum</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
17. <i>Lucina (Lucinisa) fenestrata</i> Hinds, 1845	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
18. <i>Lucina (Parvilucina) mazatlanica</i> Carpenter, 1857	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
19. <i>Lunarca brevifrons</i> (Sowerby, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
20. <i>Megapitaria aurantiaca</i> (Sowerby, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
21. <i>Mytella guyanensis</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
22. <i>Mytella strigata</i> (Harley, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
23. <i>Nucula (Nucula) declivis</i> Hinds, 1843	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
24. <i>Nuculana (Saccella) acrite</i> (Dall, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
25. <i>Nuculana (Saccella) impar</i> (Pilsbry y Lowe, 1932)	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	3
26. <i>Petricola (Petricola) exarata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
27. <i>Pitar (Lamelliconcha) condinnus</i> (Sowerby, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
28. <i>Semele guaymasensis</i> Pilsbry y Lowe, 1932	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
29. <i>Sphenia fragilis</i> (H. y A. Adams, 1854)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
30. <i>Tagelus (Mesopleura) peruvianus</i> Pilsbry y Olsson.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
31. <i>Tellina (Angulus) coeni</i> Keen, 1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
32. <i>Tellina (Angulus) meropsis</i> Dall, 1900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
33. <i>Tellina (Angulus) straminea</i> Deshayes, 1855	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
34. <i>Tellina (Angulus) subtrigona</i> Sowerby, 1866	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1
35. <i>Trachycardium (Mexicardia) panamense</i> (Sowerby, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
36. <i>Trigonocardia (Americardia) biangulata</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
37. <i>Trigonocardia (Trigonocardia) granifera</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0
ABUNDANCIA TOTAL ESTACION	0	0	0	0	0	0	0	21	14	25	10	0	0	0	14

Tabla 6. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda, Guaymas, Sonora, junio de 1987.

CLASE GASTROPODA																
BAHIA DE GUAYMAS, SON. JUNIO, 1987.																
Especies	ABUNDANCIA DE ORGANISMOS															
	ESTACIONES															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1. <i>Acteocina carinata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1
2. <i>Alabina effusa</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0	0	0
3. <i>Barboia carpenteri</i> Bartsch, 1920	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0
4. <i>Caecum californicum</i> Dall, 1885	0	0	0	0	0	0	0	0	15	5	3	0	0	0	0	1
5. <i>Caecum crebricinctum</i> Carpenter, 1864	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
6. <i>Crepidula excavata</i> (Broderip, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
7. <i>Crepidula (lanacus) plana</i> Say, 1822	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
8. <i>Crepidula striolata</i> Menke, 1851	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
9. <i>Crepidula uncala</i> Menke, 1847	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
10. <i>Crucibulum (Crucibulum) spinosum</i> (Sowerby, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
11. <i>Cyclostremiscus (Cyclostremiscus) panamensis</i> (C.B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
12. <i>Dendropoma lituella</i> (Mörch, 1861)	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	1
13. <i>Elephantanellum carpenteri</i> (Bartsch, 1920)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
14. <i>Eupleura muciformis</i> var. <i>triquetra</i> (Broderip, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
15. <i>Fartulum glaberrimum</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
16. <i>Kurtziella (Kurtziella) cyrene</i> (Dall, 1919)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
17. <i>Nassarius (Arcularia) ianula</i> (Kiner, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
18. <i>Nassarius gemmulus</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
19. <i>Nassarius (Nassarius) gallegosi</i> Strong y Hertlein, 1937	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
20. <i>Odostomia (Chrysalida) asinica</i> Dall y Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
21. <i>Odostomia (Eulimastoma) dotella</i> Dall y Bartsch, 1909	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
22. <i>Parviturboides copiosus</i> (Pilsbry y Olsson, 1945)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
23. <i>Patelloida semirubida</i> (Dall, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
24. <i>Seila assimilata</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
25. <i>Turbonilla (Striolarbonilla) styliana</i> (Carpenter, 1865)	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	3	0	0	0	0	1
26. <i>Turritella nodulosa</i> King y Broderip, 183	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0
ABUNDANCIA TOTAL/ESTACION	0	0	0	0	0	0	0	2	43	23	13	0	0	0	0	18

Tabla 7. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Bivalvia o Pelecypoda, Guaymas, Sonora, octubre de 1987.

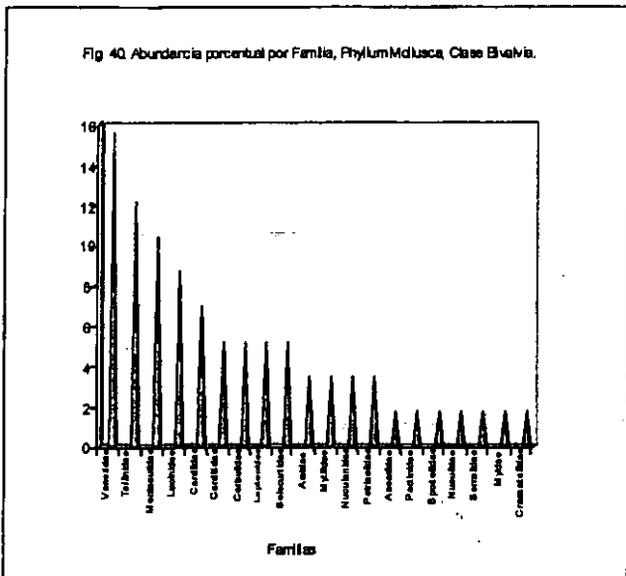
CLASE PELECYPODA																
BAHIA DE GUAYMAS, SON. OCTUBRE, 1987.																
Especies	ABUNDANCIA DE ORGANISMOS															
	ESTACIONES															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1. <i>Aligena nucua</i> Dall, 1913	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2. <i>Anomia peruviana</i> Orbligny, 1846	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3. <i>Argopacten aequisulcatus</i> (Carpenter, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0
4. <i>Cardita (Carditamera) radiata</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
5. <i>Cardita (Cardites) latcostata</i> Sowerby, 1833	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
6. <i>Cardita (Cyclocardia) spurca beebai</i> Hertlein, 1958	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
7. <i>Corbula (Caryocorbula) marmorata</i> Hinds, 1843	1	0	0	0	0	1	1	2	0	0	1	1	1	1	1	1
8. <i>Corbula (Caryocorbula) nasuta</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	3
9. <i>Corbula (Caryocorbula) nuciformis</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	2	0	2	1	0	1	1	1	0	0	1
10. <i>Crasinella pacifica</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
11. <i>Chione (Chione) compta</i> (Broderip, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
12. <i>Chione (Chionopsis) gnidia</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	2	0	1	1	0	0
13. <i>Chione (Liophora) obliterata</i> Dall, 1902	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
14. <i>Dosinia dunken</i> (Philippi, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
15. <i>Ensisellops hertleini</i> Emerson y Puffer, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
16. <i>Laevicardium elenense</i> (Sowerby, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
17. <i>Lepton lediforme</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
18. <i>Lucina (Luciniscia) centrifuga</i> (Dall, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
19. <i>Lucina (Parvulucina) approximata</i> (Dall, 1901)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	2
20. <i>Lucina (Pleurolucina) cancellaris</i> Philippi, 1846	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
21. <i>Lunarcia brevitrons</i> (Sowerby, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
22. <i>Megapitaria aurantiaca</i> (Sowerby, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0
23. <i>Myseila compressa</i> (Dall, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0
24. <i>Myseila dionaea</i> (Carpenter, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
25. <i>Myseila umbonata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
26. <i>Nucula (Nucula) declivis</i> Hinds, 1843	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
27. <i>Nuculana (Saccella) acilla</i> (Dall, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3
28. <i>Nuculana (Saccella) impar</i> (Pilsbry y Lowe, 1932)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	1	1
29. <i>Orobitella obliqua</i> (Harry, 1969)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
30. <i>Orobitella oblonga</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31. <i>Petricola (Petricola) exarata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
32. <i>Petricola (Rupellaria) denticulata</i> Sowerby, 1834	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33. <i>Pitar (Lamelliconcha) concinnus</i> (Sowerby, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
34. <i>Solecardia eburnea</i> Conrad, 1849	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
35. <i>Sphenia fragilis</i> (H. y A. Adams, 1854)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
36. <i>Tagelus (Mesopleura) bourgeoisae</i> Hertlein, 1951	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
37. <i>Tagelus (Tagelus) californianus</i> (Conrad, 1837)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
38. <i>Tellina (Angulus) coani</i> Keen, 1971	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39. <i>Tellina (Angulus) felix</i> Hanley, 1844	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
40. <i>Tellina (Angulus) meropsis</i> Dall, 1900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
41. <i>Tellina (Angulus) recurvata</i> Hertlein y Strong, 1949	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
42. <i>Tellina (Angulus) subtrigona</i> Sowerby, 1866	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0
43. <i>Tellina (Merisca) ulbona</i> Hertlein, 1968	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
44. <i>Trigoniocardia (Americardia) bingulata</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45. <i>Trigoniocardia (Trigoniocardia) granifera</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
ABUNDANCIA/ESTACION	8	0	0	0	0	4	6	7	8	12	20	10	16	10	21	

Tabla 8. Abundancia de organismos del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda, Guaymas, Sonora, octubre de 1987.

CLASE GASTROPODA.															
BAHÍA DE GUAYMAS, SON. OCTUBRE, 1987.															
Especies	ABUNDANCIA DE ORGANISMOS														
	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1. <i>Acteocina carinata</i> (Carpenter, 1857)	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	1	1	1
2. <i>Alabina effusa</i> (Carpenter, 1857)	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1
3. <i>Alvania</i> (<i>Alvinia</i>) <i>rosana</i> Bartsch, 1911	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1
4. <i>Anachis</i> (<i>Costoanachis</i>) <i>coronata</i> (Sowerby, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
5. <i>Anachis</i> (<i>Costoanachis</i>) <i>santofelipensis</i> Lowe, 1935, 1865)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
6. <i>Anachis</i> (<i>Parvanachis</i>) <i>diminuta</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
7. <i>Barthelema carpenteri</i> Bartsch, 1920	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0
8. <i>Barthelema</i> (<i>Pseudodiala</i>) <i>acuta</i> (Carpenter, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
9. <i>Barthelema subtanus</i> Carpenter, 1864	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
10. <i>Caecum californicum</i> Dall, 1865	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
11. <i>Caecum crebricinctum</i> Carpenter, 1864	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	2	1
12. <i>Crepidula excavata</i> (Broderip, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
13. <i>Crepidula striolata</i> Menke, 1851	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
14. <i>Crepidula uncata</i> Menke, 1847	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0
15. <i>Crucibulum</i> (<i>Crucibulum</i>) <i>spinosum</i> (Sowerby, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
16. <i>Cyclostremiscus beauii</i> (Fischer, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
17. <i>Cyclostremiscus</i> (<i>Cyclostremiscus</i>) <i>panamensis</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
18. <i>Dendropoma lituella</i> (Mörch, 1861)	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	2	2	1	2
19. <i>Elephantanellum carpenteri</i> (Bartsch, 1920)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	1	1	1
20. <i>Eupleura muriciformis</i> var. <i>triquetra</i> (Broderip, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
21. <i>Fartulum glabriforme</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1
22. <i>Kurtziella</i> (<i>Kurtzina</i>) <i>cyrene</i> (Dall, 1919)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	2	1	0	0
23. <i>Nassarius</i> (<i>Arcularia</i>) <i>tiarula</i> (Klner, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0
24. <i>Nassarius gemmulosus</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
25. <i>Nassarius</i> (<i>Nassarius</i>) <i>gallegosi</i> Strong y Hertlein, 1937)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0
26. <i>Odostomia</i> (<i>Chrysalida</i>) <i>astricta</i> Dall y Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1
27. <i>Odostomia</i> (<i>Chrysalida</i>) <i>oregonensis</i> Dall y Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	1	1	1
28. <i>Odostomia</i> (<i>Chrysalida</i>) <i>virginalis</i> Dall y Bartsch, 1909	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	1	1	1
29. <i>Odostomia</i> (<i>Eulimastoma</i>) <i>dotella</i> Dall y Bartsch, 1909	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
30. <i>Odostomia</i> (<i>Evalea</i>) <i>franciscana</i> Bartsch, 1917	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
31. <i>Parviturbo copiosus</i> (Pilsbry y Olsson, 1945)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1
32. <i>Patelloida semirubida</i> (Dall, 1914)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	1	1	1	1
33. <i>Stella assimilata</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	1	1	1	1	1
34. <i>Turbanilla</i> (<i>Strioturbanilla</i>) <i>styliana</i> (Carpenter, 1865)	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1
35. <i>Turbanilla nodulosa</i> King y Broderip, 1832	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	2
36. <i>Vitrinella</i> (<i>Vitrinella</i>) <i>oldroydi</i> Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ABUNDANCIA/ESTACION	5	0	0	0	0	2	0	13	18	9	11	27	28	28	24

VI.5. Características Comunitarias. Ubicación taxonómica hasta Subfamilia.

Respecto a la composición de la comunidad de moluscos, en ambas épocas se registraron 95 especies; de la Clase Bivalvia o Pelecypoda se determinaron un total de 58 especies, 29 géneros y 25 subgéneros, pertenecientes a 11 subfamilias, 20 familias, 15 superfamilias, seis órdenes y tres subclases. En la Gastropoda se agruparon un total de 37 especies, 22 géneros y 15 subgéneros, pertenecientes a nueve subfamilias, 15 familias, diez superfamilias, cinco órdenes y dos subclases.



Las subclases, órdenes, superfamilias y subfamilias de la Clase Bivalvia o Pelecypoda se presentan en la tabla 9 con sus respectivas abundancias y las

20 familias de ésta clase, en la tabla 11 y la figura 40.

En la tabla 10 se muestran las subclases, órdenes, superfamilias y subfamilias de la Clase Gastropoda con los porcentos de abundancia. En cuanto a las 15 familias, las abundancias porcentuales se encuentran contenidas en la tabla 12 y la figura 41.

Cabe destacar que en ambas Clases de Mollusca, dominaron familias que son consumidoras de depósito y parásitas de otras especies, como Veneridae, Tellinidae (de la clase Bivalvia), Pyramidellidae y Caecidae (de la Clase Gastropoda) (Keen, 1971; Abbott, 1974) (Tablas 11 y 12; Figs. 40 y 41), señalando que fueron primordiales en la comunidad béntica, las especies que tróficamente se vieron favorecidas por los aportes de material orgánico de las descargas industriales y municipales del Puerto de Guaymas.

Con respecto a la sistemática de la Clase Gastropoda, es importante mencionar que recientemente Ponder y Lindberg (1996a; 1996b, En: Australian Museum, 1997) han desarrollado la revisión y reclasificación de los órdenes, basada en un modelo alimentado por simulaciones filogenéticas por computadora, sin embargo, su publicación y difusión reciente, no ha permitido aún su uso generalizado. Por esta causa, se emplean todavía los órdenes anteriores. Actualmente se divide a los Gasterópodos en Eogastropoda (Orden Patellogastropoda) y Orthogastropoda (Ordenes Vetigastropoda, Neritopsina, Caenogastropoda y Heterobranchia), la mayoría de las familias se ubican actualmente en el Orden Caenogastropoda. Con esta metodología están siendo estudiadas todas las clases de moluscos y próximamente se esperan modificaciones en su sistemática.

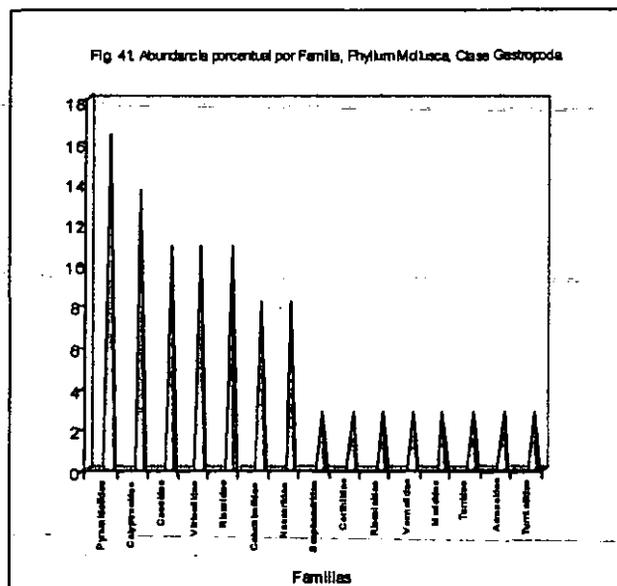


Tabla 9. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades benthicas. Subclases, Ordenes, Superfamilias, Subfamilias. Clase Bivalvia o Pelecypoda

SUBCLASE	%
Heterodonta	84.48
Pteriomorpha	10.34
Palaecolorodonta	5.18
ORDEN	
Veneroida	77.60
Myoidea	6.90
Nuculoidea	5.18
Pterioidea	3.44
Arcoidea	3.44
Mytiloidea	3.44
SUPERFAMILIA	
Veneraceae	18.98
Tellinaceae	18.98
Galeommataceae	17.24
Cardiaceae	6.90
Myaceae	6.90
Lucinaceae	6.90
Carditaceae	5.17
Arcaceae	3.45
Mytilaceae	3.45
Nuculanaceae	3.45
Anomiaceae	1.72
Pectinaceae	1.72
Cyamiaceae	1.72
Nuculaceae	1.72
Crassatellaceae	1.72
SUBFAMILIA	
Lucininae	20.00
Chioninae	20.00
Montacutinae	16.00
Dosininae	8.00
Pitarinae	8.00
Fraginae	8.00
Chlamydninae	4.00
Archaeae	4.00
Laevicarditinae	4.00
Anadartinae	4.00
Mytilinae	4.00

Tabla 10. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades benthicas. Subfamilias, Ordenes, Superfamilias, Subfamilias. Clase Gastropoda

SUBCLASE	%
Cyprorhynchia	21.62
Pleurostomatia	78.38
ORDEN	
Mesogastropoda	56.76
Neritimorpha	21.62
Etiophaenida	16.22
Cyprorhynchia	2.70
Archaeogastropoda	2.70
SUPERFAMILIA	
Rissoidea	21.62
Tumellaceae	16.22
Buccinoidea	16.22
Pyramiduloidea	16.22
Calypteroidea	13.51
Caudofoveata	5.41
Primitiva	2.70
Murex	2.70
Conoidea	2.70
Petaloidea	2.70
SUBFAMILIA	
Cyprorhynchinae	20.83
Crepidulinae	16.70
Caudofoveatinae	16.70
Vitrinellinae	16.70
Buccinoidae	12.50
Agelinae	4.17
Murexinae	4.17
Turtoninae	4.17
Tumellinae	4.17

Tabla 11. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades bénticas. Familias, Clase Bivalvia o Pelecypoda.

FAMILIA	%
Veneridae	15.52
Tellinidae	12.07
Montacutidae	10.34
Lucinidae	8.62
Cardidae	6.90
Carditidae	5.17
Corbidae	5.17
Leptonidae	5.17
Solecurtidae	5.17
Arcidae	3.45
Mytilidae	3.45
Nuculanidae	3.45
Petricolidae	3.45
Anomidae	1.72
Pectinidae	1.72
Sportellidae	1.72
Nuculidae	1.72
Semelidae	1.72
Myidae	1.72
Crassatellidae	1.72

Tabla 12. Importancia porcentual de moluscos para interpretar la estructura de las comunidades bénticas. Familias, Clase Gastropoda.

FAMILIA	%
Pyramicellidae	16.22
Calyptraeidae	13.50
Caecidae	10.82
Vitrinellidae	10.81
Rissoidae	10.82
Columbellidae	8.11
Nassaridae	8.11
Scaphandriidae	2.70
Cerithiidae	2.70
Rissolidae	2.70
Vermetidae	2.70
Muricidae	2.70
Turridae	2.70
Acmaeidae	2.70
Turritellidae	2.70

Dos décadas antes de efectuarse los muestreos de este estudio, Dushane y Poorman (1967) registraron mayor diversidad de especies y alta abundancia, la presencia de macromoluscos y de otras clases de moluscos, además de Gastropoda y Bivalvia, como Scaphopoda y Polyplacophora, las cuales ahora ya no se encontraron; ésto aunado a la gran proporción de fragmentos, de conchas vacías y exoesqueletos, en relación al escaso número de organismos vivos, señala un marcado deterioro de la zona de estudio, principalmente en la región de mayor exposición a la contaminación (Zona I), que recibe la mayor carga de desechos procedentes de los efluentes de las harineras de pescado y de los desechos municipales, que desde 1973, fueron detectados, además de afectaciones por la práctica de actividades de dragado (Secretaría de Marina, 1973; Pérez-Rodríguez, 1974).

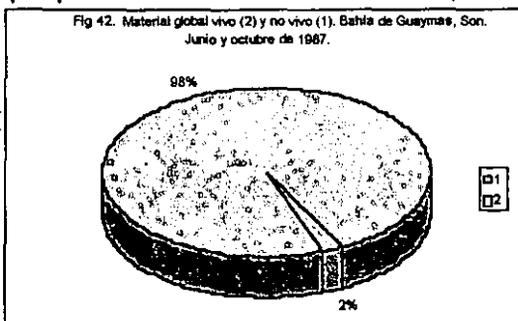
VI.5.1. Composición al nivel de especie.

La composición al nivel de especie y su abundancia, densidad y frecuencia, se muestran en las tablas 5-8, 13-16 y 17-20. La mayoría de los ejemplares recolectados correspondieron a los estadios protoconcha y juvenil, de especies anteriormente registradas por Dushane y Poorman (1967) y por Pérez-Rodríguez (1974), además de especies de micromoluscos, cuya distribución corresponde al litoral Pacífico y al Golfo de California. Sin embargo, sólo unas cuantas especies del inventario de Shasky y Campbell (1964) coincidieron con las de este estudio, debido a que éstos autores determinaron las especies de moluscos de la costa de Sonora al norte del área de estudio, en otra temporada y con un método de muestreo diferente.

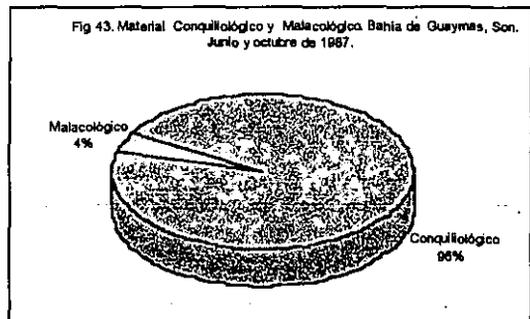
En las tablas 5 a 8 se presenta a las especies por clase y por época. Destacan por su abundancia y frecuencia de aparición espacio-temporal, de la Clase Gastropoda: *Caecum californicum*, *Acteocina carinata*, *Alabina effusa*, *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*, *Dendropoma lituella* y *Turritella nodulosa* (Tablas 6 y 8); y de la Clase Pelecypoda: *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *Chione (Chionopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccela) impar*, *Corbula (C.) marmorata*, *Tellina (Angulus) subtrigona* y *Corbula (C.) nasuta* (Tablas 5 y 7).

VI.5.2. Abundancia.

Con relación a la abundancia, en ambas épocas de muestreo se detectaron altas proporciones de material inerte, tubos de poliquetos, pedacería de algas coralináceas, conchas vacías y fragmentos de conchas (98 %), el resto correspondió a la fauna viva (2 %) (Fig. 42).



Entre los moluscos, los organismos vivos (material malacológico) representaron el 4 % y las conchas vacías (material conquiliológico) el 96 % (Fig. 43).



El 48 % del material malacológico se registró en junio de 1987 y el 52 % en octubre (Fig. 44). Globalmente se contabilizaron 467 organismos vivos, 184 durante junio de 1987 (39 %) y 283 en octubre de 1987 (60.6 %). Dichos organismos corresponden a dos de las Clases del Phylum Mollusca: Gastropoda y Bivalvia o Pelecypoda, cuya proporción fue de 261 individuos (55.89 %), y 206 individuos (44.11 %), respectivamente.

En el mes de junio de 1987 el 53.8 % (99 individuos) representó a la Clase Gastropoda y el 46.2 % restante a la Bivalvia o Pelecypoda (85 individuos). Esta mayor proporción la conservaron los gasterópodos en octubre de 1987 con el 57.24 % (162 individuos) vs

el 42.76 % (121 individuos), que presentaron los pelecípodos. El mayor porcentaje de organismos vivos se registró en octubre de 1987 (61 % con 283 individuos) y el menor en junio de 1987 (39 % con 184 individuos) (Fig. 45).

Con respecto a la variación espacio-temporal de la abundancia, durante junio de 1987 (Tablas 5 a 8), los valores bajos abarcaron todo el cuerpo oeste (Zona I) y una buena parte del este de la bahía en dirección costa afuera, mientras en las estaciones 9 a 11 (Zona II) y 15 (Zona III) se incrementó la abundancia.

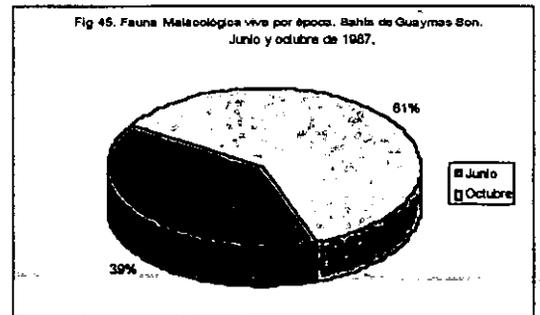
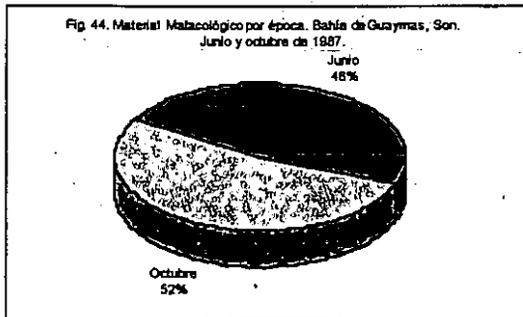


Tabla 13. Densidad de organismos del Phylum Mollusca, Clase Bivalvia o Pelecypoda, Guaymas, Sonora, junio de 1967.

CLASE PELECYPODA															
BAHIA DE GUAYMAS, SON. JUNIO, 1967.	DENSIDAD DE ORGANISMOS/m ²														
Especies	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1. <i>Anomia peruviana</i> Orbigny, 1846	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
2. <i>Argopecten aequivalvatus</i> (Carpenter, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
3. <i>Barbatia</i> (<i>Acar</i>) <i>rostrata</i> Berry, 1954	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
4. <i>Cardia</i> (<i>Cardifera</i>) <i>radiala</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
5. <i>Cardia</i> (<i>Cardites</i>) <i>latiostata</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	20	0	0	0	0
6. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>marmorata</i> Hinds, 1843	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0
7. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>nasuta</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0
8. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>nuciformis</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	70	30	0	0	0	0	30
9. <i>Chione</i> (<i>Chione</i>) <i>compta</i> (Broderip, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
10. <i>Chione</i> (<i>Chionista</i>) <i>fluctifraga</i> (Sowerby, 1853)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
11. <i>Chione</i> (<i>Chionopsis</i>) <i>gnida</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	20	10	0	0	0
12. <i>Chione</i> (<i>Timoclea</i>) <i>squamosa</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
13. <i>Dosinia dunkeri</i> (Philippi, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
14. <i>Ensisellops hertleini</i> Emerson y Puffer, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
15. <i>Laevicardium elenense</i> (Sowerby, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
16. <i>Lepton ellipticum</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0
17. <i>Lucina</i> (<i>Lucinica</i>) <i>fenestrata</i> Hinds, 1845	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0
18. <i>Lucina</i> (<i>Parvulucina</i>) <i>mazzatlanica</i> Carpenter, 1857	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0
19. <i>Lunarcia brevitrons</i> (Sowerby, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
20. <i>Megapitaria aurantiaca</i> (Sowerby, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
21. <i>Mytella guyanensis</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
22. <i>Mytella strigata</i> (Hanley, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
23. <i>Nucula</i> (<i>Nucula</i>) <i>daclivis</i> Hinds, 1843	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
24. <i>Nuculana</i> (<i>Sacoella</i>) <i>acrita</i> (Dall, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
25. <i>Nuculana</i> (<i>Sacoella</i>) <i>imper</i> (Pilsbry y Lowe, 1932)	0	0	0	0	0	0	0	0	20	10	0	0	0	0	30
26. <i>Petricola</i> (<i>Petricola</i>) <i>exarata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
27. <i>Pitar</i> (<i>Lamelliconcha</i>) <i>joconcinus</i> (Sowerby, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
28. <i>Semele guaymasensis</i> Pilsbry y Lowe, 1932	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
29. <i>Sphenia fragilis</i> (H y A. Adams, 1854)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0
30. <i>Tagelus</i> (<i>Mesopelta</i>) <i>peruvianus</i> Pilsbry y Olsson	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0
31. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>coani</i> Keen, 1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
32. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>meropsis</i> Dall, 1900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
33. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>straminea</i> Deshayes, 1855	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
34. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>subtrigona</i> Sowerby, 1866	0	0	0	0	0	0	0	0	10	20	0	0	0	0	20
35. <i>Trachycardium</i> (<i>Maxicardia</i>) <i>panamense</i> (Sowerby, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
36. <i>Trigoniocardia</i> (<i>Americardia</i>) <i>biangulata</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
37. <i>Trigoniocardia</i> (<i>Trigoniocardia</i>) <i>granifera</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	20	0	0	0	0
DENSIDAD TOTAL/ESTACION	0	0	0	0	0	0	0	0	210	140	250	100	0	0	140

Tabla 14. Densidad de organismos del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda, Guaymas, Sonora, junio de 1967.

CLASE GASTROPODA															
BAHIA DE GUAYMAS, SON. JUNIO, 1967.	DENSIDAD DE ORGANISMOS/m ²														
Especies	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1. <i>Acteocina carinata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	0	0	0	10
2. <i>Alabina effusa</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	20	20	0	0	0
3. <i>Barbatia carpenteri</i> Bartsch, 1920	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	10	0	0	0
4. <i>Caecum californicum</i> Dall, 1885	0	0	0	0	0	0	0	0	150	50	30	0	0	0	10
5. <i>Caecum crebricinctum</i> Carpenter, 1864	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	20
6. <i>Crepidula excavata</i> (Broderip, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0
7. <i>Crepidula</i> (<i>Ianacus</i>) <i>plana</i> Say, 1822	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
8. <i>Crepidula striolata</i> Menke, 1851	0	0	0	0	0	0	0	0	20	10	0	0	0	0	0
9. <i>Crepidula uncalata</i> Menke, 1847	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
10. <i>Crucibulum</i> (<i>Crucibulum</i>) <i>spinosum</i> (Sowerby, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
11. <i>Cyclostremiscus</i> (<i>Cyclostremiscus</i>) <i>panamensis</i> (C.B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
12. <i>Dandropoma lituella</i> (Morch, 1861)	0	0	0	0	0	0	0	0	30	10	0	0	0	0	10
13. <i>Elephantanellum carpenteri</i> (Bartsch, 1920)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
14. <i>Eupleura muriciformis</i> var. <i>triquetra</i> (Broderip, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
15. <i>Fartulum glaberrimum</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
16. <i>Kurtziella</i> (<i>Kurtzina</i>) <i>cyrene</i> (Dall, 1919)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
17. <i>Nassarius</i> (<i>Arxularia</i>) <i>larula</i> (Kiner, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	0
18. <i>Nassarius gemulosus</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	10
19. <i>Nassarius</i> (<i>Nassarius</i>) <i>gallegosi</i> Srohg y Hertlein, 1937	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0
20. <i>Odostomia</i> (<i>Chrysalida</i>) <i>abstrata</i> Dall y Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
21. <i>Odostomia</i> (<i>Eulimastoma</i>) <i>dotella</i> Dall y Bartsch, 1909	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0
22. <i>Parviturboles cognatus</i> (Pilsbry y Olsson, 1945)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	20
23. <i>Patellaria seminubida</i> (Dall, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
24. <i>Scilla assimilata</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
25. <i>Turbonilla</i> (<i>Stricturbonilla</i>) <i>stylina</i> (Carpenter, 1865)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	30	20	30	0	0	10
26. <i>Turritella nodulosa</i> King y Broderip, 183	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	10	0	0	0	0
DENSIDAD TOTAL/ESTACION	0	0	0	0	0	0	0	0	20	430	230	130	0	0	180

Tabla 15. Densidad de organismos del Phylum Mollusca, Clase Bivalvia o Pelecypoda, Guaymas, Sonora, octubre de 1987.

BAHIA DE GUAYMAS, SOX. OCTUBRE, 1987.															
CLASE PELECYPODA															
Especies	DENSIDAD DE ORGANISMOS/m ²														
	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1. <i>Aligena nucea</i> Dall, 1913	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
2. <i>Anomia peruviana</i> Orbigny, 1846	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
3. <i>Argopecten equisulcatus</i> (Carpenter, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	10	0	0
4. <i>Cardita (Carditamera) radiata</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
5. <i>Cardita (Cardites) latocostata</i> Sowerby, 1833	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0
6. <i>Cardita (Cyclocardia) spurca beebel</i> Hertlein, 1958	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
7. <i>Corbula (Caryocorbula) marmorata</i> Hinds, 1843	10	0	0	0	0	10	10	20	0	0	10	10	10	10	10
8. <i>Corbula (Caryocorbula) nitida</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	20	0	0	0	30
9. <i>Corbula (Caryocorbula) nuciformis</i> Sowerby, 1833	0	0	0	0	0	20	0	20	10	0	10	10	10	0	10
10. <i>Crassinella pacifica</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0
11. <i>Chione (Chione) compta</i> (Broderip, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
12. <i>Chione (Chionopsis) gnidia</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	10	0	0	0	0	0	10	0	10	10	20	0	10	10	0
13. <i>Chione (Liraphora) obtusata</i> Dall, 1902	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
14. <i>Dosinia dunkeri</i> (Phillipi, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
15. <i>Ensisellops hertleiri</i> Emerson y Puffer, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
16. <i>Laevicardium elenense</i> (Sowerby, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
17. <i>Lepton lediforme</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
18. <i>Lucina (Luciniscia) centrifuga</i> (Dall, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
19. <i>Lucina (Parvilocina) approximata</i> (Dall, 1901)	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0	0	0	0	0	20
20. <i>Lucina (Pleurolocina) cancellaris</i> Phillipi, 1846	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
21. <i>Lunerca brevifrons</i> (Sowerby, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10
22. <i>Megastiparia aurantiaca</i> (Sowerby, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	10	0
23. <i>Mysella compressa</i> (Dall, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	10	10	10	0	0
24. <i>Mysella dioneae</i> (Carpenter, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
25. <i>Mysella umbonata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
26. <i>Nucula (Nucula) declivis</i> Hinds, 1843	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
27. <i>Nuculana (Saccella) acrita</i> (Dall, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	30
28. <i>Nuculana (Saccella) impar</i> (Pilsbry y Lowe, 1932)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	20	10	10	10
29. <i>Orobittella obliqua</i> (Harry, 1968)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	0	0
30. <i>Orobittella oblonga</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
31. <i>Petricola (Petricola) exarata</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	20	0	0	0	0	0
32. <i>Petricola (Rupelliana) denticulata</i> Sowerby, 1834	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33. <i>Pitar (Lamelloconcha) concinnus</i> (Sowerby, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	0	0
34. <i>Solecardia eburnea</i> Conrad, 1849	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
35. <i>Sphenia fragilis</i> (H. y A. Adams, 1854)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
36. <i>Tagelus (Mesopleura) bourgoisae</i> Hertlein, 1951	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
37. <i>Tagelus (Tagelus) californianus</i> (Conrad, 1837)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
38. <i>Tellina (Angulus) coarxi</i> Keen, 1971	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39. <i>Tellina (Angulus) felix</i> Hanley, 1844	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	10	0	10	0
40. <i>Tellina (Angulus) meropsis</i> Dall, 1900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0
41. <i>Tellina (Angulus) recurvata</i> Hertlein y Strong, 1949	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10
42. <i>Tellina (Angulus) subtrigona</i> Sowerby, 1865	0	0	0	0	0	10	10	10	10	0	0	10	10	10	0
43. <i>Tellina (Merisca) ulloana</i> Hertlein, 1968	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
44. <i>Trigoniocardia (Americardia) biangulata</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45. <i>Trigoniocardia (Trigoniocardia) granifera</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
DENSIDAD TOTAL/ESTACION	80	0	0	0	0	40	60	70	80	120	200	100	150	100	210

Tabla 16. Densidad de organismos del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda, Guaymas, Sonora, octubre de 1987.

BAHÍA DE GUAYMAS, SON. OCTUBRE, 1987.															
CLASE GASTROPODA															
Especies	DENSIDAD DE ORGANISMOS/m ²														
	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1. <i>Acteocina carinata</i> (Carpenter, 1857)	10	0	0	0	0	0	0	10	10	10	20	20	10	10	10
2. <i>Alabina effusa</i> (Carpenter, 1857)	10	0	0	0	0	10	0	10	0	10	10	10	10	10	10
3. <i>Alvania (Alvinia) rosana</i> Bartsch, 1911	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	10	10
4. <i>Anachis (Costoanachis) coronata</i> (Sowerby, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
5. <i>Anachis (Costoanachis) sanfelipensis</i> Lowe, 1935, 1865	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
6. <i>Anachis (Parvanachis) diminuta</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	10	0	10
7. <i>Barleeia carpenteri</i> Bartsch, 1920	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	10	0	0
8. <i>Barleeia (Pseudodiala) acuta</i> (Carpenter, 1864)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
9. <i>Barleeia subtenius</i> Carpenter, 1864	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
10. <i>Caecum californicum</i> Dall, 1885	10	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10
11. <i>Caecum crebricinctum</i> Carpenter, 1864	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	10	0	10	20
12. <i>Crepidula excavata</i> (Broderip, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10
13. <i>Crepidula striolata</i> Menke, 1851	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0
14. <i>Crepidula uncala</i> Menke, 1847	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	20	0	0
15. <i>Crucibulum (Crucibulum) spinosum</i> (Sowerby, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
16. <i>Cyclostremiscus beaulti</i> (Fischer, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	0
17. <i>Cyclostremiscus (Cyclostremiscus) panamensis</i> (C.B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
18. <i>Dendropoma lituella</i> (Mörch, 1861)	10	0	0	0	0	10	0	0	10	0	10	20	20	10	20
19. <i>Elephantanellum carpenteri</i> (Bartsch, 1920)	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	20	20	10	10
20. <i>Eupleura muriciformis</i> var. <i>triquetra</i> (Broderip, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10
21. <i>Fartulum glaberrimum</i> (Carpenter, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	20	10
22. <i>Kurtzella (Kurtzella) cyrene</i> (Dall, 1919)	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	10	20	10	0
23. <i>Nassarius (Arcularia) tiarula</i> (Kiner, 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	10
24. <i>Nassarius gemmulosus</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
25. <i>Nassarius (Nassarius) gallegosi</i> Strong y Hertlein, 1937	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	10	10	0
26. <i>Odostomia (Chrysalida) stricta</i> Dall y Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	10	10	10	10	10
27. <i>Odostomia (Chrysalida) oregonensis</i> Dall y Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	10	20	10	10
28. <i>Odostomia (Chrysalida) virginialis</i> Dall y Bartsch, 1909	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	10	20	10	10
29. <i>Odostomia (Eulimastoma) dotelia</i> Dall y Bartsch, 1909	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10
30. <i>Odostomia (Eualea) franciscana</i> Bartsch, 1917	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
31. <i>Parviturbo copiosus</i> (Pilsbry y Olsson, 1945)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	10	10	10
32. <i>Patellaria semirubida</i> (Dall, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	20	10	10	10
33. <i>Seila assimilata</i> (C. B. Adams, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	20	10	10	10
34. <i>Turbonilla (Strioturbonilla) stylina</i> (Carpenter, 1865)	10	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	0	10	10	10
35. <i>Turritella nodulosa</i> King y Broderip, 1832	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10	10	10	20
36. <i>Vitrinella (Vitrinella) oldroydi</i> Bartsch, 1907	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
DENSIDAD TOTAL/ESTACION	50	0	0	0	0	20	0	130	160	90	110	270	290	260	240

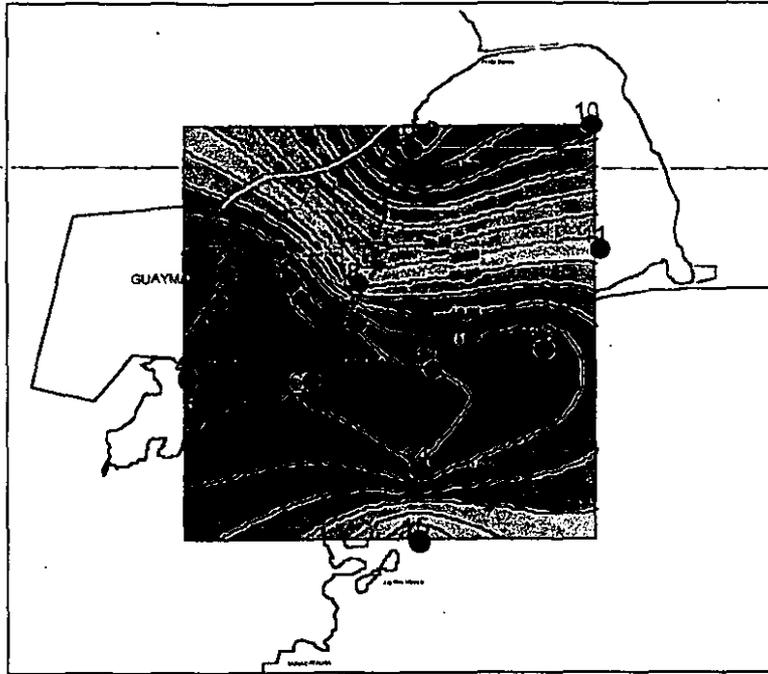


Fig. 46. Abundancia de organismos bénticos de la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.

En octubre de 1987 (Fig. 47) la abundancia fue mayor que en junio de 1987 (Fig. 46), alcanzando valores más elevados desde el centro de la bahía hacia el Golfo de California. En general conforme se acercaba a la costa y a las fuentes de contaminación, la abundancia decreció. Hubo una tendencia de la abundancia a mejorar en octubre, época posterior a la máxima intromisión de las corrientes costeras de verano, las cuales ejercen su influencia propiciando un "lavado" o disminución de contaminantes de efecto autodepurador (Secretaría de Marina, 1990).

Es posible apreciar una zonación en la abundancia y la frecuencia que corresponde al gradiente ya señalado respecto a los parámetros hidrológicos, de contaminación y sedimentológicos (Tabla 4; Fig. 39), con condiciones azoicas en la mayoría de sitios de la Zona 1 (estaciones 1 a 8), abundancia regular en la Zona 2 (estaciones 9 a 11) y relativamente alta en la Zona III (estaciones 12 a 15) (Tablas 5 a 8; Figs. 46 y 47).

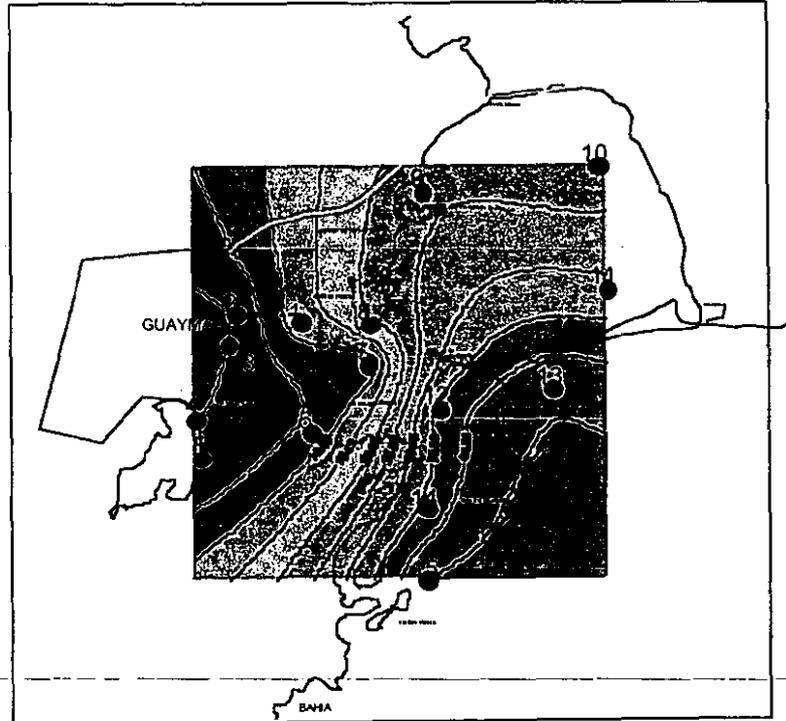
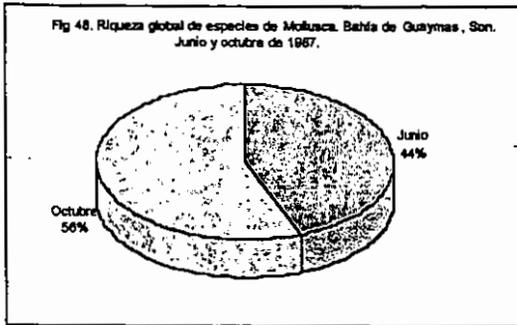


Fig. 47. Abundancia de organismos bénticos en la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.

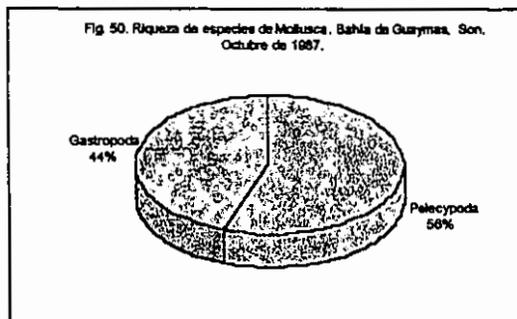
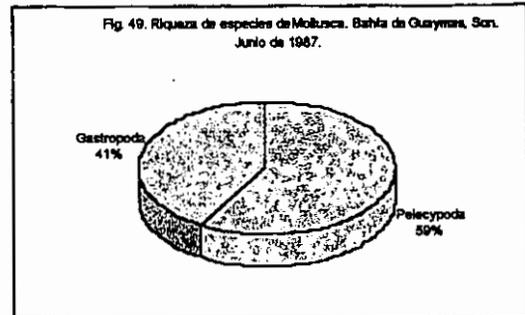
VI.5.3. Riqueza.



La riqueza o el número total de especies fue de 63 en junio de 1987 y de 81 en octubre del mismo año (Fig. 48).

En junio de 1987 el 41.27 % de las

especies fue de la Clase Gastropoda (26 especies) y el 58.73 % de la Bivalvia o Pelecypoda (37 especies) (Fig. 49),



mientras que en octubre de 1987 los porcentajes fueron 44.4 % y 55.56 %, con 36 y 45 especies, consecutivamente (Fig. 50).

En junio de 1987 la riqueza global fluctuó de 0 (estaciones 1-7, 12-14) a 33 (estación 10), mientras que en octubre, varió de 0 (estaciones

2-5) a 38 (estación 13) (Tablas 5 a 8).

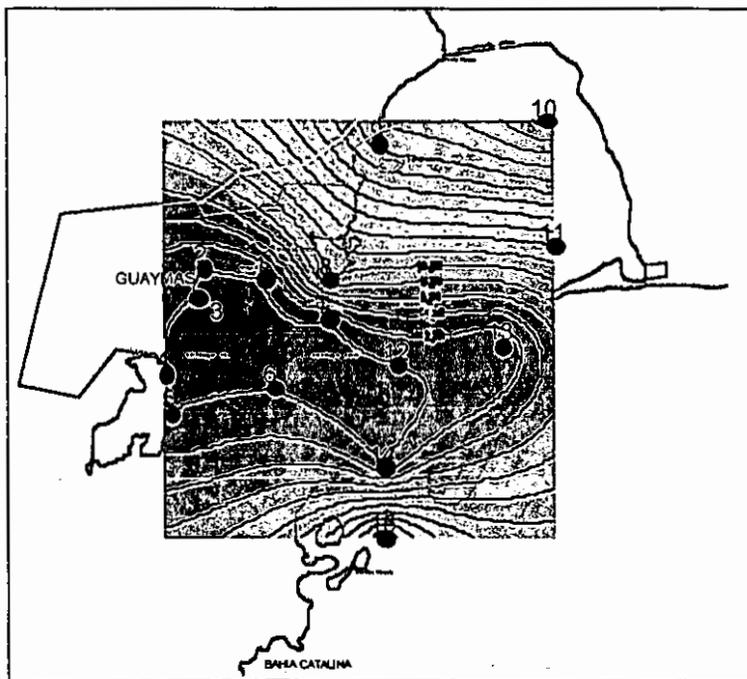


Fig. 51. Riqueza de organismos benthicos en la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.

En el caso de la variación espacio temporal, en junio de 1987 (Fig. 51) la riqueza fue menor que en octubre de 1987 (Fig. 52), y el patrón de comportamiento fue similar al de la abundancia; se registró un decremento respecto a la cercanía a las fuentes de contaminación en la zona de asentamientos urbano industriales en la costa (Tablas 5 y 6; 7 y 8) y un incremento de la riqueza después del verano (Tablas 7 y 8), cuando mejoraron las condiciones hidrológicas y de contaminación debido al incremento en la velocidad de las corrientes (Wyrтки, 1965).

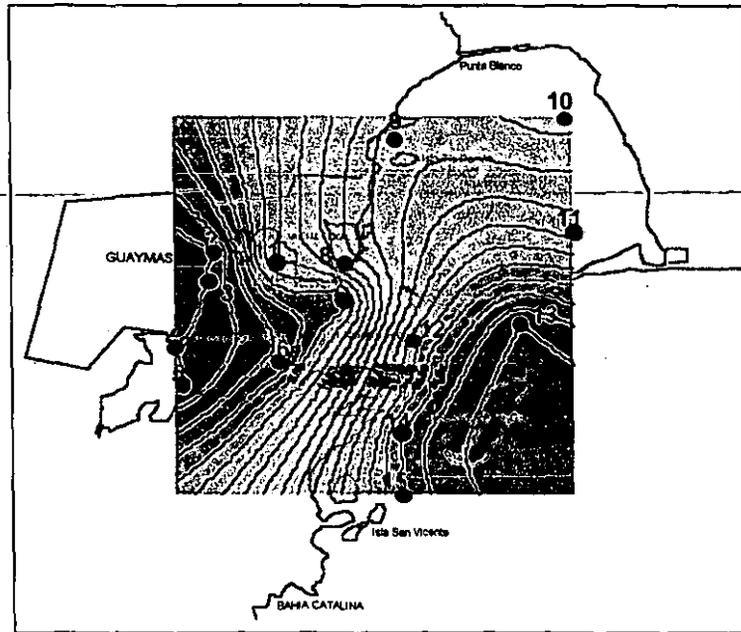
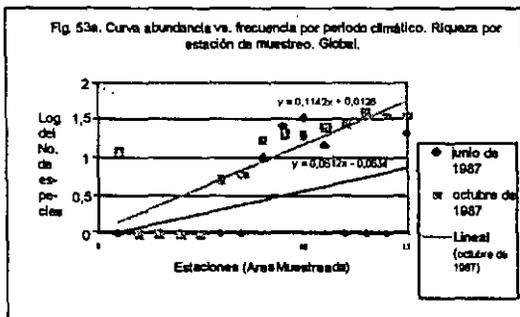
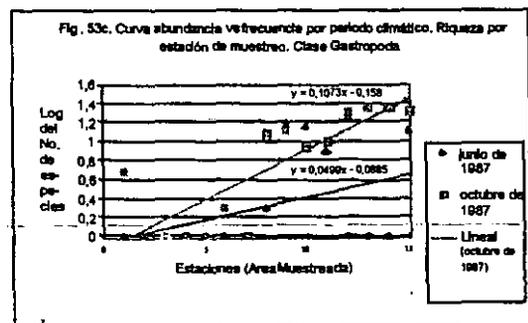
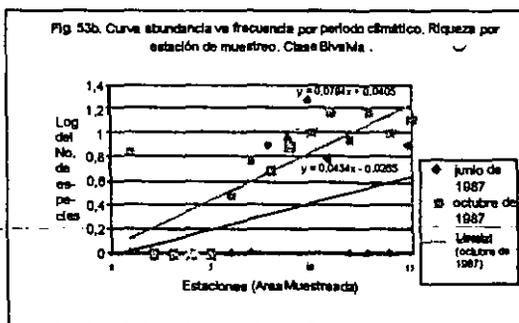


Fig. 52. Riqueza de organismos bénticos en la Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.



Las figuras 53a a 53c representan la relación entre el logaritmo del número de especies (riqueza) en función del área muestreada, la cual además de mostrar el incremento del número de especies conforme se cubrió un mayor número de localidades de muestreo, -en virtud de que aumentó el tamaño de la muestra-, también se asoció con el gradiente espacial desde la costa en dirección al Golfo de California.

En la Zona I, más cercana a la ciudad y puerto de Guaymas, el número de especies fue mucho menor que en el área fuera de la bahía. Este comportamiento fue similar en ambos periodos, tanto globalmente, como para cada clase de moluscos. En octubre de 1987 la pendiente más pronunciada denota mayor riqueza por unidad de área.



En algunos estudios se han registrado mayores riquezas y abundancias de especies en sitios más alejados a las fuentes de contaminación (Zarkanellas y Bogdanos, 1977; Pearson y Rosenberg, 1978; Bogdanos y Satsmadjis, 1983), así como disminuciones de la riqueza de especies en condiciones de alteración o de estrés ambiental (Barrett, 1981; Bondon *et al.*, 1988; Cairns y Niederlehdner, 1993), condición que también fue posible apreciar en la Bahía de Guaymas, con base en la zonación detectada, pues las estaciones más cercanas a la ciudad y puerto resultaron ser las más contaminadas, es decir, azoicas o con riqueza y densidad bajas; las más lejanas, con mayor calidad ambiental, presentaron mayor riqueza y abundancia.

VI.5.4. Densidad.

La densidad es una medida de la abundancia por unidad de área y en virtud de que sólo se efectuó un lance de draga en cada sitio de muestreo en ambas temporadas, ésta fue calculada simplemente multiplicando la abundancia por el área de la draga Van Veen (0.1 m^2) (McIntyre, 1970; Holme y McIntyre, 1971). Globalmente, la densidad fue de 311 individuos/ m^2 ; 189 individuos/ m^2 durante octubre de 1987 y 122 individuos/ m^2 en julio. La densidad por especie varió de 10 a 240 individuos/ m^2 , más del 37 % de las especies presentaron 10 individuos/ m^2 . La densidad total por estación de muestreo varió de 0 a 570 individuos/ m^2 (Tablas 13 a 16).

La densidad total de pelecípodos en junio de 1987 fue de $840/15 \text{ m}^2$ ($56/\text{m}^2$) y la fluctuación por estación de muestreo, de 10 a 130 individuos/ m^2 , el 59.5 % de las especies registró 10 individuos/ m^2 y el límite superior correspondió a la especie ***Corbula (Caryorbula) nuciformis*** (Tabla 13). Entre las estaciones, el ámbito de densidad varió de 0 (estaciones: 1 a 7, en la zona aledaña al puerto y 12 a 14, en el área denominada la laguna y hacia el exterior de la bahía) a 210 individuos/ m^2 (estación 15- en la zona exterior de la bahía, más lejana a los aportes de contaminantes y con mayor velocidad de corrientes). En octubre de 1987 la densidad total fue de $1,210/15 \text{ m}^2$ ($81/\text{m}^2$), la variación de 10 individuos/ m^2 , en el 44.44 % de las especies y 100 individuos/ m^2 de la especie ***Corbula (Caryorbula) marmorata***. Entre las estaciones el ámbito fluctuó de 0 (estaciones 2 a 5, zona aledaña al puerto) a 210 individuos/ m^2 (estación 15, en la zona exterior de la bahía, con mayor profundidad y circulación) (Tabla 15).

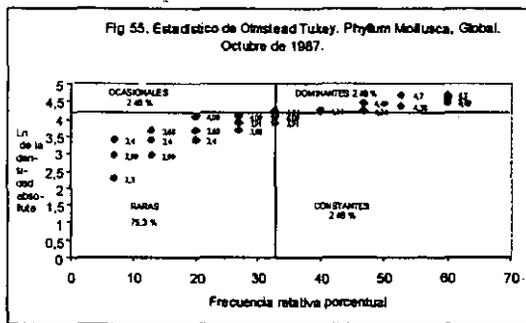
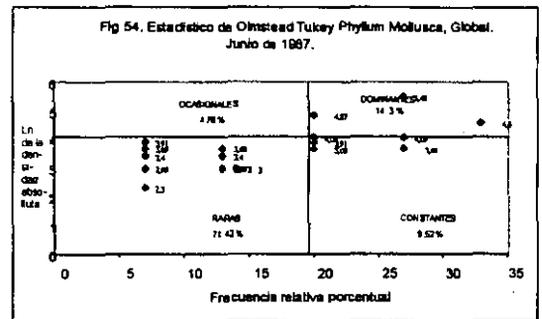
Por otra parte, la densidad total de gasterópodos en junio de 1987 fue de $990/15 \text{ m}^2$ ($66/\text{m}^2$) con una fluctuación de 10 a 240 individuos/ m^2 , en el 23.08 % de las especies y en ***Caecum californicum***, consecutivamente (Tabla 14). Por estación la densidad varió de 0 (estaciones 1 a 7 -del puerto- y 12 a 14 -del canal exterior-) a 430 individuos/ m^2 (estación 9, en la laguna). En octubre de 1987 la densidad total se estimó en 1,620 individuos ($108/\text{m}^2$) y la variación de 10 a 110 individuos/ m^2 en el 19.44 % de las especies determinadas y en las especies ***Acteocina carinata*** y ***Dendropoma lituella***, respectivamente. El ámbito observado de densidad por estación fue de 0 (estaciones 2 a 5 y 7, en el puerto) a 290 (estación 13, en el área exterior de la bahía) (Tabla 16).

La densidad, al ser directamente proporcional presentó el mismo comportamiento ya descrito respecto a la abundancia, mayor densidad entre más alejadas se encontraron las fuentes de contaminación, como ya se ha establecido en otros estudios (Zarkanellas y Bogdanos, 1977; Pearson y Rosenberg, 1978; Bogdanos y Satsmadjis, 1983), así como una disminución de la riqueza y de la densidad en condiciones de alteración o de estrés ambiental (Cairns *et al.*, 1993); situaciones observadas en este estudio en la Bahía de Guaymas.

En sitios sujetos a condiciones de contaminación por aportes de materia orgánica e industriales, se han registrado densidades desde 429 hasta 5,972 individuos/m² (Amezcuza Allieri, 1998), ámbito considerablemente mayor al encontrado en Guaymas, Sonora, incluso combinando ambos períodos muestreados; a diferencia del área de estudio, este intervalo fue registrado en aguas estuarinas, ubicadas en latitudes subtropicales de otro litoral inclusive, donde la densidad y diversidad suelen ser mayores; no obstante, las densidades encontradas en Guaymas, pueden considerarse bajas.

VI.5.5. Clasificación jerárquica de especies con base en su densidad y frecuencia de aparición.

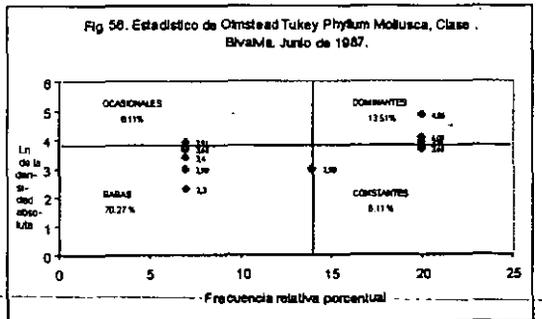
El análisis estadístico de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1979; 1981), reveló que en junio de 1987, el 71.42 % de las especies (45 especies) fueron raras, el 14.3 % (9 especies) dominantes, el 9.52 % (6 especies) constantes o comunes y el 4.76 % (3 especies) estacionales u ocasionales (Fig. 54).



En octubre, con base en el análisis estadístico de Olmstead-Tukey, se calculó que 75.30 % (61 especies) fueron raras, 19.75 % (16 spp) dominantes, 2.475 % (2 especies/categoría) constantes o comunes y estacionales u ocasionales (Fig. 55).

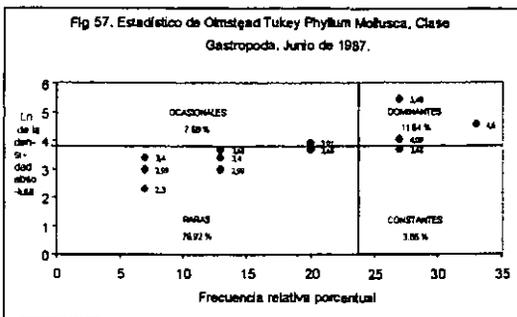
55).

Las distribuciones de comunidades bióticas donde se presentan unas cuantas especies dominantes y gran proporción de especies raras (Brower y Zar, 1981), se ajustan a una binomial negativa, de "estaca fragmentada" o "vara rota" (Gray, 1981) y caracterizan ambientes sujetos a alguna perturbación importante, como es el caso del enriquecimiento orgánico crónico (Boesch y



Rosenberg, 1981), como a la que está sometida la Bahía de Guaymas desde la década de los 40's. El comportamiento de la comunidad en ambos periodos, junio y octubre de 1987, denota también la afectación ya determinada a partir del comportamiento de la calidad del agua y del grado de confinamiento, con diferencias marcadas en la hidrodinámica.

Para detectar si existieron diferencias entre toda la comunidad malacológica béntica y cada clase por separado, también se aplicó el modelo estadístico de Olmstead-Tukey (vide Sokal y Rohlf, 1979; 1981) a cada clase de moluscos individualmente (Pelecypoda y Gastropoda) y para ambos periodos (junio y octubre de 1987).



Se conservó la proporcionalidad ya indicada, con un mayor porcentaje de especies raras y dominantes, seguidas de las ocasionales u estacionales y finalmente las constantes o comunes, excepto en el caso de la Clase Pelecypoda en junio de 1987, cuando el valor porcentual de las especies ocasionales (estacionales) y de las constantes (comunes) fue de 8.11 % para ambas (Tablas 17 a 21; Figs. 53 a 59).

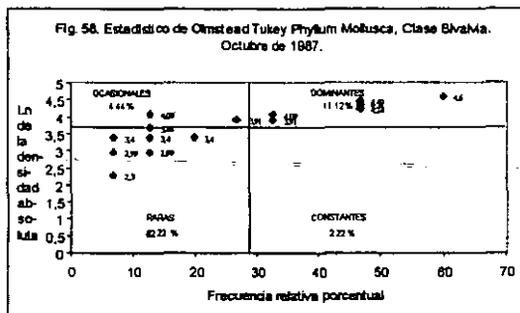
Tabla 17. Densidad, frecuencia y clasificación de Olmstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda, o Bahía de Guaymas, Sonora, junio de 1987

CLASE PELECYPODA, BAHIA DE GUAYMAS, SONORA, JUNIO, 1987.				
Especies	Densidad Absoluta (Ind/m ²)	Densidad Relativa (%)	Frecuencia Relativa de Aparición (%)	Olmstead-Tukey
1. <i>Anomia peruviana</i> Orbigny, 1846	10	1.18	7	Rara
2. <i>Angopacten aequisulcatus</i> (Carpenter, 1884)	10	1.18	7	Rara
3. <i>Barbatia</i> (<i>Acaer</i>) <i>rossae</i> Berry, 1954	20	2.35	7	Rara
4. <i>Cardita</i> (<i>Carditamera</i>) <i>radiata</i> Sowerby, 1833	10	1.18	7	Rara
5. <i>Cardita</i> (<i>Cardites</i>) <i>testicostata</i> Sowerby, 1833	40	4.70	20	Dominante
6. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>marmorata</i> Hinds, 1843	40	4.70	7	Ocasional
7. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>resusa</i> Sowerby, 1833	40	4.70	7	Ocasional
8. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>nuciformis</i> Sowerby, 1833	130	15.29	20	Dominante
9. <i>Chione</i> (<i>Chione</i>) <i>compta</i> (Broderip, 1835)	10	1.18	7	Rara
10. <i>Chione</i> (<i>Chionista</i>) <i>fluxifraga</i> (Sowerby, 1853)	10	1.18	7	Rara
11. <i>Chione</i> (<i>Chionopsis</i>) <i>grisea</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	80	7.08	20	Dominante
12. <i>Chione</i> (<i>Timoclea</i>) <i>squamosa</i> (Carpenter, 1857)	10	1.18	7	Rara
13. <i>Dosinia dunkeri</i> (Philippi, 1844)	10	1.18	7	Rara
14. <i>Enastopops hartleyi</i> Emerson y Puffer, 1957	10	1.18	7	Rara
15. <i>Laevicardium elanense</i> (Sowerby, 1840)	10	1.18	7	Rara
16. <i>Lepton ellipticum</i> (Carpenter, 1857)	50	5.9	7	Ocasional
17. <i>Lucina</i> (<i>Lucinaca</i>) <i>fenestrata</i> Hinds, 1845	20	2.35	14	Constante
18. <i>Lucina</i> (<i>Parvulucina</i>) <i>mazzatlanica</i> Carpenter, 1857	20	2.35	14	Constante
19. <i>Lunarcia brevifrons</i> (Sowerby, 1833)	10	1.18	7	Rara
20. <i>Megapitaria suranica</i> (Sowerby, 1831)	10	1.18	7	Rara
21. <i>Mytilus guaymasensis</i> (Lamarck, 1819)	10	1.18	7	Rara
22. <i>Mytilus strigatus</i> (Hanley, 1843)	10	1.18	7	Rara
23. <i>Nucula</i> (<i>Nucula</i>) <i>clavifris</i> Hinds, 1843	10	1.18	7	Rara
24. <i>Nuculana</i> (<i>Saccella</i>) <i>acrita</i> (Dall, 1906)	10	1.18	7	Rara
25. <i>Nuculana</i> (<i>Saccella</i>) <i>imiper</i> (Pilsbry y Lowe, 1932)	60	7.08	20	Dominante
26. <i>Petricola</i> (<i>Petricola</i>) <i>exarata</i> (Carpenter, 1857)	10	1.18	7	Rara
27. <i>Pitar</i> (<i>Lamellicorcha</i>) <i>concinus</i> (Sowerby, 1836)	10	1.18	7	Rara
28. <i>Semele guaymasensis</i> Pilsbry y Lowe, 1932	10	1.18	7	Rara
29. <i>Sphaeria fragilis</i> (H. y A. Adams, 1854)	30	3.53	7	Rara
30. <i>Tagelus</i> (<i>Mesopleura</i>) <i>paruvianus</i> Pilsbry y Olsson, 1941	20	2.35	14	Constante
31. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>coarcti</i> Keen, 1871	10	1.18	7	Rara
32. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>meropsis</i> Dall, 1900	10	1.18	7	Rara
33. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>straminea</i> Deshayes, 1855	10	1.18	7	Rara
34. <i>Tellina</i> (<i>Angulus</i>) <i>subtrigona</i> Sowerby, 1866	50	5.9	20	Dominante
35. <i>Trechycardium</i> (<i>Mexicanella</i>) <i>panamense</i> (Sowerby, 1833)	20	2.35	7	Rara
36. <i>Trigonicardia</i> (<i>Americanella</i>) <i>bilinguata</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	10	1.18	7	Rara
37. <i>Trigonicardia</i> (<i>Trigonicardia</i>) <i>granifera</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	30	3.53	7	Rara
TOTALES	840	100	15/15 = 100 %	37 Especies

Tabla. 18. Densidad, frecuencia y clasificación de Olmstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda, o Bivalvia, Guaymas, Sonora, Junio de 1987.

CLASE GASTROPODA, BAHIA DE GUAYMAS, SONORA, JUNIO, 1987.				
Especies	Densidad Absoluta (Ind/m ²)	Densidad Relativa (%)	Frecuencia Relativa de Aparición (%)	Olmstead-Tukey
1. <i>Acreolina carinata</i> (Carpenter, 1857)	40	4.04	27	Constante
2. <i>Alabina effusa</i> (Carpenter, 1857)	60	6.06	27	Dominante
3. <i>Bartonia carpenteri</i> Bartsch, 1920	40	4.04	13	Rara
4. <i>Caecum californicum</i> Dall, 1885	240	24.25	27	Dominante
5. <i>Caecum crebririctum</i> Carpenter, 1864	40	4.04	13	Rara
6. <i>Crepidula excavata</i> (Broderip, 1834)	30	3.03	7	Rara
7. <i>Crepidula (lanceus) planis</i> Say, 1822	10	1.01	7	Rara
8. <i>Crepidula striolata</i> Menke, 1851	30	3.03	13	Rara
9. <i>Crepidula uncosta</i> Menke, 1847	10	1.01	7	Rara
10. <i>Cruculum (Cruculum) spinosum</i> (Sowerby, 1824)	20	2.02	7	Rara
11. <i>Cyclostremiscus (Cyclostremiscus) panamensis</i> (C. B. Adams, 1852)	20	2.02	7	Rara
12. <i>Dendropoma ibulla</i> (Mörch, 1861)	50	5.05	20	Ocasional
13. <i>Elophreanellum carpenteri</i> (Bartsch, 1920)	20	2.02	7	Rara
14. <i>Eupleura muriciformis</i> var. <i>triquetra</i> (Broderip, 1833)	10	1.01	7	Rara
15. <i>Fartulum gabriforme</i> (Carpenter, 1857)	10	1.01	7	Rara
16. <i>Kurtziella (Kurtziella) cyrene</i> (Dall, 1919)	20	2.02	13	Rara
17. <i>Nassarius (Arcularia) lerula</i> (Kner, 1844)	40	4.04	13	Rara
18. <i>Nassarius pammulosus</i> (C. B. Adams, 1852)	20	2.02	13	Rara
19. <i>Nassarius (Nassarius) gallegosi</i> Strong y Hertlein, 1937	20	2.02	13	Rara
20. <i>Odostomia (Chrysalida) astricta</i> Dall y Bartsch, 1907	10	1.01	7	Rara
21. <i>Odostomia (Eulimastoma) dotella</i> Dall y Bartsch, 1909	20	2.02	13	Rara
22. <i>Panthurbaeoides copiosus</i> (Pilsbry y Olson, 1945)	40	4.04	20	Rara
23. <i>Petricola seminuda</i> (Dall, 1914)	30	3.03	7	Rara
24. <i>Sella assimilis</i> (C. B. Adams, 1852)	10	1.01	7	Rara
25. <i>Turbonilla (Sinurtonilla) styliis</i> (Carpenter, 1885)	100	10.10	33	Dominante
26. <i>Turtonella nodulosa</i> King y Broderip, 1832	50	5.05	20	Ocasional
TOTALES	890	100	15/15 = 100 %	26 Especies

En el mes de junio de 1987, el 6.35 % de las especies cambiaron de categoría al aplicar



la prueba estadística de Olmstead-Tukey a cada clase.

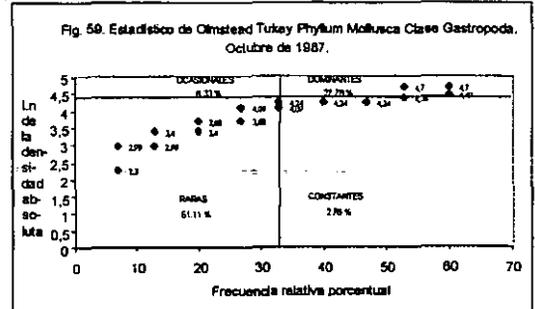


Tabla 19. Densidad, Recuento y clasificación de Olmstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca, Clase Pelecypoda o Bivalvia, Guaymas, Sonora, octubre de 1987.

CLASE PELECYPODA, BAHIA DE GUAYMAS, SONORA, OCTUBRE, 1987.				
Especies	Densidad Absoluta (Ind/m ²)	Densidad Relativa (%)	Frecuencia Relativa de Aparición (%)	Olmstead-Tukey
1. <i>Aligene nuceae</i> Dall, 1913	10	0.826	7	Rara
2. <i>Anomia panamensis</i> Orsbury, 1845	10	0.826	7	Rara
3. <i>Argopecten argus</i> (Carpenter, 1864)	30	2.48	13	Rara
4. <i>Cardita</i> (<i>Cardilimera</i>) <i>nitida</i> Sowerby, 1833	10	0.826	7	Rara
5. <i>Cardita</i> (<i>Carditas</i>) <i>hiכולata</i> Sowerby, 1833	30	2.48	20	Rara
6. <i>Cardita</i> (<i>Cyclocardia</i>) <i>spura</i> basal Herlwin, 1958	10	0.826	7	Rara
7. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>memoralis</i> Hinds, 1843	100	8.26	60	Dominante
8. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>nestia</i> Sowerby, 1833	60	4.96	20	Ocasional
9. <i>Corbula</i> (<i>Caryocorbula</i>) <i>rufoformis</i> Sowerby, 1833	90	7.44	47	Dominante
10. <i>Cresinella pacifica</i> (C. B. Adams, 1852)	30	2.48	7	Rara
11. <i>Chione</i> (<i>Chione</i>) <i>compta</i> (Broderip, 1835)	10	0.826	7	Rara
12. <i>Chione</i> (<i>Chionopsis</i>) <i>gratilis</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	60	6.612	47	Dominante
13. <i>Chione</i> (<i>Lithophore</i>) <i>oblaterata</i> Dall, 1902	10	0.826	7	Rara
14. <i>Dostrea dunkeri</i> (Philippi, 1844)	10	0.826	7	Rara
15. <i>Ensisetia herlwinii</i> Emerson y Puffer, 1957	10	0.826	7	Rara
16. <i>Laevicardium oleanense</i> (Sowerby, 1840)	10	0.826	7	Rara
17. <i>Lepidion lediforme</i> (Carpenter, 1857)	10	0.826	7	Rara
18. <i>Lucina</i> (<i>Lucinaca</i>) <i>caerulilapsa</i> (Dall, 1901)	10	0.826	7	Rara
19. <i>Lucina</i> (<i>Paralucina</i>) <i>approximata</i> (Dall, 1901)	50	4.13	27	Ocasional
20. <i>Lucina</i> (<i>Paralucina</i>) <i>caecellaris</i> Philippi, 1846	20	1.65	13	Rara
21. <i>Lunarcia brevifrons</i> (Sowerby, 1833)	30	2.48	20	Rara
22. <i>Megaphane aurantiaca</i> (Sowerby, 1831)	30	2.48	20	Rara
23. <i>Myrella compressa</i> (Dall, 1913)	50	4.13	33	Constante
24. <i>Myrella drossae</i> (Carpenter, 1843)	20	1.65	7	Rara
25. <i>Myrella umbrata</i> (Carpenter, 1857)	30	1.65	7	Rara
26. <i>Nucula</i> (<i>Nucula</i>) <i>declivis</i> Hinds, 1843	10	0.826	7	Rara
27. <i>Nuculana</i> (<i>Saccella</i>) <i>acuta</i> (Dall, 1908)	40	0.826	13	Rara
28. <i>Nuculana</i> (<i>Saccella</i>) <i>tripar</i> (Pilsbry y Lowe, 1932)	60	1.65	33	Dominante
29. <i>Orcobella obliqua</i> (Harry, 1966)	20	0.826	13	Rara
30. <i>Orcobella oblonga</i> (Carpenter, 1857)	10	0.826	7	Rara
31. <i>Petricola</i> (<i>Petricola</i>) <i>scorata</i> (Carpenter, 1857)	30	2.48	13	Rara
32. <i>Petricola</i> (<i>Pupella</i>) <i>dentilucida</i> Sowerby, 1834	20	1.65	7	Rara
33. <i>Pitar</i> (<i>Lamellicornia</i>) <i>concinna</i> (Sowerby, 1836)	20	2.48	13	Rara
34. <i>Solecardia eburnea</i> Conrad, 1849	10	5.79	7	Rara
35. <i>Sphaerita fragilis</i> (H. y A. Adams, 1854)	10	0.826	7	Rara
36. <i>Tagelus</i> (<i>Mesopterus</i>) <i>bourgoisae</i> Herlwin, 1951	20	1.65	13	Rara
37. <i>Tagelus</i> (<i>Tagelus</i>) <i>californianus</i> (Conrad, 1837)	10	0.826	7	Rara
38. <i>Tellina</i> (<i>Argulus</i>) <i>coarcti</i> Keen, 1971	10	0.826	7	Rara
39. <i>Tellina</i> (<i>Argulus</i>) <i>felix</i> Hartley, 1844	30	2.48	20	Rara
40. <i>Tellina</i> (<i>Argulus</i>) <i>merops</i> Dall, 1900	20	1.65	7	Rara
41. <i>Tellina</i> (<i>Argulus</i>) <i>recurvata</i> Herlwin y Strong, 1949	30	2.48	20	Rara
42. <i>Tellina</i> (<i>Argulus</i>) <i>subtrigona</i> Sowerby, 1860	70	5.79	47	Dominante
43. <i>Tellina</i> (<i>Merissa</i>) <i>ulicaria</i> Herlwin, 1958	10	0.826	7	Rara
44. <i>Trigonocardia</i> (<i>Americardia</i>) <i>biangulata</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	10	0.826	7	Rara
45. <i>Trigonocardia</i> (<i>Trigastrea</i>) <i>gratiosa</i> (Broderip y Sowerby, 1829)	10	0.826	7	Rara
TOTALES	1210	100	15/15 = 100 %	45 Especies

Tabla 20 Densidad, frecuencia y clasificación de Oimstead-Tukey de las especies del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda, Guaymas, Sonora, octubre de 1967.

CLASE GASTROPODA, BAHIA DE GUAYMAS, SONORA, OCTUBRE, 1967				
Especies	Densidad Absoluta (Ind/m ²)	Densidad Relativa (%)	Frecuencia Relativa de Aparición (%)	Oimstead-Tukey
1. <i>Acteocina canaliculata</i> (Carpenter, 1857)	110	6.79	60	Dominante
2. <i>Alabina effusa</i> (Carpenter, 1857)	60	5.56	60	Dominante
3. <i>Alvina</i> (<i>Alvina</i>) <i>rossana</i> Bartsch, 1911	40	2.47	20	Rara
4. <i>Anachis</i> (<i>Coscinonachis</i>) <i>coronata</i> (Sowerby, 1832)	20	1.23	7	Rara
5. <i>Anachis</i> (<i>Coscinonachis</i>) <i>zarzaportensis</i> Lowe, 1935, 1955	20	1.23	7	Rara
6. <i>Anachis</i> (<i>Planinonachis</i>) <i>diminuta</i> (C. B. Adams, 1852)	30	1.85	20	Rara
7. <i>Bartschia carpenteri</i> Bartsch, 1920	30	1.85	20	Rara
8. <i>Bartschia</i> (<i>Pseudobartschia</i>) <i>acuta</i> (Carpenter, 1864)	10	0.62	7	Rara
9. <i>Bartschia subserius</i> Carpenter, 1864	10	0.62	7	Rara
10. <i>Caecum californicum</i> Dall, 1885	60	5.56	60	Dominante
11. <i>Caecum crebricinctum</i> Carpenter, 1864	60	3.70	33	Ocasional
12. <i>Crepidula excavata</i> (Broderip, 1834)	20	1.23	13	Rara
13. <i>Crepidula striolata</i> Menke, 1851	20	1.23	13	Rara
14. <i>Crepidula urcata</i> Menke, 1847	40	2.47	20	Rara
15. <i>Crucibulum</i> (<i>Crucibulum</i>) <i>spinosum</i> (Sowerby, 1824)	10	0.62	7	Rara
16. <i>Cyclostremnicus basalis</i> (Fischer, 1857)	20	1.23	13	Rara
17. <i>Cyclostremnicus</i> (<i>Cyclostremnicus</i>) <i>parsonsensis</i> (C. B. Adams, 1852)	10	0.62	7	Rara
18. <i>Dendropoma lituella</i> (Mösch, 1861)	110	6.79	53	Dominante
19. <i>Elepteriartium carpenteri</i> (Bartsch, 1920)	70	4.32	33	Ocasional
20. <i>Eugenia muriciformis</i> var. <i>triquetra</i> (Broderip, 1833)	30	1.85	20	Rara
21. <i>Fatulum glaberrimum</i> (Carpenter, 1857)	40	2.47	20	Rara
22. <i>Kurtziella</i> (<i>Kurtzina</i>) <i>cyrene</i> (Dall, 1919)	60	3.70	27	Ocasional
23. <i>Nassarius</i> (<i>Arcaulena</i>) <i>barata</i> (Kiner, 1844)	30	1.85	13	Rara
24. <i>Nassarius gemmubus</i> (C. B. Adams, 1852)	20	1.23	7	Rara
25. <i>Nassarius</i> (<i>Nassarius</i>) <i>pallidus</i> Strong y Hertlein, 1907	40	2.47	20	Rara
26. <i>Ocostoma</i> (<i>Chrysalida</i>) <i>astincta</i> Dall y Bartsch, 1907	70	4.32	47	Dominante
27. <i>Ocostoma</i> (<i>Chrysalida</i>) <i>oregonensis</i> Dall y Bartsch, 1907	70	4.32	40	Dominante
28. <i>Ocostoma</i> (<i>Chrysalida</i>) <i>virginella</i> Dall y Bartsch, 1909	70	4.32	40	Dominante
29. <i>Ocostoma</i> (<i>Eufimastoma</i>) <i>dotella</i> Dall y Bartsch, 1906	40	2.47	27	Rara
30. <i>Ocostoma</i> (<i>Eysaia</i>) <i>franciscana</i> Bartsch, 1917	10	0.62	7	Rara
31. <i>Parviturboides copiosus</i> (Pilsbry y Olsson, 1945)	40	2.47	27	Rara
32. <i>Patellicula seminudis</i> (Dall, 1914)	70	4.32	40	Dominante
33. <i>Scala assimilis</i> (C. B. Adams, 1852)	70	4.32	40	Dominante
34. <i>Turbonilla</i> (<i>Stricturbonilla</i>) <i>stylina</i> (Carpenter, 1865)	60	4.95	53	Dominante
35. <i>Turritella nodulosa</i> King y Broderip, 1832	60	3.70	33	Constante
36. <i>Vitrinella</i> (<i>Vitrinella</i>) <i>oldroyd</i> Bartsch, 1907	10	0.62	7	Rara
TOTALES	1820	100	15/15 = 100 %	36 Especies

En el caso de los moluscos de la Clase Pelecypoda solamente *Cardita* (*Cardites*) *laticostata* (Pelecypoda) cambió de dominante a constante. Entre los gasterópodos *Dendropoma lituella* (Gastropoda) cambió de ocasional (estacional) a dominante, *Parviturboides copiosus* (Gastropoda) de rara a constante (común) y *Turritella nodulosa* (Gastropoda) de ocasional (estacional) a dominante.

En octubre, el 3.70 % de las especies varían de ocasionales (estacionales) a raras: *Lucina* (*Parvilucina*) *approximata* (Pelecypoda) y *Kurtziella* (*Kurtzina*) *cyrene* (Gastropoda), y de ocasional a dominante *Caecum crebricinctum* (Gastropoda).

En la tabla 21 se resumieron las variaciones obtenidas en la clasificación de especies con base en la citada prueba de densidad-frecuencia, con relación a la obtenida globalmente vs la de cada clase de moluscos por separado; se observaron cambios de categoría en cinco especies de Gastropoda y dos especies de Pelecypoda, señalando un comportamiento similar de la comunidad

malacológica y de las clases de Mollusca. Gastropoda y Pelecypoda o Bivalvia, con lo que puede deducirse que ninguna de las clase, registró una mejor adaptación al enriquecimiento orgánico de los sedimentos de la Bahía de Guaymas.

Tabla. 21. Resumen de categorías de abundancia y frecuencia según la prueba de Olmstead-Tukey aplicada a las Clases de Mollusca: Gastropoda y Pelecypoda o Bivalvia por separado vs globalmente.

CATEGORIAS DE OLMSTEAD-TUKEY (In: Sokal y Rohlf, 1979; 1981) POR EPOCA DE MUESTREO: JUNIO Y OCTUBRE	ESPECIES QUE VARIARON DE CATEGORIA AL APLICAR EL ESTADISTICO POR CLASE	RECLASIFICACIÓN DE LAS JERARQUÍAS DE DICHAS ESPECIES
J U N I O		
Raras 45 (71.42 %)	<i>Cardita (Cardites) laticostata</i>	Dominante a constante
Dominantes 9 (14.30 %)	<i>Dendropoma lituella</i>	Ocasional a dominante
Constantes 6 (9.52 %)	<i>Parviturboides copiosus</i>	Rara a constante
Ocasionales 3 (4.76 %)	<i>Turritella nodulosa</i>	Ocasional a dominante
O C T U B R E		
Raras 61 (75.30 %)	<i>Lucina (Parvilucina) approximata</i>	Ocasional a rara
Dominantes 16 (19.75 %)	<i>Caecum crebricinctum</i>	Ocasional a dominante
Constantes 2 (2.475 %)	<i>Kurtziella (Kurtzina) cyrene</i>	Ocasional a rara
Ocasionales 2 (2.475 %)		

En condiciones de impacto, como el enriquecimiento orgánico en Guaymas, otros autores (Johnson et al., 1993), también han registrado la predominancia de especies raras, algunas especies tolerantes o indicadoras y unas cuantas abundantes, tal como se determinó en este estudio.

De acuerdo a Burton Jr (1991) una perturbación, definida como un evento discreto que altera la estructura de la comunidad y modifica el ambiente físico y la disponibilidad de recursos, a niveles intermedios, propicia el incremento de la riqueza y la densidad de especies. En las comunidades, las condiciones de equilibrio o el estado estable, se alcanzarán si las perturbaciones son poco frecuentes, y las especies de estrategia "r" u oportunistas se excluyen paulatinamente. Las perturbaciones como tormentas muy violentas o la presencia de sustancias tóxicas, pueden conducir hasta a la eliminación de la biota, como sucedió en la Zona I (estaciones 1 a 8) en la Bahía de Guaymas en junio de 1987 (Tablas 5-8). La recuperación y sucesión de los ecosistemas entre perturbaciones, están tipificadas por patrones recurrentes o divergentes (Pringle et al., 1988; Resh et al., 1988), esto pudo ser lo que ocurrió hacia octubre de 1987, ya que las condiciones ambientales mejoraron y a la vez, se incrementó el número de

especies constantes y ocasionales, tendiendo a "normalizarse" la comunidad béntica debido al efecto depurador de las corrientes más intensas, que de acuerdo a Wyrski (1965) se incrementan en dicho período.

El término estabilidad representa la constancia de la comunidad a través del tiempo, "un estado estable bajo condiciones constantes". Para Holling (1977) la estabilidad representa la habilidad de un ecosistema para volver al equilibrio después de perturbaciones temporales. Este mismo autor define la resiliencia como una medida de la persistencia de sus sistemas, y de su habilidad para absorber los cambios y las perturbaciones y mantener las mismas interrelaciones entre poblaciones o variables de estado. Muchos sistemas pueden ser inestables, pero resilientes. El término resiliencia es similar al concepto de elasticidad de Cairns Jr (1977) "regresar a la misma riqueza y densidad media que se registraba previamente en una comunidad, tras de verse afectada por una perturbación".

El Oak Ridge National Laboratory de Kentucky (1998) ha determinado que entre los primeros efectos del enriquecimiento orgánico se presenta un severo abatimiento de oxígeno disuelto, los macroinvertebrados sufren un decremento paulatino y sólo permanecen organismos que pueden subsistir bajo condiciones cercanas a la anoxia. Aparentemente los bivalvos del género *Corbula* se encontraron entre las especies resistentes a las fluctuaciones de los niveles de oxígeno y de sólidos y materia orgánica en los sedimentos en Guaymas. El resultado de la contaminación o enriquecimiento orgánico usualmente se refleja en un decremento de la diversidad de especies bióticas, que puede resultar en el incremento en los tipos y números de aquellos invertebrados que se alimentan directamente de material orgánico, como fue el caso de la especie de gasterópodo *Dendropoma lituella*. A causa del mayor aporte de nutrimentos, se presentan afloramientos de algunas algas y plantas acuáticas, las cuales proporcionan un gran abasto de alimento, que favorece a los consumidores de depósito. Por tanto, las especies indicadoras de contaminación y condiciones de perturbación e impacto, son tolerantes al rigor ambiental y comúnmente son detritívoras o parásitas que se asocian con ellas, entre las parásitas en Guaymas, destacaron *Caecum* spp y *Odostomia* spp.

En este estudio fue notable el efecto que tuvieron tanto la contaminación orgánica, como las actividades de dragado sobre las comunidades bénticas de la Bahía de Guaymas, que repercutieron tanto en la calidad de los sedimentos, como en la calidad del agua. El alto grado de fracturamiento de las algas coralináceas y la alta proporción de pedacería, señalaron la incidencia de actividades de dragado, las cuales comúnmente se registran de forma periódica en todos los puertos, para evitar el azolvamiento y mantener las condiciones propicias para la navegación.

El decremento de la calidad ambiental puede considerarse como una perturbación, que propició la disminución, modificación, e incluso la eliminación de la macrofauna en los sitios más alterados, como en las estaciones 1 a 8 de Guaymas (Zona 1; Fig. 39; Tabla 4). Sin embargo, los aportes de materia orgánica, aunque se mantuvieron todo el año, fueron parcialmente eliminados o degradados,

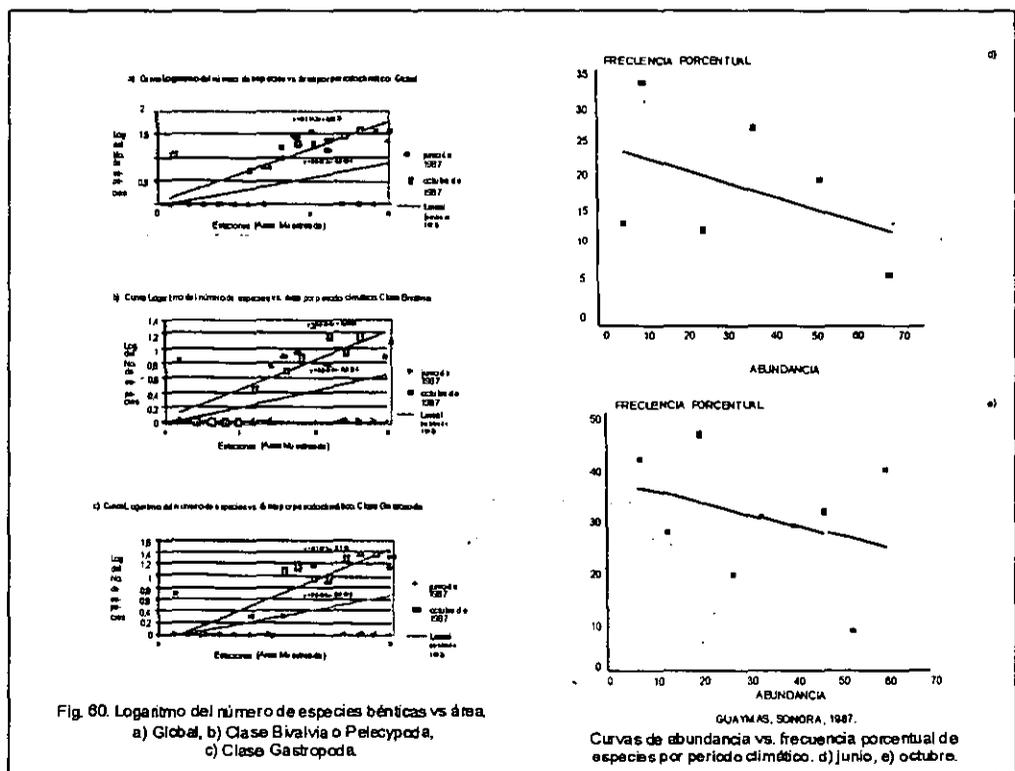
principalmente en los períodos caracterizados por una circulación más dinámica como las lluvias y durante otros eventos, como tormentas o huracanes, pero que en las estaciones climáticas restantes se acumulan. La demanda química y la demanda bioquímica de oxígeno, pueden ser significativas en aquellos ambientes con elevados contenidos de nutrientes y de sustancias reductoras (Davis *et al.*, 1987) y requieren aireación de la columna de agua (Francis *et al.*, 1984). La descomposición de residuos domésticos e industriales, requiere oxígeno, reduciendo la proporción disponible para el abastecimiento metabólico de los organismos heterotróficos. Además en condiciones de experimentación, se ha demostrado que las condiciones anóxicas van seguidas de la formación de ácido sulfhídrico, gas tóxico que acentúa los efectos deletéreos del abatimiento de oxígeno en las poblaciones bénticas.

Como un caso típico de dicho comportamiento pueden citarse los cambios estacionales notables que se registraron en la riqueza, densidad y composición de especies bénticas de la Bahía de Elefsis, Grecia, con condiciones similares a la Bahía de Guaymas en cuanto a la alta carga de descargas antrópicas. Durante el verano, en los sitios anóxicos con circulación limitada, se observaron fondos casi azoicos. Conforme se elevó el contenido de oxígeno, la riqueza y abundancia aumentaron. En el invierno el O₂ en el fondo, fluctuó entre 4.7 y 6.7 mL/L y en el verano entre 2.0 mL/L y concentraciones no apreciables. Se estableció también una zonación estacional en la bahía; dos regiones en el invierno: subnormal y contaminada, y además una azoica altamente contaminada en verano, dando lugar a tres regiones, como sucedió en este estudio. En Grecia, sin embargo, fueron determinadas 43 especies, 37 de poliquetos, dos de taxones variados, dos de crustáceos y dos de moluscos. Destacó la presencia de *Polydora antennata*, *P. ciliata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Pectinaria koreni* (poliquetos) y *Corbula gibba* (bivalvo) que fue la más abundante. Este bivalvo inclusive fue encontrado durante el verano en sitios de concentraciones tan reducidas de oxígeno como de 1 mL/L (Zarkanellas, 1979).

Los resultados obtenidos en la Bahía de Guaymas tienen varios aspectos equiparables a los de la Bahía de Elefsis, entre éstos destaca el hecho de la alta abundancia de especies pertenecientes al género *Corbula*, como molusco dominante, por sus altas tasas de natalidad, crecimiento (estrategia "r") y su tolerancia a las condiciones de enriquecimiento orgánico; así como el decremento gradual de la macrofauna tanto en la región más confinada y alterada del área de estudio (variación espacial), como en el período de mayor rigor debido a la disminución de la hidrodinámica del sistema (junio de 1987 comparado con octubre; variación temporal). Cabe mencionar que en Guaymas no se encontraron especies de poliquetos vivos, solamente notables cantidades de tubos vacíos de *Spirochaetopterus* spp denotando la variación sucesional que ha experimentado este ecosistema, la cual se tratará con mayor detalle más adelante.

VI.5.6. Modelos de abundancia (densidad)-frecuencia de aparición de especies.

Según Gray (1981), entre la macrofauna de sedimentos sanos se ha determinado un intervalo de 15 a 34 especies bénticas/muestra, proporción notablemente superior a la obtenida en la mayoría de las estaciones de muestreo de Guaymas (Figs. 60a a 60e). En condiciones normales, el patrón espacial de distribución suele ser agregado en la zona costera; Gray considera que una comunidad béntica en equilibrio se ajusta a la distribución log-normal, donde la emigración y la inmigración de especies están balanceadas y las especies se reparten los recursos disponibles entre sí.



En sitios perturbados la estructura de la comunidad macrobéntica se altera y presenta una distribución de series logarítmicas (con especies indicadoras de impacto en las clases geométricas V y VI), o una distribución de "estaca fragmentada", donde las especies que pueden subsistir bajo condiciones limitantes en el primer caso, o que sobreviven a diversas perturbaciones estocásticas en el segundo, son las que predominan (Gray, 1981).

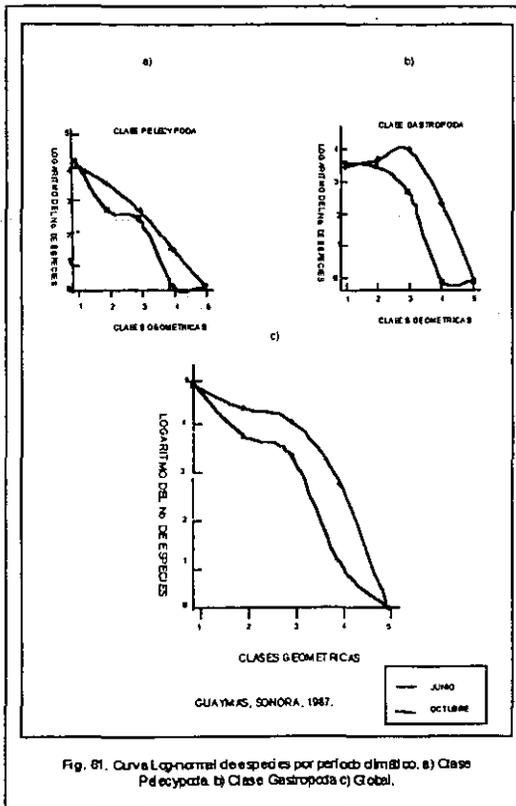


Fig. 61. Curva Log-normal de especies por período climático. a) Clase Pelecypoda b) Clase Gastropoda c) Global.

Los resultados obtenidos con referencia al modelo de distribución log-normal en la Bahía de Guaymas, registraron una pendiente incipiente, o muy poco pronunciada, la cual señaló la condición de alteración que se presentó, tanto en las distribuciones globales correspondientes al total de especies de junio y de octubre de 1987 (Fig. 61c), como en las distribuciones de cada clase de moluscos por separado (Pelecypoda y Gastropoda) para cada uno de esos meses (Figs. 61a y b). En cuanto al sesgo observado, éste fue inapropiado en todos los casos. Sin embargo, en octubre de 1987 la tendencia mejoró, sobre todo en relación con los gasterópodos (Fig. 61).

Los datos logarítmicos de la abundancia relativa porcentual vs los ámbitos en las frecuencias de aparición de las especies, o modelo de series logarítmicas o de clases geométricas, denotaron también una alteración severa debido a la escasa pendiente que se presentó (Fig. 62). Fue notable la presencia de pocas clases geométricas (V máximas), sin embargo, de un período a otro—de junio de 1987 a octubre—, la tendencia fue a mejorar ligeramente el ajuste, dada la presencia de una pendiente ligeramente más pronunciada, principalmente en las especies de moluscos de la Clase Gastropoda; cabe recordar que durante este último mes, tanto la riqueza, como la abundancia se incrementaron considerablemente (Figs. 60a a e).

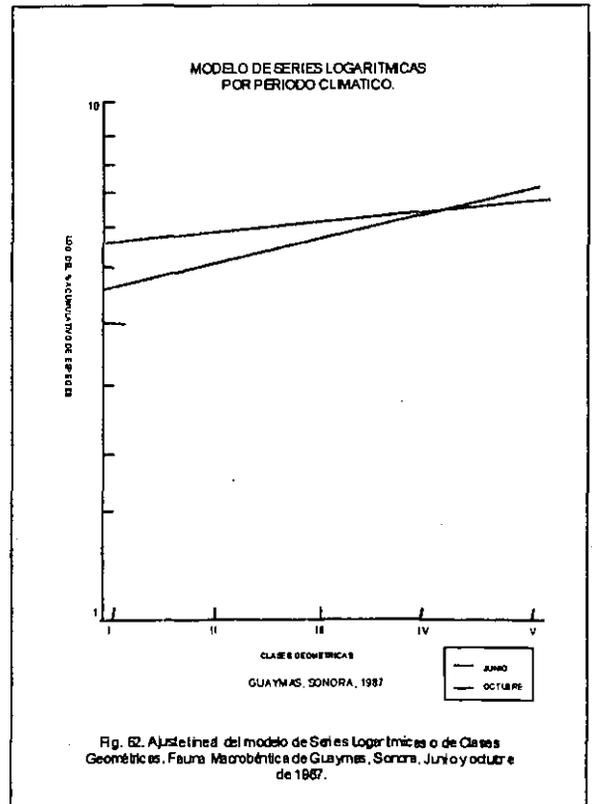
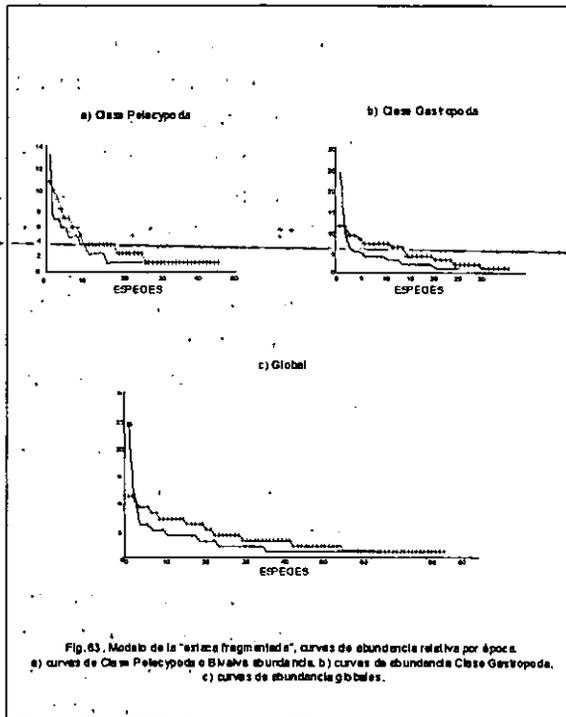


Fig. 62. Ajuste lineal del modelo de Series Logarítmicas o de Clases Geométricas. Fauna Macrobiótica de Guaymas, Sonora, Junio y octubre de 1987.



Los datos de abundancia y frecuencia de especies se ajustaron mejor a los modelos de la "estaca fragmentada" y distribución binomial negativa, tanto globalmente en cada época (junio de 1987 y octubre) (Fig. 63c), como por cada clase individual de moluscos (Gastropoda y Bivalvia) en ambos períodos (Figs. 63a y b). Sin embargo, la prueba de Kolmogorov-Smirnoff señaló un ajuste estadísticamente significativo al modelo de la "estaca fragmentada" sólo en octubre en la comunidad de moluscos de la Clase Pelecypoda, con un intervalo de confianza del 90 % ($\alpha=0.10$) (Fig. 63a). Con respecto al modelo binomial negativo, la tendencia fue similar, pero sin representatividad estadística y

aunque la prueba de bondad de ajuste no es paramétrica, en general se registró una interferencia en los cálculos estadísticos debido a la gran cantidad de estaciones azoicas. La tendencia a la dominancia de algunas especies, que se manifestó en estas distribuciones, denotó un desequilibrio en las comunidades, dicha dominancia probablemente obedeció a la aptitud de algunas especies, fundamentalmente las consumidoras de depósito, en Guaymas, para adaptarse y prosperar en condiciones de perturbación, como es el caso de la contaminación por enriquecimiento orgánico y las actividades de dragado.

Aunque en las temporadas de muestreo sólo se registraron 5 ejemplares de poliquetos de la Familia Onuphidae, fue notable la alta abundancia de tubos vacíos de especies, como *Spiochaetopterus monroi*, *Phyllochaetopterus limicolus* y *P. prolifica* de la Familia Chaetopteridae, que señaló una sucesión probablemente resultante de algunas ventajas adaptativas, ya que dicha familia se ha observado que se sustenta directamente de material orgánico (Fauchald y Jumars, 1979) y ha resistido condiciones cercanas a la anoxia (Amaral y Nonato, 1981). Aunque aun no hay estudios que establecen las ventajas adaptativas de los chaetoptéridos, puede analizarse la fisiología de otras especies favorecidas por condiciones de enriquecimiento orgánico, que han sido ampliamente estudiadas; por ejemplo, la especie de poliqueto *Capitella capitata* tuvo un potencial reproductivo elevado, consecuencia de su ciclo de vida corto y de su reproducción continua; asimismo presentó una amplia tolerancia a las condiciones de estrés óxico. Junto con poliquetos espionidos como *Streblospio benedicti*, fueron los únicos anélidos capaces de recolonizar rápidamente áreas altamente impactadas por efecto de la contaminación por materia orgánica. Las hembras de *Capitella capitata* tuvieron 2 períodos de maduración consecutivos con poco más de un mes de diferencia (6/XI-10/XII). Esta especie colonizó los sitios contaminados en las épocas climáticas en que se redujo el estrés óxico y alcanzó sus densidades más

elevadas en marzo, al parecer en sintonía con la marea primaveral; para extinguirse entre julio y septiembre, época en la que se abatió el oxígeno disuelto. Cada hembra produjo entre 300 y 400 larvas lecitotróficas. Para compensar la alta mortalidad de larvas, las hembras presentaron maduración sexual en etapas tempranas (a las seis semanas de haberse fijado en los sedimentos), aunque la mayoría murió después de la puesta. La reproducción fue sincrónica y resultó del reclutamiento también sincrónico de los miembros de las cohortes. Se determinaron 4 cohortes en 3 meses (X-XII). *Capitella capitata* empleó estrategias oportunistas de tipo "r" su dispersión larvaria fue eficiente, por otra parte se ha descubierto que puede inducirse a las hembras a liberar las larvas si en un medio reducido abundan los sulfuros, mismos que comunmente se producen durante la descomposición de la materia orgánica, y también se cuenta con evidencia científica respecto a que la especie tiene una vía metabólica anaeróbica además de la aeróbica (Tsutsumi, 1987).

Las adaptaciones de los organismos a las diversas perturbaciones responden al concepto que señala la "**Ley de la Extinción Constante de especies bióticas**" planteado por Van Valen (In: Gray, 1981), la cual postula que una especie debe desarrollarse a una tasa alta y continua, tanto ecológica como evolutivamente, que le permita evitar su extinción. Cabe recordar el planteamiento de la "**Hipótesis de la Reina de Corazones**" tomada de la carrera de la reina del cuento de "Alicia en el País de las Maravillas", en la cual los participantes debían correr constantemente para preservar su sitio, aunque permanecieran siempre en el mismo lugar. Las especies o "contendientes" que se rezagan, pierden su lugar y se extinguen. Las comunidades resilientes, mantienen una diversidad más o menos constante, pero después de una perturbación intensa, puede haber cambios que favorecen a algunas especies, pero que perjudican a algunas otras, propiciando la abundancia de las primeras, y un drástico decremento o incluso la desaparición de las segundas. Nils Stenseth (1979 vide Gray, 1981) desarrolló un modelo matemático que describe con gran precisión este patrón de comportamiento.

Las especies de moluscos favorecidas en Guaymas por el enriquecimiento orgánico crónico en 1987, aun no se han estudiado con el detalle necesario para determinar sus ventajas adaptativas en condiciones de enriquecimiento orgánico, pero para tratar de explicar las razones posibles y plantear su determinación experimentalmente, se describen a continuación algunos ejemplos de adaptaciones favorables y desfavorables a distintos tipos de factores o perturbaciones en algunas familias o especies de moluscos, a fin de ilustrar este planteamiento y reforzar la ley de la Extinción Constante de especies bióticas.

Una especie del Phylum Mollusca, Familia Mytilidae, en las inmediaciones de las áreas de acumulación de hidrocarburos (chapoteras) en el Golfo de México, consumió metano a altas tasas. El consumo de metano se limitó a las branquias de estos bivalvos y en apariencia, se debió a las bacterias intracelulares que se presentaron abundantemente en dichas estructuras. Esto demostró una simbiosis moluscos-bacterias basada en el metano. El consumo de metano dependió de la

disponibilidad de oxígeno disuelto y fue inhibido por el acetileno. El consumo de metano por los mejillones, estuvo asociado con un incremento dramático en el consumo de oxígeno y en la producción de dióxido de carbono. Siempre que el consumo de metano del bivalvo exceda su producción de dióxido de carbono, la simbiosis podrá ser capaz de satisfacer completamente las necesidades de carbono, a partir del consumo del metano. Las proporciones de isótopos de carbono estable encontradas en tejidos del animal, aunque resultaron ser muy bajas, fueron superiores a las del medio marino, lo cual sustentó el planteamiento de que el metano fue la fuente principal de carbono para los mejillones y las bacterias (Childress *et al.*, 1986).

Se examinaron las concentraciones de seis metales pesados (Cu, Cd, Fe, Pb, Ni y Zn) en tejidos de la especie béntica *Cerastoderma edule*, de siete sitios de Southampton en el Reino Unido, con diferentes cargas sedimentarias de estos contaminantes. Se manejaron las variables edad y ubicación de los ejemplares y la estación climática. Se observó que los tejidos blandos presentaron menores cantidades de metales pesados durante el verano que las que se presentaron en invierno/primavera. La carga de metales por unidad de peso seco también decreció con la talla (edad) de los organismos. No se registró una correlación directa entre la carga de metales pesados en los sedimentos y los niveles en los tejidos, pero de manera general las concentraciones en tejidos fueron superiores en los sedimentos contaminados (Savari *et al.*, 1991).

Mathew y Fernández (1992) demostraron que la especie de molusco *Perna indica* presentó alteraciones en sus respuestas bisogénicas a causa de las variaciones en la salinidad y el pH, el tipo de sustrato y la presencia de contaminantes como metales pesados. La bisogénesis decreció conforme se redujeron la salinidad y el pH. Los organismos produjeron mayores bisos si vivían en sustratos de rocas graníticas de entre 50 y 120 mm. Los ejemplares experimentales mostraron incrementos en la producción de bisos en presencia de níquel, plomo y zinc, y decrementos cuando se aplicó cobre. En general, la producción de bisos disminuyó con el incremento de las concentraciones de contaminantes en el medio.

Los ejemplares de la especie de molusco *Monodonta turbinata* cuando fueron expuestos a iones de metales pesados, mostraron un efecto destructivo en dos hemoproteínas citocromo P450 y NADPH-citocromo, produciendo una reducción metabólica de hasta 50%. Además las concentraciones de metales en los tejidos de los organismos experimentales se incrementaron 20 veces en el caso del mercurio y diez veces con el cadmio (Manelis *et al.*, 1992).

En sitios severamente impactados, se encontró una gran proporción de especies raras; algunas especies indicadoras, fundamentalmente las clases geométricas V y VI de la distribución series logarítmicas, y pocas especies abundantes (Johnson *et al.*, 1993). Entre la macrofauna de los sedimentos sanos debe haber además de moluscos, alta abundancia de poliquetos, crustáceos, nemertinos y nemátodos, entre los principales grupos (Xiangze, 1990).

Las condiciones en las que se encontraron los sedimentos de Guaymas, tanto en junio de 1987, como en octubre: a) saturadas de fragmentos de algas coralináceas (*Lithophyllum* spp), b) sin la presencia del estadio adulto de especies de macromoluscos, c) con la predominancia sólo de especies de moluscos y únicamente de dos clases de éstos, d) la alta abundancia de conchas vacías de moluscos, crustáceos y poliquetos y e) la gran cantidad de escamas y huesos de pescado, indicaron perturbación y evidencian además el desarrollo reciente de actividades de dragado y la influencia de eventos meteorológicos recientes, (tormentas tropicales o huracanes), además de una situación crónica de enriquecimiento o contaminación orgánica por las actividades industriales y urbanas, condición que se estableció en el ciclo anual en los muestreos bénticos efectuados.

Tabla 22. Indices de Diversidad, Uniformidad (Equitatividad o Equilibrabilidad) y de Dominancia de Especies del Phylum Mollusca, Clase Bivalvia o Pelecypoda. Guaymas, Sonora, junio y octubre de 1987.

CLASE PELECYPODA.															
BAHIA DE GUAYMAS, SON.	DIVERSIDAD, DOMINANCIA Y UNIFORMIDAD.														
	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
JUNIO															
INDICE DE DIVERSIDAD DE MARGALEF								27.2	31.4	25.8	36				31.4
INDICE DE DIVERSIDAD DE MENHICK								8.07	9.9	7.4	11.7				9.9
INDICE DE DIVERSIDAD DE SIMPSON								0.84	0.92	0.98	0.78				0.91
UNIFORMIDAD								0.82	0.88	0.96	0.72				0.87
DOMINANCIA								0.18	0.12	0.004	0.28				0.13
INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON								0.76	0.9	1.24	0.65				0.86
DIVERSIDAD MAXIMA								1.57	1.57	1.57	1.57				1.57
UNIFORMIDAD								0.5	0.57	0.79	0.42				0.55
DOMINANCIA								0.5	0.43	0.21	0.59				0.45
OCTUBRE															
INDICE DE DIVERSIDAD DE MARGALEF	48.7					73.1	56.5	52.1	48.7	40.8	33.8	44	37.4	44	33.3
INDICE DE DIVERSIDAD DE MENHICK	15.9					22.5	18.4	17	15.9	13	10.1	14.2	11.6	14.2	9.82
INDICE DE DIVERSIDAD DE SIMPSON	0.96					0.83	1	0.9	1	0.97	0.97	0.98	1	1	0.95
UNIFORMIDAD	0.86					0.64	0.85	0.79	0.89	0.91	0.94	0.9	0.95	0.92	0.92
DOMINANCIA	0.14					0.36	0.15	0.21	0.11	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON	0.83					0.45	0.78	0.67	0.9	0.98	1.14	0.94	1.18	1	1.06
DIVERSIDAD MAXIMA	1.65					1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65
UNIFORMIDAD	0.5					0.27	0.47	0.41	0.55	0.59	0.69	0.57	0.71	0.6	0.64
DOMINANCIA	0.5					0.73	0.53	0.59	0.45	0.41	0.31	0.43	0.29	0.4	0.36

Tabla 23. Índices de Diversidad, Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) y de Dominancia de Especies del Phylum Mollusca, Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, junio y octubre de 1987.

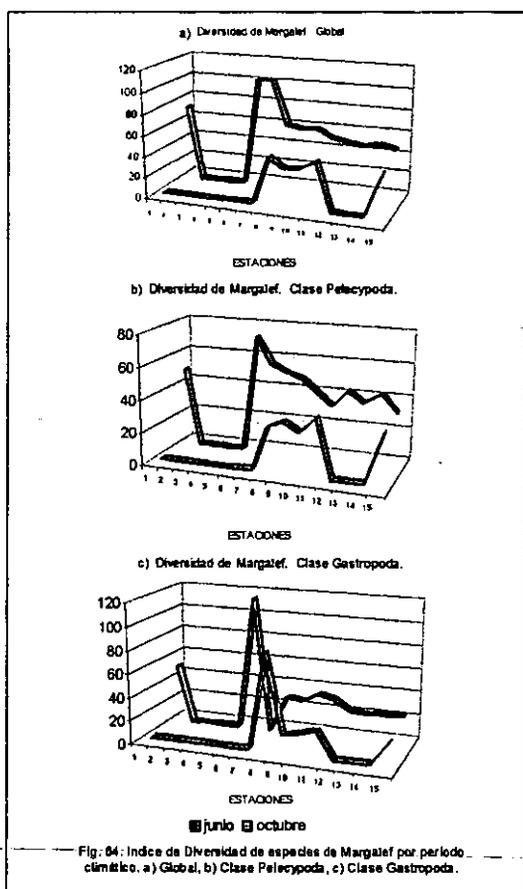
BAHIA DE GUAYMAS, SON.	CLASE GASTROPODA.														
	DIVERSIDAD, DOMINANCIA Y UNIFORMIDAD.														
	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
JUNIO															
INDICE DE DIVERSIDAD DE MARGALEF								83.1	15.3	18.4	22.4				19.9
INDICE DE DIVERSIDAD DE MENHINICK								18.4	3.96	5.42	7.21				6.13
INDICE DE DIVERSIDAD DE SIMPSON								1	0.86	0.94	0.91				0.96
UNIFORMIDAD								0.52	0.88	0.94	0.87				0.94
DOMINANCIA								0.48	0.12	0.06	0.13				0.05
INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON								0.3	1.02	1.08	0.85				1.08
DIVERSIDAD MAXIMA								1.41	1.41	1.41	1.41				1.41
UNIFORMIDAD								0.21	0.72	0.76	0.6				0.76
DOMINANCIA								0.79	0.28	0.24	0.4				0.24
OCTUBRE															
INDICE DE DIVERSIDAD DE MARGALEF	50.1					116		31.4	29.1	36.7	33.6	24.5	23.9	24.7	25.4
INDICE DE DIVERSIDAD DE MENHINICK	16.1					25.5		9.98	9	12	10.9	6.93	6.69	7.06	7.35
INDICE DE DIVERSIDAD DE SIMPSON	1					1		0.99	0.98	1	0.98	0.98	0.99	0.99	0.99
UNIFORMIDAD	0.82					0.51		0.94	0.94	0.91	0.92	0.97	0.98	0.98	0.98
DOMINANCIA	0.18					0.49		0.06	0.05	0.06	0.08	0.02	0.02	0.02	0.02
INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON	0.7					0.3		1.07	1.09	0.95	0.99	1.28	1.34	1.37	1.3
DIVERSIDAD MAXIMA	1.56					1.56		1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56	1.56
UNIFORMIDAD	0.45					0.19		0.69	0.7	0.61	0.63	0.82	0.86	0.88	0.84
DOMINANCIA	0.55					0.81		0.31	0.3	0.39	0.37	0.18	0.14	0.12	0.16

Tabla 24. Indices de Diversidad, Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) y de Dominancia de Especies del Phylum Mollusca. Guaymas, Sonora, junio y octubre de 1987

GLOBAL															
BAHIA DE GUAYMAS, SON.	DIVERSIDAD, DOMINANCIA Y UNIFORMIDAD.														
	ESTACIONES														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
JUNIO															
INDICE DE DIVERSIDAD DE MARGALEF								45.5	35.3	36.9	45.5				41.2
INDICE DE DIVERSIDAD DE MENHINCK								13.1	8.3	9.1	13.1				11.1
INDICE DE DIVERSIDAD DE SIMPSON								0.87	0.92	0.98	0.93				0.97
UNIFORMIDAD								0.84	0.92	0.98	0.91				0.96
DOMINANCIA								0.16	0.008	0.002	0.009				0.004
INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON								0.87	1.23	1.47	1.1				1.3
DIVERSIDAD MAXIMA								1.8	1.8	1.8	1.8				1.6
UNIFORMIDAD								0.48	0.68	0.81	0.59				0.71
DOMINANCIA								0.52	0.32	0.19	0.41				0.29
OCTUBRE															
INDICE DE DIVERSIDAD DE MARGALEF	71.8					103	103	61.5	58.8	60.5	53.6	51	48.7	51.4	48.4
INDICE DE DIVERSIDAD DE MENHINCK	22.5					33.1	33.1	18.1	16.9	17.7	14.6	13.3	12.2	13.5	12.1
INDICE DE DIVERSIDAD DE SIMPSON	0.99					0.93	1	0.98	0.99	0.99	0.98	0.99	0.99	1	0.99
UNIFORMIDAD	0.92					0.79	0.84	0.95	0.96	0.96	0.97	0.97	0.98	0.98	0.98
DOMINANCIA	0.008					0.21	0.16	0.005	0.04	0.005	0.004	0.003	0.002	0.002	0.003
INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON	0.83					0.45	0.78	0.67	0.9	0.98	1.14	0.94	1.18	1	1.06
DIVERSIDAD MAXIMA	1.65					1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65	1.65
UNIFORMIDAD	0.5					0.27	0.47	0.41	0.55	0.59	0.69	0.57	0.71	0.6	0.64
DOMINANCIA	0.5					0.73	0.53	0.59	0.45	0.41	0.31	0.43	0.29	0.4	0.36

VI.5.7. Índices de diversidad, de uniformidad (equitatividad o equitabilidad) y de dominancia de especies.

La diversidad fundamentalmente se ha empleado como una medida de la estabilidad de la comunidad. Sin embargo, existen varios índices que ponderan, ya sea el número de especies, la abundancia, o ambos. Debido a la ausencia de fauna viva en muchas de las estaciones de muestreo en ambas campañas, fue necesario probar diversos índices para determinar cuál de ellos se ajustaba a la distribución de los datos de diversidad de la comunidad béntica de Guaymas. En general se afirma que los Índices de Diversidad de Margalef y de Menhinick son más bien cualitativos, mientras que los de Shannon-Wiener (1963) y de Simpson, al darle un mayor peso a las especies raras, se han empleado en forma generalizada para efectuar estimaciones cuantitativas (Washington, 1984). En general al aplicarse a la fauna béntica de Guaymas, no se observaron diferencias notables entre el comportamiento de los índices de Simpson, Menhinick y Shannon y Wiener, aunque éste último resultó más sensible tanto a la riqueza, como a la abundancia. En cambio el índice de Margalef, más bien funcionó como un estimador de la riqueza.



Las especies resistentes al estrés ambiental se convierten en dominantes en aquellos medios sujetos a perturbaciones frecuentes. Una alta dominancia denota el desarrollo de un solo taxón a expensas del resto de la comunidad y por lo tanto un severo desequilibrio (Krebs, 1978). Un alto grado de dominancia denota una situación de perturbación o impacto como es el caso de la contaminación en el medio marino (Gray, 1981). En términos generales en ecosistemas contaminados la uniformidad disminuye y la dominancia aumenta debido al incremento de las especies resistentes y al decremento de las no tolerantes (Washington, 1984). En muchos sitios la dominancia en Guaymas resultó elevada y la uniformidad reducida por la afectación que presenta la comunidad béntica debido a la contaminación crónica que se apreció.

En las estaciones sin fauna viva no es factible el cálculo de ninguno de los índices. Con base en esta consideración no se hace mención a valores de cero en el extremo

inferior, sin embargo, se menciona el porcentaje de sitios azoicos en cada uno de los períodos de estudio.

VI.5.7.1. Diversidad de Margalef.

En junio de 1987 la Diversidad de Margalef varió de 35.31 en la estación 9 a 45.53 en las estaciones 8 y 11. En el 33 % de las estaciones de muestreo se registró fauna viva (Tablas 22 a 24; Figs. 64a-c). En octubre de 1987 este índice presentó un ámbito de 48.39 en la estación 15 a 102.81 en las estaciones 6 y 7. En este período en el 75 % de las estaciones se observó fauna viva (Tablas 22 a 24; Figs. 64a-c).

La tendencia de la diversidad para las clases de moluscos por separado fue similar (Tablas 22 a 24; Figs. 64a-c).

En el Golfo Superior de Saronikos, Grecia, Zarkanellas y Bogdanos (1977) registraron condiciones de alteración con altas densidades de *Corbula mediterranea*, *Tellina* spp, así como poliquetos del género *Chaetopterus*. En general la riqueza se incrementó con la distancia a las fuentes de contaminación y el Índice de Margalef varió de 1 a 11.10, el cual fue seleccionado debido a su mayor sensibilidad al cambio en el número de especies, más que al número de individuos. Se establecieron 4 zonas en el Golfo de Saronikos según sus gradientes de diversidad y riqueza: contaminada, eutroficada, fertilizada o enriquecida y normal o natural.

La fluctuación de la Diversidad de Margalef fue menor en Saronikos que en Guaymas y los límites superiores, también menores. Algunos géneros dominantes fueron los mismos y la zonación y gradiente, equivalentes. En cuanto a la composición de la comunidad en Saronikos, Grecia, los grupos predominantes fueron poliquetos, moluscos, crustáceos y equinodermos, en ese orden, mientras que en Guaymas, solamente se registraron moluscos en los dos períodos estudiados; sin embargo, cabe recordar que se hizo evidente la dominancia de la Familia Chaetopteridae en épocas anteriores, debido al alto número de tubos quitinosos vacíos, que constituyeron sus madrigueras en años anteriores, que junto con los abundantes fragmentos de *Lithophyllum palaescens* (alga coralínacea), denotaron la ejecución reciente de actividades de dragado, las cuales se han desarrollado periódicamente en la Bahía de Guaymas, Sonora.

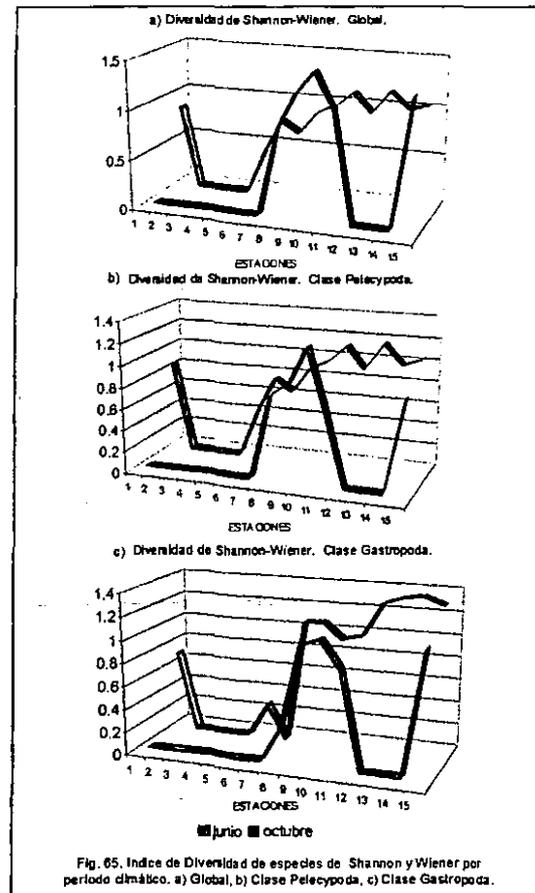


Fig. 65. Índice de Diversidad de especies de Shannon y Wiener por período climático. a) Global, b) Clase Pelecypoda, c) Clase Gastropoda.

VI.5.7.2. Diversidad de Shannon y Wiener.

La Diversidad de Shannon y Wiener en junio de 1987 varió de 0.87 a 1.47. En el 67 % del área de estudio la diversidad no fue apreciable (Tablas 22 a 24; Figs. 65a-c). Por otra parte, en octubre de 1987 la fluctuación de este índice fue de 0.68 (estación 6) a 1.56 (estación 13); incremento que obedeció a que en este período sólo en el 25 % del área de estudio hubo ausencia de fauna (Tablas 22 a 24; Figs. 65a-c).

En el caso de cada clase de moluscos por separado la tendencia del Índice de Shannon y Wiener fue similar (Tablas 22 a 24; Figs. 65a y b). La Diversidad Máxima se estimó en 1.8 en junio de 1987 y en 1.91 en octubre.

La distribución horizontal de éste índice corresponde a las figuras 66 y 67, correspondientes a junio y octubre de 1987, en ese orden. En junio de 1987 los valores más elevados de diversidad se presentaron en los sitios menos contaminados y de mayor circulación de corrientes. En octubre de 1987 el gradiente señaló menor diversidad en las estaciones más cercanas a las fuentes de contaminación, o sea, la diversidad se incrementó en sentido costa afuera.

Flores Andoláis *et al.* (1988) calcularon valores de Shannon y Wiener de 2 a 3.1

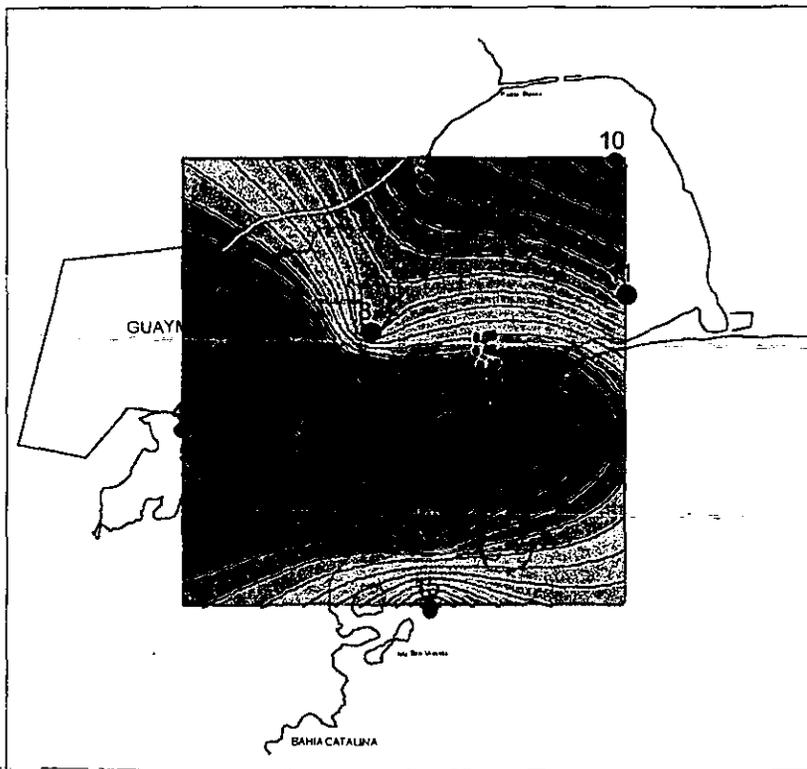


Fig. 66. Índice de Diversidad de Shannon y Wiener de las comunidades bénticas.
Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.

en la Laguna de La Mancha, Ver. con una dominancia de 0.58. En Guaymas, los valores máximos de diversidad fueron similares para las Clases Gastropoda (2.6) y Bivalvia (2.7), pero con un gran número de estaciones azoicas en cuanto a macrofauna.

En el Estuario del Río Pánuco, la Diversidad de Shannon y Wiener tuvo un ámbito de 0 a 2.8; se consideró diversidad baja de 0 a 0.935, intermedia de 0.936 a 1.87 y alta de 1.88 a 2.80

(Amezcuza Allieri, 1998). Comparada a esta jerarquización, la Diversidad en la

Bahía de Guaymas fue entre baja y media, vinculada a la zonación establecida con respecto a la velocidad de las corrientes, al grado de fineza de los sedimentos y a las condiciones de la calidad del agua.

Con la finalidad de efectuar un monitoreo biológico de la calidad del agua del Río Ganga, fue colectada la fauna invertebrada macrobéntica en tres diferentes estaciones de diferentes zonas del río, de manera continua durante un año, desde marzo de 1985 hasta febrero de 1986.

De las 31 especies macrobénticas que se identificaron, tres eran poliquetos, cuatro oligoquetos, seis insectos, ocho pelecípodos y 10 gasterópodos. En la zona severamente contaminada, la diversidad (Shannon y Wiener) varió de 0.105 a 1.2, en la zona de afectación intermedia ésta fue de 0.63 a 2.44, y finalmente en la que presentó menor carga de contaminantes, el intervalo fluctuó de 0.77 a 2.64 (Sinha y Das, 1993). Comparativamente la Bahía de Guaymas, puede calificarse de severa a regularmente contaminada desde el punto de vista de la diversidad.

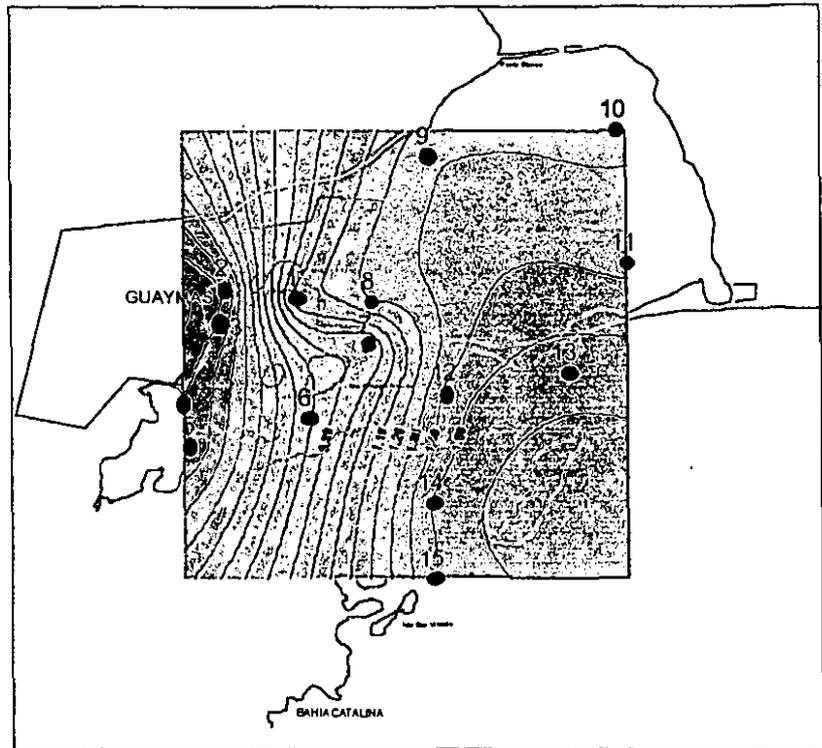


Fig. 67. Índice de Diversidad de Shannon y Wiener de las comunidades bénticas. Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.

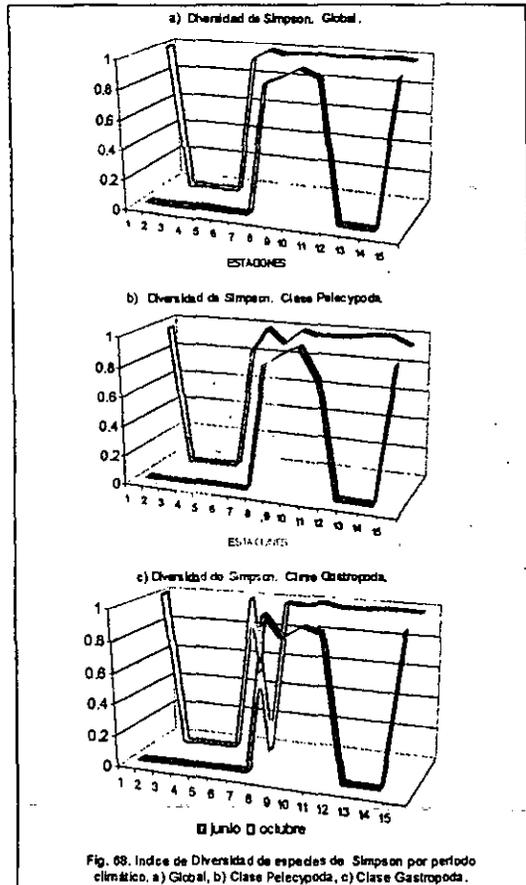
En un estudio en aguas continentales, donde se determinaron especies de insectos y de anélidos indicadores de condiciones tanto de contaminación orgánica, como de calidad aceptable, no se encontró relación entre la calidad del agua, estimada mediante el ICA de la SARH (1979) y la Diversidad (Margalef y Shannon y Wiener) (Márquez Bravo, 1986), como sucedió en Guaymas entre el ICA de Walski y Parker y los índices de diversidad, entre otros parámetros comunitarios.

Zarkanellas (1979) registró valores de Diversidad de Shannon y Wiener de 0.94 a 3.08 en invierno y de 0 a 3.77 en verano, con la dominancia de *Corbula gibba* y de *Tellina* spp en la Bahía de Elefsis, Grecia. Los valores máximos resultaron considerablemente mayores a los estimados en Guaymas. Este autor hizo énfasis en la habilidad del género *Corbula* para liberar larvas viables durante todo el año,

de donde deriva su éxito reproductivo y su predominancia en ambientes sujetos a perturbaciones severas.

VI.5.7.3. Diversidad de Simpson.

En junio de 1987 tuvo un ámbito de 0 a 0.87 en la estación 8 y 0.98 en la estación 10, en función de la gran cantidad de estaciones de muestreo carentes de fauna (Tablas 19 a 21; Fig. 35a-c).



En octubre, dicho índice presentó valores de 0.93 en la estación 6 a 1 en la estación 7, tomando en cuenta que se incrementó en esta época el número de estaciones con fauna viva (Tablas 22 a 24; Fig. 68a-c).

El patrón de comportamiento fue parecido para cada clase individual de moluscos (Tablas 22 a 24; Fig. 68a-c).

Autores como Nicolaidou *et al.* (1991) encontraron en condiciones de estrés por contaminación, una declinación notable de la diversidad y del número de especies en las Bahías de Larymna y Elefsis, Golfos de Evoikos y Saronikos, Grecia, así como un incremento en la incidencia de especies oportunistas, tal como se presentó en este estudio.

VI.5.7.4. Diversidad de Menhinick.

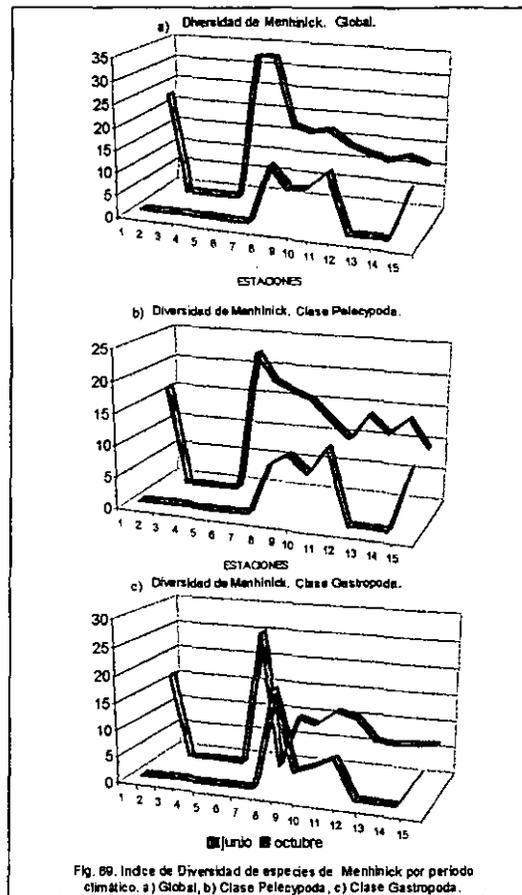
El Índice de Diversidad de Menhinick registró una variación de 0 a 8.34 (estación 9) y 13.14 (estaciones 8 y 11) durante junio de 1987 (Tablas 22-24; Figs. 69a-c).

Mientras en octubre de 1987 el ámbito fue de 12.07 (estación 15) a 33.07 (estaciones 6 y 7).

Este índice presentó valores intermedios entre los de Shannon-Wiener y Simpson, pero las tendencias entre todos los índices fueron iguales, excepto para el de Margalef como se mencionó antes (Tablas 22-24; Fig. 69a-c). Cada clase por separado registró tendencias bastante similares (Tablas 22-24; Figs. 69a-c).

Considerando el comportamiento de todos los estimadores de diversidad, los valores de Guaymas resultaron bajos, principalmente en el período de junio de 1987, en virtud de la escasa fauna o su ausencia en la mayoría de sitios de muestreo.

Hacia octubre, todos los valores se elevaron en función del incremento de la densidad, riqueza y frecuencia de aparición por estación de muestreo.

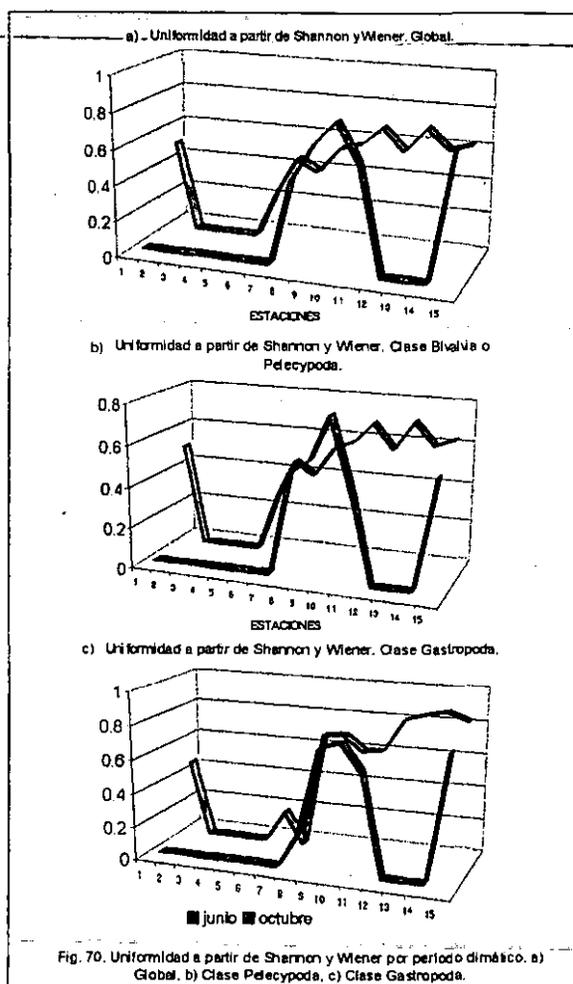


VI.5.8.1. Índice de Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) de Shannon y Wiener.

Los valores de Uniformidad a partir de los valores de Shannon y Wiener sufrieron una variación durante junio de 1987 de 0.48 en la estación 8 a 0.81 en la estación 10. (Tablas 22 a 24; Figs. 70 y 71). En octubre de 1987 el ámbito fue de 0.35 (estación 6) a 0.82 (estación 13) (Tablas 22-24; Figs. 70 y 72). Para cada clase de moluscos por separado, se registraron tendencias similares y en el patrón espacio-temporal hubo semejanzas con la diversidad de Shannon y Wiener (Tablas 22-24; Figs. 70-72).

En el litoral del Golfo de México, la Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) de Shannon y Wiener presentó ámbitos de 0 a 1; fue considerada como baja entre 0 y 0.33, media de 0.34 a 0.67 y alta de 0.668 a 1, en el Estuario del Río Pánuco (Amezcuza Allieri, 1998). En Elefsis, Grecia la Uniformidad varió de 0 a 0.98 y se

relacionó con el gradiente de contaminación regional. De acuerdo con dichos valores en la Bahía de Guaymas, la Uniformidad se calificó de baja a alta.



Por otra parte, González Macías (1997) en la zona costera del Golfo de México, asumió el criterio de la presencia de una distribución equilibrada de especies con valores de uniformidad superiores a 0.5. Sin embargo, dicha distribución correspondió a comunidades bénticas de chapopoterías naturales, las cuales más bien parecieron verse favorecidas por los aportes intermitentes de hidrocarburos.

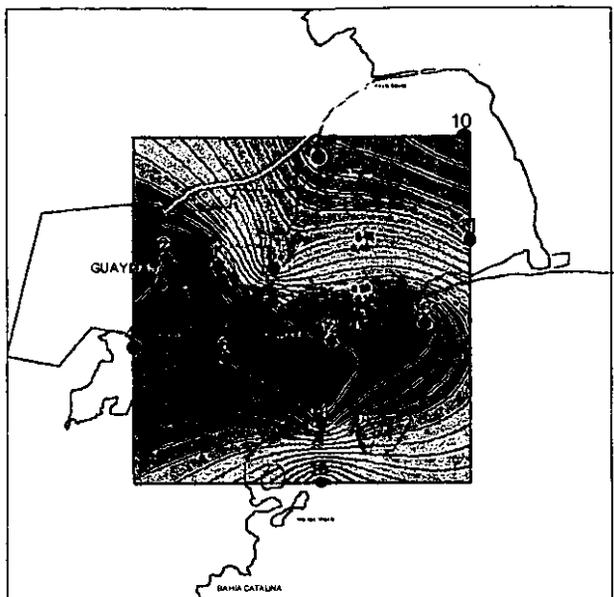


Fig. 71. Uniformidad de especies de las comunidades benthicas. Bahía de Guaymas, Sonora, Junio de 1987.

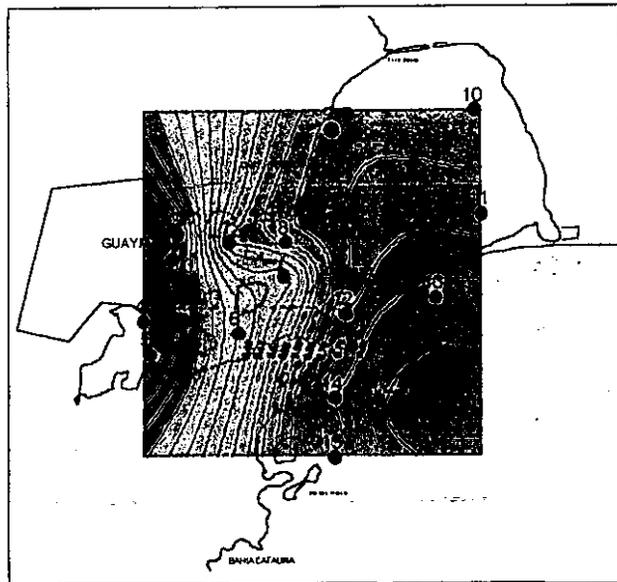
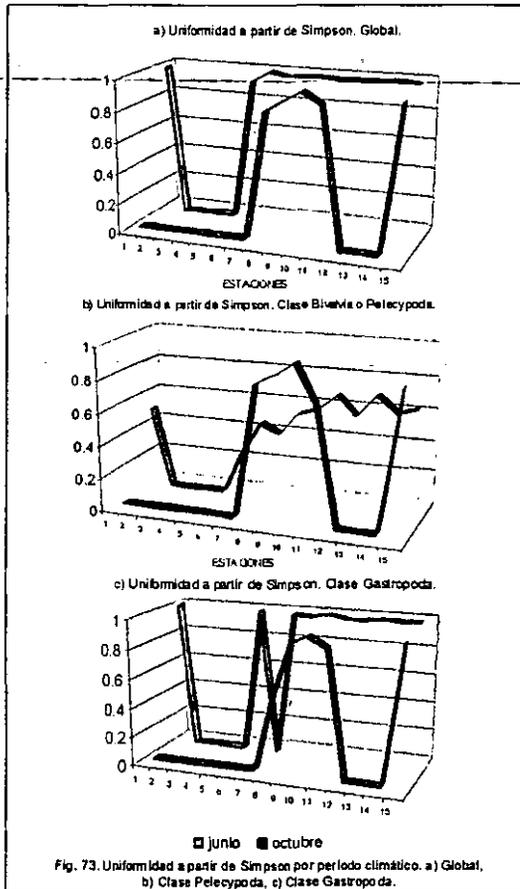


Fig. 72. Uniformidad de especies de las comunidades benthicas. Bahía de Guaymas, Sonora, Octubre de 1987.

VI.5.8.2. Índice de Uniformidad (Equitatividad o Equitabilidad) a partir del índice de Simpson.



En el caso de la Uniformidad a partir de los valores de Diversidad de Simpson, en junio de 1987 ésta fluctuó de 0.84 (estación 8) a 0.98 (estación 10) (Tablas 22-24; Fig. 73). Mientras en octubre de 1987 la variación fue de 0.79 (estación 6) a 0.98 (estaciones 13 a 15). Para cada clase por separado se registraron comportamientos relativamente similares (Tablas 22 a 24; Fig. 73).

Aunque los estimadores de Uniformidad, Equitatividad o Equitabilidad mostraron a grandes rasgos, tendencias similares, el cálculo a partir del Índice de Shannon y Wiener resultó más sensible y tuvo un mayor intervalo de variación que el de Simpson. En general la Uniformidad fue de baja a alta; aunque algunos sitios señalaron condiciones de alteración, otras presentaron recuperación paulatina, al comparar las condiciones de junio y octubre de 1987.

VI.5.9.1. Índice de Dominancia de Shannon y Wiener.

La Dominancia a partir de los valores de Diversidad de Shannon y Wiener en junio de 1987 fluctuó de 0.19 (estación 10) a 0.52 (estación 8) (Tablas 22-24; Figs. 74a-c, 75 y 76). Mientras en octubre de 1987 la variación fue de 0.18 (estación 13) a 0.64 (estación 6) (Tablas 22 a 24; Figs. 74a-c, 75 y 76). Para cada clase por separado se registraron comportamientos relativamente similares (Tablas 22-24; Figs. 74a-c, 75 y 76).

Zarkanellas (1979) en la Bahía de Elefsis, Grecia registró fluctuaciones de la dominancia de 0 a 4.41 en un ciclo anual, esta variación señala el uso de una índice de dominancia distinta, ya que la dominancia a partir de los valores de Diversidad de Shannon y Wiener genera un intervalo de 0 a 1. Las proporciones de grupos predominantes, los números de especies, las abundancias y las frecuencias de aparición de especies fueron distintas en la Bahía de Guaymas, de aquellas encontradas en áreas poco impactadas de la costa texana por Parker (1975).

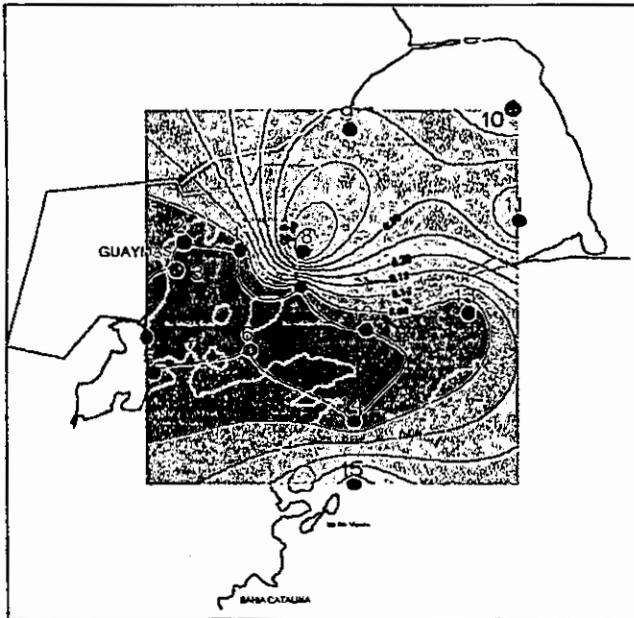
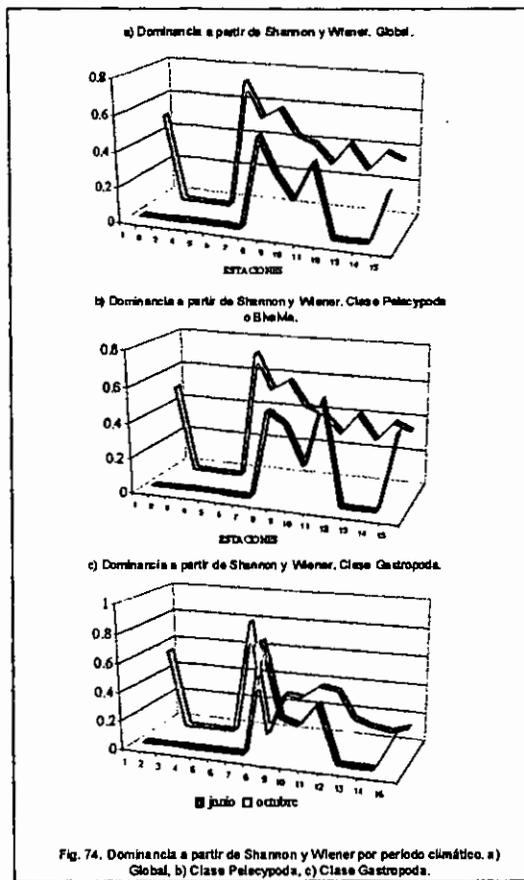


Fig. 75. Dominancia de especies de las comunidades bénticas. Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1887.

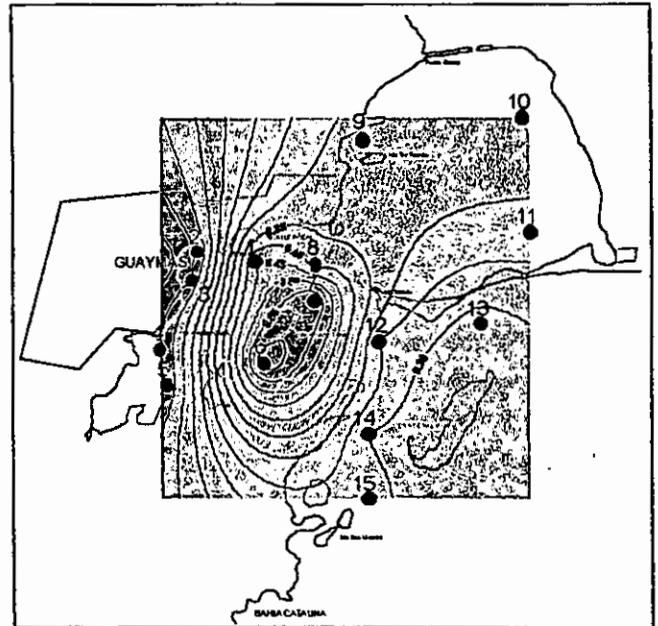
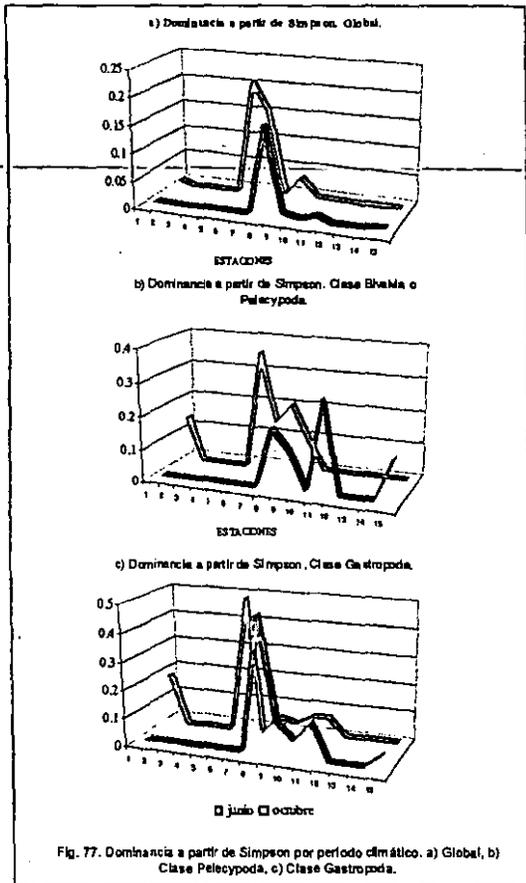


Fig. 76. Dominancia de especies de las comunidades bénticas. Bahía de Guaymas, Sonora. Octubre de 1987.

VI.5.9.2. Índice de Dominancia de Simpson.



El Índice de Dominancia a partir de los valores de Simpson en junio de 1987 fluctuó de 0.0024 (estación 10) a 0.16 (estación 8) (Tablas 22-24; Figs. 77a-c). Mientras en octubre de 1987 la variación fue de 0.0017 (estación 13) a 0.21 (estación 6) (Tablas 22 a 24; Figs. 77a-c). Para cada clase por separado se registraron comportamientos relativamente similares (Tablas 22-24; Figs. 77a-c).

Los índices de Dominancia también mostraron tendencias similares, el cálculo a partir del Índice de Shannon y Wiener resultó similar al de Simpson, sin embargo, con la alta proporción de especies raras, los valores de éste último fueron mucho más bajos, pero equivalentes.

VI.5.10. Especies indicadoras de contaminación orgánica.

Los estudios fisiológicos que distintos autores han efectuado en organismos tolerantes a diferentes perturbaciones, denotan la presencia de un alto potencial reproductivo, bajas tasas de consumo de oxígeno y alta eficiencia en su metabolismo energético (Dillon y Lynch, 1981; Ivanovici y Wiebe, 1981).

Solís-Weiss (1982b) encontró algunos géneros de moluscos en la Bahía de Marsella, Francia favorecidos por el enriquecimiento orgánico, entre ellos *Corbula*, *Turritella*, *Tellina*, *Nassarius*, *Nucula*, *Dentalium* y *Mysella*.

Gray (1981) determinó las especies favorecidas por altas cargas de materia orgánica en un fiordo en Oslo (*Cirratulus cirratus*, *Glycera alba*, *Pectinaria koreni*, *Polyphasia crassa*, *Sabella pavonina* y *Thyasira* spp) y en las costas de Escocia (*Cirratulus cirratus*, *Pholoe minuta*, *Prionospio cirrifera*, *Corbula gibba*, *Lucinoma borealis*, *Thyasira flexuosa* y *Labidoplax buski*).

En el Río Bijiang, Provincia de Guangdong, China, se efectuaron estudios de macroinvertebrados bénticos entre 1981 y 1982. Dicha comunidad se integró

fundamentalmente por moluscos, oligoquetos e insectos acuáticos, destacó por su abundancia el molusco **Corbicula fluminea** (Mollusca). Con base en la calidad del agua desde el punto de vista biológico, se consideró que el estuario del río presentó contaminación moderada (Su y Li, 1984).

Corbula se considera un género característico de condiciones de enriquecimiento orgánico y ha sido encontrado en varios estudios efectuados en el Noroeste de Europa (Mar del Norte, Báltico, Adriático, Costas de Suecia y Escocia) y en el Mar Mediterráneo. Otros géneros indicativos han sido **Parvilucina**, **Nucula** y **Mysella** (Pearson y Rosenberg, 1978).

Barajas Sánchez (1989) en estaciones alejadas a la costa, pero cercanas a los difusores de las descargas industriales, registró los menores valores de diversidad. La distribución estuvo influenciada por las corrientes marinas y por la dinámica de la pluma del Río Pánuco. El 61% de las especies de bivalvos presentaron baja abundancia de individuos en estaciones aisladas. Se infirieron condiciones de contaminación y una influencia negativa de las actividades de dragado en la zona, con base en la baja abundancia y en la escasa riqueza de especies encontradas. En un total de 24 estaciones de muestreo las especies más abundantes fueron: **Notocorbula operculata**, **Nuculana concentrica**, **Tellina alternata**, **Anomia simplex** y **Lucina multilineata**, todos ellos, géneros encontrados también en Guaymas, aunque las especies variaron con base en su distribución en el litoral opuesto.

Patella vulgata fue otra especie de gasterópodo empleada como "clave" o "indicadora" en programas de monitoreo (Gray, 1981). Flores Andolais *et al.* (1988) en la Laguna de La Mancha, Ver. encontraron a los géneros **Acteocina** (Gastropoda) y **Lucina** (Bivalvia) entre los moluscos dominantes, junto con **Neritina**, **Cerithidea**, **Mytilopsis** e **Ischadium**. La mayoría de los cuales también se encontraron en la Bahía de Guaymas.

Solís-Weiss (1982a) registró como especies indicadoras de contaminación orgánica en la Bahía de Marsella, Francia a los moluscos **Corbula gibba**, **Myrthea spinifera** y **Thyasira flexuosa**. Bogdanos y Satsmadjis (1983) registraron poliquetos (56 % de la abundancia), crustáceos (16 %), moluscos (14 %) y equinodermos (6 %) en una Bahía del Golfo de Pagassitikos, Grecia que presentaba aportes elevados de materia orgánica. Los géneros de moluscos que predominaron fueron **Corbula**, **Thyasira**, **Chrysallida**, **Turritella**, **Anomia**, **Tellina**, **Nucula**, **Dosinia** y **Cardium**, la mayoría de éstos también abundaron en la Bahía de Guaymas, sin embargo, las condiciones de contaminación pueden considerarse comparativamente diferentes, puesto que no estuvieron presentes otros grupos de organismos además de los moluscos, hecho que no fue común a ninguno de los estudios consultados.

En Guaymas, Sonora las especies indicadoras de contaminación orgánica con base en su mayor abundancia y distribución, así como su posición en la clase V de la distribución de series logarítmicas, resultaron ser, de la Clase Gastropoda:

Caecum californicum, *Alabina effusa* y *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*; y de la Clase Bivalvia Pelecypoda: *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *Chione (Chionopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccella) impar*, *Tellina (Angulus) subtrigona* y *Corbula (C.) nasuta*.

Por otra parte, las especies tolerantes al enriquecimiento orgánico fueron en junio de 1987: *Cardita (Cardites) laticostata* y en octubre: *Corbula (Caryocorbula) marmorata*, *Acteocina carinata*, *Dendropoma lituella*, *Odostomia (Chrysallida) astricta*, *O. (Ch.) virginialis*, *O. (Ch.) oregonensis*, *Patelloida semirubida* y *Seila assimilata*.

Tabla 25. Índices de Similitud y de Dismilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las Especies del Phylum Mollusca Clase Bivalvia o Pelecypoda. Guaymas, Sonora, Junio de 1987.

CLASE PELECYPODA. GUAYMAS, SON, JUNIO 1987.															
ÍNDICE DE SIMILITUD															
ANGULO INFERIOR IZQUIERDO ÍNDICE DE SNEATH Y SOKAL, SUPERIOR DERECHO ÍNDICE DE MORISITA-ONO															
ESTACIONES															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	⊕	0	0	0	0	0	0	0	0.48	0.49	0.72	0.4	0	0	0.49
2	0.003	⊕	0	0	0	0	0	0.46	0.49	0.72	0.4	0	0	0	0.49
3	0.003	0.003	⊕	0	0	0	0	0.46	0.40	0.72	0.4	0	0	0	0.49
4	0.003	0.003	0.003	⊕	0	0	0	0.40	0.40	0.72	0.4	0	0	0	0.49
5	0.003	0.003	0.003	0.003	⊕	0	0	0.48	0.40	0.72	0.4	0	0	0	0.49
6	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	⊕	0	0.46	0.49	0.72	0.4	0	0	0	0.49
7	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	⊕	0.48	0.49	0.72	0.4	0	0	0	0.49
8	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	⊕	0.5	0.82	0.62	0.46	0.48	0.48	0.6
9	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.74	⊕	0.78	0.56	0.49	0.49	0.49	0.57
10	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.004	0.57	⊕	0.72	0.72	0.72	0.72	0.84
11	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0	0.19	0.13	⊕	0.4	0.4	0.4	0.64
12	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.005	0.005	0.005	0.004	⊕	0	0	0.49
13	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.005	0.005	0.005	0.004	0.003	⊕	0	0.49
14	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.005	0.005	0.005	0.004	0.003	0.003	⊕	0.49
15	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.61	0.87	0.48	0.001	0.005	0.005	0.006	⊕

Tabla 26. Índices de Similitud y de Dismilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las Especies del Phylum Mollusca Clase Pelecypoda o Bivalvia. Guaymas, Sonora, Octubre de 1987.

CLASE PELECYPODA. GUAYMAS, SON, OCTUBRE 1987.															
ÍNDICE DE SIMILITUD															
ANGULO INFERIOR IZQUIERDO ÍNDICE DE SNEATH Y SOKAL, SUPERIOR DERECHO ÍNDICE DE MORISITA-ONO.															
ESTACIONES															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	⊕	0.39	0.39	0.39	0.39	0.42	0.45	0.47	0.49	0.54	0.63	0.58	0.63	0.54	0.6
2	0.004	⊕	0	0	0	0.26	0.37	0.33	0.42	0.47	0.58	0.45	0.58	0.47	0.54
3	0.004	0.002	⊕	0	0	0.26	0.37	0.33	0.42	0.47	0.58	0.45	0.58	0.47	0.54
4	0.004	0.002	0.002	⊕	0	0.26	0.37	0.33	0.42	0.47	0.58	0.45	0.58	0.47	0.54
5	0.004	0.002	0.002	0.002	⊕	0.26	0.37	0.33	0.42	0.47	0.58	0.45	0.58	0.47	0.54
6	0.31	0.004	0.004	0.004	0.004	⊕	0.33	0.22	0.4	0.54	0.56	0.37	0.52	0.45	0.52
7	2.33	0.004	0.004	0.004	0.004	1	⊕	0.4	0.42	0.56	0.62	0.45	0.54	0.42	0.58
8	0.55	0.004	0.004	0.004	0.004	1.9	1.5	⊕	0.4	0.58	0.52	0.37	0.52	0.5	0.53
9	1.75	0.004	0.004	0.004	0.004	0	0	1.5	⊕	0.52	0.62	0.49	0.54	0.56	0.62
10	0.63	0.004	0.004	0.004	0.004	0	0.92	0	2.75	⊕	0.72	0.65	0.65	0.63	0.71
11	0.56	0.043	0.043	0.043	0.043	0.38	1.58	0.79	1.58	0.27	⊕	0.6	0.6	0.62	0.67
12	0.43	0.004	0.004	0.004	0.004	1.06	4.5	1.46	3.38	0	1.12	⊕	0.52	0.5	0.58
13	0.93	0.004	0.004	0.004	0.004	0.8	0	1.2	0	1.1	1.9	4.2	⊕	0.58	0.58
14	1.4	0.004	0.004	0.004	0.004	0.6	0	0.9	0	0.55	1.58	4.5	0	⊕	0.61
15	0.27	0.004	0.004	0.004	0.004	0.33	0.91	0.65	0.68	0	0.51	0.64	1.21	0.55	⊕

Tabla 27. Indices de Similitud y de Disimilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las Especies del Phylum Mollusca. Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, Junio de 1987.

CLASE GASTROPODA GUAYMAS, SON, JUNIO 1987.															
INDICE DE SIMILITUD															
ANGULO INFERIOR IZQUIERDO INDICE DE SNEATH Y SOKAL, SUPERIOR DERECHO INDICE DE MORISITA-ONO															
ESTACIONES															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	⊕	0	0	0	0	0	0	0.28	0.78	0.73	0.56	0	0	0	0.71
2	0.004	⊕	0	0	0	0	0	0.28	0.78	0.73	0.56	0	0	0	0.71
3	0.004	0.004	⊕	0	0	0	0	0.28	0.78	0.73	0.56	0	0	0	0.71
4	0.004	0.004	0.004	⊕	0	0	0	0.28	0.78	0.73	0.56	0	0	0	0.71
5	0.004	0.004	0.004	0.004	⊕	0	0	0.28	0.78	0.73	0.56	0	0	0	0.71
6	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	⊕	0	0.28	0.78	0.73	0.56	0	0	0	0.71
7	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	⊕	0.28	0.78	0.73	0.56	0	0	0	0.71
8	0.008	0.008	0.008	0.007	0.008	0.008	0.008	⊕	0.74	0.69	0.5	0.28	0.28	0.28	0.71
9	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.7	⊕	0.65	0.59	0.78	0.78	0.78	0.79
10	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	2.83	1.01	⊕	0.69	0.73	0.73	0.73	0.73
11	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	4.29	1.03	1.26	⊕	0.55	0.56	0.56	0.77
12	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.008	0.007	0.007	0.007	⊕	0	0	0.71
13	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.006	0.007	0.007	0.007	0.004	⊕	0.71	0.71
14	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.004	0.006	0.007	0.007	0.007	0.004	0.004	⊕	0.71
15	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	1.42	0.42	0.79	0.46	0.007	0.007	0.007	⊕

Tabla 28. Indices de Similitud y de Disimilitud de Morisita-Ono y de Sneath y Sokal de las Especies del Phylum Mollusca. Clase Gastropoda. Guaymas, Sonora, Octubre de 1987.

CLASE GASTROPODA GUAYMAS, SON, OCTUBRE 1987.															
INDICE DE SIMILITUD															
ANGULO INFERIOR IZQUIERDO INDICE DE SNEATH Y SOKAL, SUPERIOR DERECHO INDICE DE MORISITA-ONO															
ESTACIONES															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	⊕	0.37	0.37	0.37	0.37	0.29	0.37	0.5	0.53	0.41	0.38	0.69	0.71	0.75	0.67
2	0.006	⊕	0	0	0	0.24	0	0.58	0.6	0.5	0.53	0.75	0.8	0.83	0.75
3	0.006	0.003	⊕	0	0	0.24	0	0.58	0.6	0.5	0.53	0.75	0.8	0.83	0.76
4	0.006	0.003	0.003	⊕	0	0.24	0	0.58	0.6	0.5	0.53	0.75	0.8	0.83	0.76
5	0.006	0.003	0.003	0.003	⊕	0.24	0	0.58	0.6	0.5	0.53	0.75	0.8	0.83	0.76
6	0	0.006	0.006	0.006	0.006	⊕	0.24	0.58	0.6	0.5	0.47	0.71	0.77	0.8	0.73
7	0.006	0.003	0.003	0.003	0.003	0.006	⊕	0.58	0.6	0.5	0.53	0.75	0.8	0.83	0.76
8	9.6	0.006	0.006	0.006	0.006	6	0.006	⊕	0.69	0.55	0.34	0.54	0.61	0.6	0.56
9	4	0.006	0.006	0.006	0.006	2.5	0.006	1.02	⊕	0.67	0.65	0.8	0.79	0.79	0.71
10	0	0.006	0.006	0.006	0.006	0	0.006	6.57	1.67	⊕	0.5	0.69	0.71	0.78	0.71
11	12	0.006	0.006	0.006	0.006	10	0.006	4.51	1.32	6.67	⊕	0.59	0.61	0.65	0.56
12	4.46	0.006	0.006	0.006	0.006	5.57	0.006	2.78	0.72	2.89	2.65	⊕	0.57	0.62	0.62
13	5.6	0.006	0.006	0.006	0.006	7	0.006	3.27	0.98	3.63	2.66	2.21	⊕	0.54	0.54
14	13	0.006	0.006	0.006	0.006	13	0.006	4	1.36	8.67	3.1	2.36	3.12	⊕	0.49
15	9.2	0.006	0.006	0.006	0.006	11.5	0.006	3.25	1.6	5.96	3.13	2.3	2.69	4.47	⊕

VI.5.11. Índices de Similitud de Morisita-Ono y de Disimilitud de Sneath y Sokal.

Las tablas 25 a 28 corresponden a los resultados de los índices de Similitud de Morisita-Ono (ángulo superior derecho) y de Disimilitud de Sneath y Sokal (ángulo inferior-izquierdo), ninguno de los cuales se consideró adecuado para agrupar a las estaciones de muestreo, en virtud del elevado número de sitios ya sea azoicos, o con riquezas y abundancias relativamente bajas. Las matrices globales de cada época (junio y octubre de 1987), se consideraron en el análisis multivariado de componentes principales, junto con otros parámetros bióticos-abióticos sin embargo, en ningún caso los índices de similitud y disimilitud denotaron relevancia estadística en los análisis.

VI.5.12. Análisis multivariados de los parámetros ecológicos.

VI.5.12.1. Análisis de cúmulos.

VI.5.12.1.1. Por estaciones de muestreo y por variables relevantes.

Con respecto al Análisis de Cúmulos en junio de 1987 (Fig. 78), el mejor ajuste por estaciones correspondió al método de ligamiento simple y la agrupación de las estaciones estuvo asociada principalmente a la riqueza y abundancia de especies. Las estaciones que presentaron mayor afinidad fueron las estaciones 11 a 13, correspondientes a la porción este de la bahía, las estaciones restantes se asociaron a partir de un sólo subcúmulo el cual a su vez se subdividió, señalando asociaciones entre las estaciones: 7, 2 y 3; 6, 1, 10, 14 y 15; así como 8, 9, 5 y 4. Estas relaciones resultaron diferentes a las obtenidas en los Análisis de Cúmulos efectuados solamente con parámetros físico químicos y de contaminación (ver figuras 36 a 39).

En cuanto al Análisis de Cúmulos con las 16 variables enumeradas, el método de ligamiento completo señaló el mejor ajuste. Un primer cúmulo se subdividió en dos, en uno de los subcúmulos se relacionaron la profundidad y la fineza junto con la Dominancia de Shannon y Wiener. En el otro cúmulo se ubicaron los Índices de Diversidad de Margalef y de Menhinick, el Índice de contenido de arena y los sólidos totales en la columna de agua, confirmando una relación estrecha entre la fauna béntica, las características sedimentarias y los aportes de sólidos en la columna de agua. El segundo cúmulo a su vez se subdividió en tres, donde se asociaron la materia orgánica y la Uniformidad de Shannon y Wiener; la velocidad de las corrientes, los Índices de Diversidad de Simpson y de Shannon y Wiener y la riqueza de especies; la abundancia y el Índice o Coeficiente de Contaminación de Satsmadjis, respectivamente, señalando una relación entre la calidad de los sedimentos, el enriquecimiento orgánico, la dinámica de la columna de agua y la estructura de la comunidad béntica. Finalmente, el Índice de Calidad del Agua de Walski y Parker (1974) se mantuvo separado del resto de los parámetros en un cúmulo distinto, representado por la calidad ambiental de la columna de agua.

En el Análisis de Cúmulos por estaciones en octubre de 1987 (Fig. 79) el mejor ajuste por estaciones correspondió al método de la mediana ponderada de los centroides 1-r de Pearson. La agrupación de las estaciones también estuvo asociada con la riqueza y la abundancia. Las estaciones que presentaron una relación estrecha fueron las estaciones 7 y 8 en un primer cúmulo, ubicadas en la porción oeste de la bahía. La estación 2 se separó en el primer subcúmulo del segundo cúmulo y las estaciones 15, 3 y 10 se encontraron asociadas a partir del segundo subcúmulo, el cual a su vez señaló a la estación 1 relativamente aislada. El tercer cúmulo se dividió en tres subcúmulos que marcaron relaciones entre las estaciones 4, 11 y 9; la estación 12 estuvo relativamente aislada, al igual que la 4. En el otro subcúmulo del tercer cúmulo se encontraron las estaciones 3, 5 y 6. Estas asociaciones también fueron diferentes a las obtenidas en los Análisis de Cúmulos desarrollados sólo con los parámetros físico químicos y de contaminación (Figs. 36-39).

De la misma forma, con las 16 variables bióticas-abióticas el mejor ajuste por estaciones correspondió al método de la mediana ponderada de los centroides 1-r de Pearson. El primer cúmulo señaló una relación entre la fineza de los sedimentos (como una expresión del contenido de limos y arcillas) y el contenido de materia orgánica en ellos. Un segundo cúmulo se subdividió en dos, en uno de los subcúmulos se relacionaron el contenido de arena, la Dominancia de Shannon y Wiener, los Índices de Diversidad de Margalef y Menhinick con el Índice o Coeficiente de Contaminación de Satsmadjis. El tercer cúmulo se dividió en tres subcúmulos: el Índice de Calidad del Agua de Walski y Parker (1974) se mantuvo aislado en el primer subcúmulo; los sólidos totales en la columna de agua se agruparon en un segundo subcúmulo con la profundidad y la velocidad de las corrientes; y por último en el tercero se asociaron la abundancia y la riqueza de especies, la Uniformidad y la Diversidad de Shannon y Wiener con la Diversidad de Simpson. Se estableció una variación estacional de la estructura de la comunidad béntica, dada por agrupaciones de especies distintas, con base en la calidad tanto de la columna de agua, como de los sedimentos y en la dinámica de las corrientes, ya que las dos primeras mejoraron a causa del incremento de la velocidad de las corrientes en octubre, propiciando la depuración de la bahía de Guaymas, así como una mayor disponibilidad de hábitats y por consiguiente, de nichos.

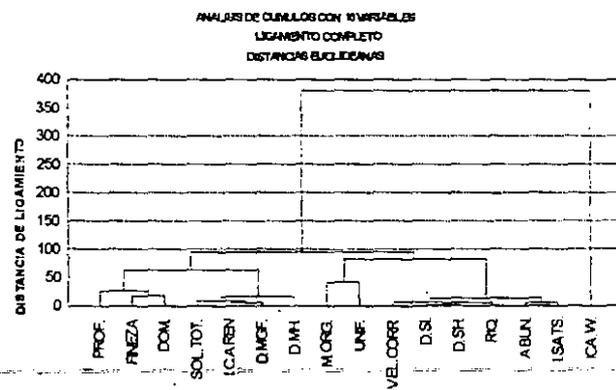
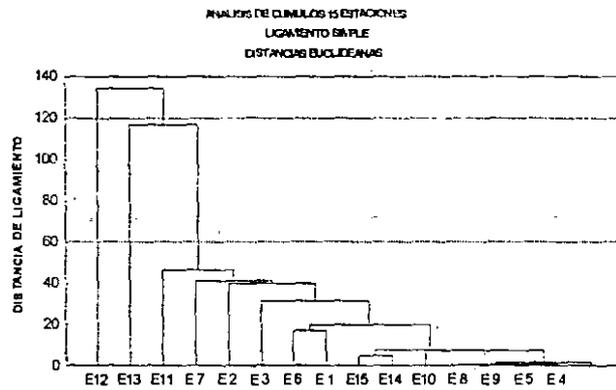
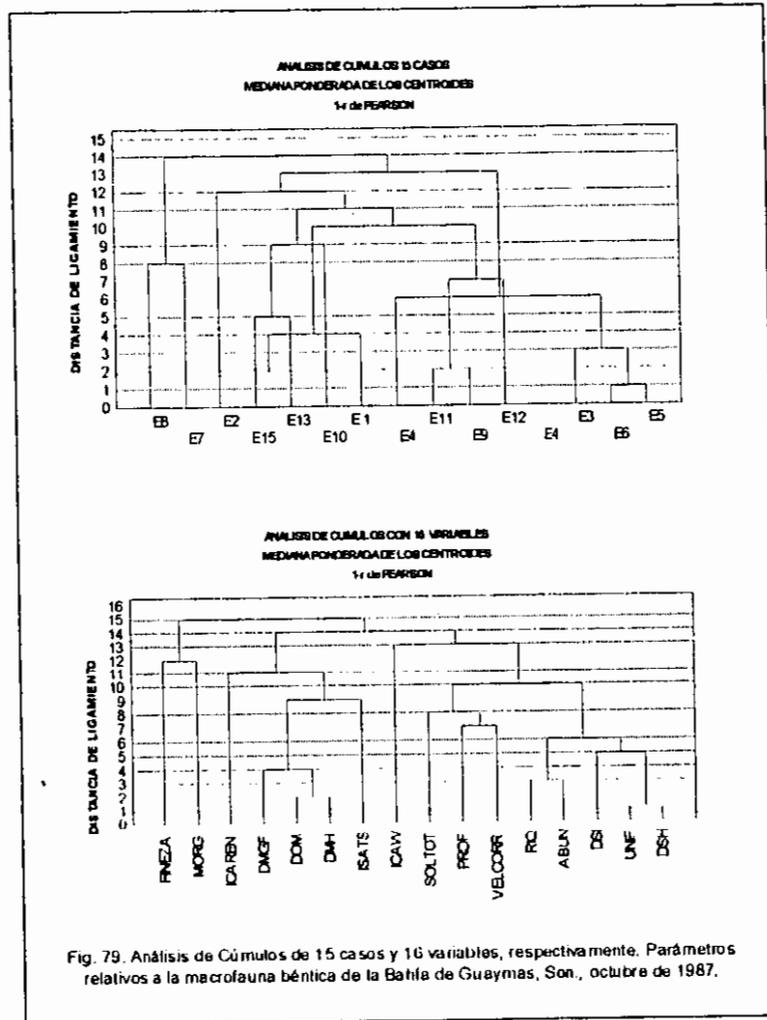


Fig. 78. Análisis de Cúmulos de 15 casos y 16 variables, respectivamente. Parámetros relativos a la macrofauna béntica de la Bahía de Guaymas, Son., junio de 1987.



VI.5.12.1.2. Considerando a todas las especies.

Con respecto al Análisis de Cúmulos tomando en consideración a todas las especies, en el muestreo de junio de 1987, con el método de ligamiento simple se constituyeron 2 agrupaciones principales con las siguientes especies (Tabla 29; Fig. 80).

Tabla 29. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 63 especies bénticas encontradas en junio de 1987 en Guaymas, Son.	
Se establecieron las principales doce formando cada una un cúmulo por separado, en orden de importancia:	<i>Caecum californicum</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) nuciformis</i> , <i>Lepton ellipticum</i> , <i>Turbonilla (Strioturbonilla) stylina</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) nasuta</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) marmorata</i> , <i>Nuculana (Saccella) impar</i> , <i>Tellina (Angulus) subtrigona</i> , <i>Alabina effusa</i> , <i>Nucula (Nucula) declivis</i> , <i>Lunarca brevilfrons</i> , <i>Parviturboidea copiosus</i> , <i>Dendropoma lituella</i> y <i>Caecum crebricinctum</i> .
Un gran cúmulo estuvo configurado por la asociación de otras veintidos especies de menor importancia relativa:	<i>Cardita (Cardites) laticostata</i> , <i>Trigoniocardia (Trigoniocardia) granifera</i> , <i>Sphenia fragilis</i> , <i>Trachycardium (Mexicardia) panamense</i> , <i>Tagelus (Mesopleura) peruvianus</i> , <i>Pitar (Lamelliconcha) concinnus</i> , <i>Lucina (Luciniscia) fenestrata</i> , <i>Patelloida semirubida</i> , <i>Odostomia (Eulimastoma) dotella</i> , <i>Tellina (Angulus) straminea</i> , <i>Nassarius gemmulosus</i> , <i>Barbulla (Acar) rostrata</i> , <i>Elephantanellum carpenteri</i> , <i>Megapitaria aurantiflora</i> , <i>Kurtziella (Kurtzina) cyrena</i> , <i>Semele gunyosensis</i> , <i>Chione (Chionopsis) gnida</i> , <i>Turritella nodulosa</i> , <i>Nassarius (Arcularia) tiarula</i> , <i>Cyclostremiscus (Cyclostremiscus) panamensis</i> , <i>Crucibulum (Crucibulum) spinosum</i> , <i>Crepidula excavata</i> y <i>Baritecia carpenteri</i> .

Cabe señalar que las 29 especies restantes no aparecieron formando cúmulos, por lo tanto, denotaron menor importancia.

El Análisis de Cúmulos que tomó en consideración a todas las especies en el muestreo de octubre de 1987, señaló las siete agrupaciones siguientes por el método de ligamiento simple (Tabla 30; Fig. 81).

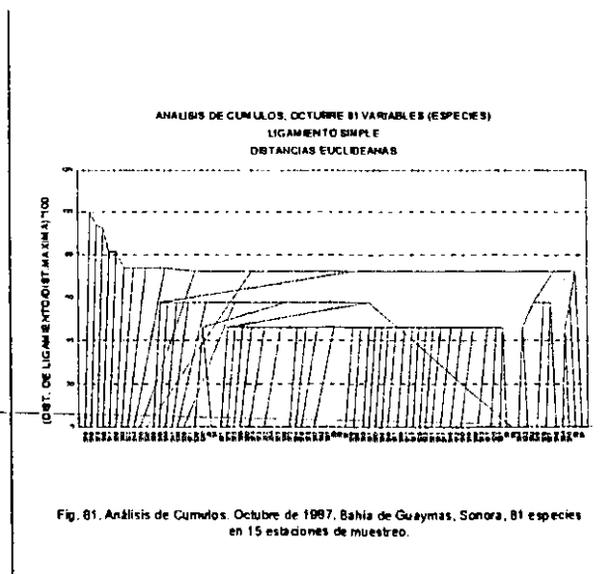
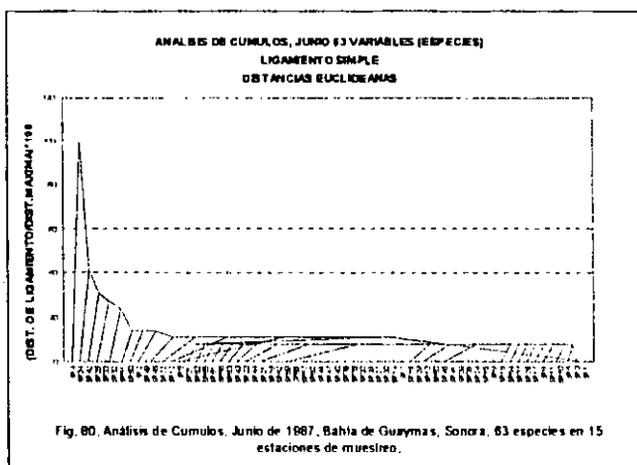
Tabla 30. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 81 especies bénticas encontradas en octubre de 1987 en Guaymas, Son.

También señaló las principales once especies formando cada una un cúmulo por separado, en orden de importancia:	<i>Dendropoma lituella</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) nuciformis</i> , <i>Tellina (Angulus) subtrigona</i> , <i>Chione (Chionopsis) gnidia</i> , <i>Caecum crebricinctum</i> , <i>Mysella compressa</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) marmorata</i> , <i>Kurtziella (Kurtzina) cyrene</i> , <i>Crepidula uncata</i> , <i>Lucina (Parvilucina) approximata</i> y <i>Turritella nodulosa</i> .
Un cúmulo estuvo formado por la asociación de siete especies:	<i>Oorbitella oblonga</i> , <i>Crasinella pacifica</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) nasuta</i> , <i>Cardita (Cardites) laticostata</i> , <i>Argopecten aequisulcatus</i> , <i>Nassarius (Nassarius) gallegosi</i> y <i>Alvania (Alvinia) rosana</i> .
Otro pequeño cúmulo estuvo constituido por las especies:	<i>Vitrinella (Vitrinella) oldroydi</i> , <i>Anachis (Costoanachis) coronata</i> y <i>Anachis (Costoanachis) santfelipensis</i> .
El siguiente gran cúmulo lo integraron treinta y ocho especies:	<i>Petricola (Petricola) exarata</i> , <i>Tellina (Angulus) meropsis</i> , <i>Tellina (Angulus) felix</i> , <i>Petricola (Rupellaria) denticulata</i> , <i>Tellina (Angulus) coani</i> , <i>Trigoniocardia (Americardia) biangulata</i> , <i>Nucula (Nucula) declivis</i> , <i>Tagelus (Tagelus) californianus</i> , <i>Tagelus (Mesopleura) bourgeoisae</i> , <i>Nassarius gemmutosus</i> , <i>Solecardia eburnea</i> , <i>Chione (Chione) compta</i> , <i>Borleeia carpenteri</i> , <i>Pitar (Lamelliconcha) concinnus</i> , <i>Oorbitella obliqua</i> , <i>Nuculana (Saccella) acrita</i> , <i>Mysella umbonata</i> , <i>Mysella dionaea</i> , <i>Megapitaria aurantiaca</i> , <i>Lucina (Pleurolocina) cancellaris</i> , <i>Ensitellops hertleini</i> , <i>Chione (Lirophora) ohliterata</i> , <i>Crepidula excavata</i> , <i>Lunarca brevivrons</i> , <i>Odostomia (Eulimastoma) dotella</i> , <i>Nassarius (Arcularia) tianula</i> , <i>Fartulum glabrilforme</i> , <i>Trigoniocardia (Trigoniocardia) granifera</i> , <i>Cyclostremiscus (Cyclostremiscus) panamensis</i> , <i>Cyclostremiscus beauii</i> , <i>Laevicardium elenense</i> , <i>Dosinia dunkeri</i> , <i>Cardita (Carditamera) radiata</i> , <i>Crepidula striolata</i> , <i>Tellina (Angulus) recurvata</i> , <i>Eupteura muriciformis</i> var. <i>triquetra</i> , <i>Parviturboides copiosus</i> y <i>Anachis (Parvanachis) diminuta</i> .
Otros 3 cúmulos estuvieron configurados por especies de menor importancia relativa:	1) <i>Nuculana (Saccella) impar</i> , <i>Patelloida semirubida</i> y <i>Seila assimilata</i>
	2) <i>Odostomia (Chrysalida) astricta</i> , <i>Odostomia (Chrysalida) oregonensis</i> y <i>Odostomia (Chrysalida) virginalls</i>
	3) <i>Turbonilla (Strioturbonilla) stylina</i> , <i>Caecum californicum</i> , <i>Alabina effusa</i> y <i>Acteocina carinata</i> .

Cabe señalar que las 15 especies restantes no aparecieron formando cúmulos señalando una menor importancia. Como se mencionó anteriormente, en octubre mejoraron tanto la calidad del agua, como la de los sedimentos por el incremento de la dinámica de corrientes, dando lugar consecuentemente, a mayor disponibilidad del hábitat, así como a mayor número de nichos y de especies distintas.

Desafortunadamente no se cuenta con estudios similares de moluscos bénticos al nivel de especie que ayuden a explicar estas agrupaciones, aunque con base en los parámetros comunitarios estimados, fue posible señalar a las especies de moluscos macrobénticos que se comportaron en la Bahía de Guaymas, como clave o indicadores de condiciones de estrés ambiental por enriquecimiento o contaminación orgánica: de la Clase Gastropoda: *Caecum californicum*, *Alabina effusa* y *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*; y de la Clase Bivalvia Pelecypoda: *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *Chione (Chionopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccella) impar*, *Tellina (Angulus) subtrigona* y *Corbula (C.) nasuta*.

Las especies calificadas como tolerantes al enriquecimiento orgánico fueron en junio: *Cardita (Cardites) laticostata* y en octubre: *Corbula (Caryocorbula) marmorata*, *Acteocina carinata*, *Dendropoma lituella*, *Odostomia (Chrysallida) astricta*, *O. (Ch.) virginalis*, *O. (Ch.) oregonensis*, *Patelloida semirubida* y *Seila assimilata*.



Los resultados de los análisis de cúmulos no señalaron patrones o tendencias y aunque ninguno de los modelos de distribución abundancia-frecuencia aplicados anteriormente se ajustó estadísticamente a la colección total de datos, fue posible apreciar que en general, la zonación de las comunidades coincide con la zonación de los parámetros fisicoquímicos: las estaciones 1 a 8, de la Zona I, más contaminadas por descargas, con velocidad de la corriente promedio de 0.33 cm/s, ICA de 0.047 a 0.682, fineza promedio de los sedimentos de 12.5, a la vez registraron riquezas, abundancias y diversidades bajas o condiciones azoicas. La Zona II (estaciones 9 a 11) menos contaminada por descargas, con velocidad de la corriente promedio de 1.35 cm/s, ICA de 0.57 a 0.68, fineza promedio de los sedimentos de 12.47, presentó riquezas, abundancias y diversidades intermedias. La zona III (estaciones 12 a 15) ligeramente contaminada por las descargas, con velocidad de la corriente promedio de 3.33 cm/s, ICA de 0.57 a 0.74, fineza promedio de los sedimentos de 7.98, presentó riquezas, abundancias y diversidades relativamente mayores. La diferenciación de ambientes estuvo señalada por las características del hábitat y por la variación estacional; sin embargo, en la distribución de las distintas especies por separado, tampoco se manifestaron tendencias notables, como ya fue señalado, por lo que se procedió a aplicar los Análisis de Componentes Principales.

VI.5.12.2. Componentes Principales.

VI.5.12.2.1. Por variables relevantes.

En junio de 1987 el Análisis de Componentes Principales se desarrolló con los tres primeros factores debido al resultado del método de graficación de los eigenvalores y a que a éstos se les adjudicó más del 95 % de la varianza de acuerdo a los siguientes valores (Tabla 31; Fig. 82). La rotación que mejor se ajustó correspondió a la varianza máxima normalizada.

Tabla 31. Factores del Análisis de Componentes Principales. Parámetros abióticos y comunitarios. Junio de 1987.			
VALOR	EIGENVALOR	% VARIANZA TOTAL	% ACUMULADO
1	13.42956	83.93472	83.93472
2	1.11958	6.99739	90.93211
3	0.68554	4.28462	95.21673

En el primer factor las variables de mayor peso resultaron ser el Índice de Calidad del Agua de Walski y Parker (1974), el Índice de fineza de los sedimentos (Satsmadjjs, 1982), su contenido de materia orgánica y los sólidos totales en la columna de agua. En el segundo el Índice de contenido de arena (Satsmadjjs, 1982; 1985), la Diversidad de Margalef y el Índice o Coeficiente de Contaminación de Satsmadjjs (1982; 1985); y en el tercero la uniformidad, la riqueza y la abundancia de especies. Esto significa que las variables más importantes fueron la calidad ambiental señalada por las condiciones de la columna de agua y de los sedimentos, las cuales, condicionan la diversidad, riqueza, distribución y abundancia de las especies bénticas. El Índice de Walski y Parker (1974) resultó ser un integrador muy eficiente de la calidad de la columna de agua, la cual resultó la principal causa de la varianza en la bahía, seguido por el de Fineza de Satsmadjjs (1982).

En cambio en octubre de 1987 (Fig. 83a y b) el Análisis de Componentes Principales se efectuó con los seis primeros factores debido al resultado del método de graficación de los eigenvalores y a que a éstos se les adjudicó conjuntamente más del 94 % de la varianza de acuerdo con los valores que se presentan en la tabla 32. La rotación que mejor se ajustó también correspondió a la varianza máxima normalizada.

En el primer factor las variables de mayor peso resultaron ser la velocidad de las corrientes, el contenido de sólidos suspendidos totales en la columna de agua y el Índice de contenido de arena (Satsmadjjs, 1982; 1985). En el segundo los Índices de Diversidad de Menhinick y Margalef. En el tercero el contenido de materia orgánica de los sedimentos y la dominancia de especies. En el cuarto factor el Índice de Calidad del Agua de Walski y Parker (1974). En el quinto los Índices de Diversidad de Shannon-Wiener y de Simpson y de Fineza de los sedimentos (Satsmadjjs, 1982). Y en el sexto el Índice o Coeficiente de Contaminación p de Satsmadjjs (1982; 1985) y la profundidad. En octubre se señaló la mayor influencia de la velocidad de las corrientes en las condiciones de la columna de agua y los sedimentos, determinando la calidad del agua, el diámetro de las partículas sedimentarias y la diversidad, abundancia, riqueza y distribución de la comunidad béntica. Se confirma lo observado tanto en el análisis oceanográfico, como en el Análisis de Cúmulos. Fue establecida una variación estacional de la estructura de la comunidad béntica, dada por agrupaciones de especies distintas, con base en la calidad tanto de la columna de agua, como de los sedimentos y en la dinámica de las corrientes, ya que las dos primeras mejoraron a causa del incremento de la velocidad de las corrientes en octubre, propiciando la depuración de la bahía de Guaymas, así como una mayor disponibilidad de hábitats y por consiguiente, de nichos. Todos los índices empleados reflejaron apropiadamente las condiciones ambientales y la estructura de la comunidad béntica en cada periodo.

Tabla 32. Factores del Análisis de Componentes Principales con parámetros abióticos y comunitarios. Octubre de 1987.

VALOR	EIGENVALOR	% VARIANZA TOTAL	% ACUMULADO
1	8.078184	50.48865	50.48865
2	4.056730	25.35456	75.84321
3	1.152694	7.20434	83.04755
4	0.842022	5.26260	88.31012
5	0.619396	3.87122	92.18134
6	0.340210	2.12631	94.30765

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 ROTACION: VARIANZA MÁXIMA NORMALIZADA
 PESO DE LOS FACTORES, PRIMER FACTOR

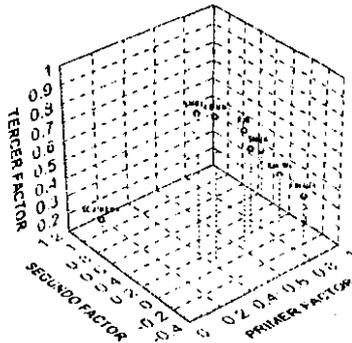


Fig. 82. Análisis de Componentes principales con 16 variables relativas a la macrofauna bónica. Bahía de Guaymas, Son., junio de 1987. Factores 1 a 3 de un total de tres.

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 ROTACION: VARIANZA MÁXIMA NORMALIZADA
 PESO DE LOS FACTORES, PRIMER FACTOR

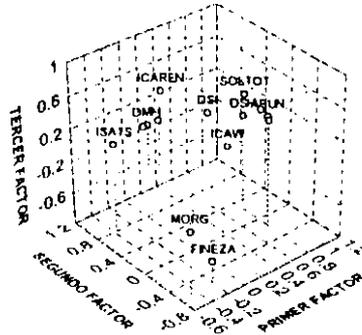


Fig. 83a. Análisis de Componentes principales con 16 variables relativas a la macrofauna béntica. Bahía de Guaymas, Son., octubre de 1987. Factores 1 a 3 de un total de seis.

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 ROTACION: VARIANZA MÁXIMA NORMALIZADA
 PESO DE LOS FACTORES, SEXTO FACTOR

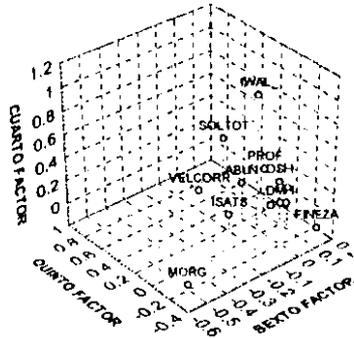


Fig. 83b. Continuación. Análisis de Componentes principales con 16 variables relativas a la macrofauna béntica. Bahía de Guaymas, Son., octubre de 1987. Factores 4 a 6 de un total de seis.

VI.5.12.2.2. Considerando a todas las especies.

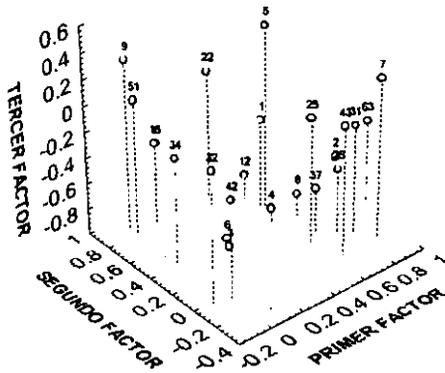
El Análisis de Componentes Principales de especies en junio de 1987 (Figs. 84a y b) se efectuó con los seis primeros factores debido al resultado del método de graficación de los eigenvalores y a que a estos se les adjudicó más del 85 % de la varianza de acuerdo con los valores contenidos en la tabla 33. El mejor ajuste con la matriz de datos se obtuvo sin rotación. Las agrupaciones de especies formadas se resumieron en la tabla 34.

Tabla 33. Factores del Análisis de Componentes Principales con las especies bénticas. Junio de 1987.			
VALOR	EIGENVALOR	% VARIANZA TOTAL	% ACUMULADO
1	21.72411	34.48271	34.48271
2	13.17789	20.91729	55.40000
3	10.99827	17.45757	72.85757
4	4.92629	7.81951	80.67708
5	3.89060	6.17555	86.85263
6	0.52159	0.82792	87.68054

Tabla 34. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 63 especies bénticas encontradas en junio de 1987 en Guaymas, Son.

<p>I. En el primer factor, las especies de mayor peso resultaron ser:</p>	<p><i>Crepidula (lanacus) plana</i>, <i>Eupleura Muriciformis</i> var. <i>triquetra</i>, <i>Odostomia (Chrysallida) astricta</i>, <i>Anomia peruviana</i>, <i>Argopecten aequisulcatus</i>, <i>Cardita (Carditamera) radiata</i>, <i>Cardita (Cardites) laticostata</i>, <i>Chione (Chione) compta</i>, <i>Chione (Chionista) fluctifraga</i>, <i>Ensitellops hertleini</i>, <i>Mytella guyanensis</i>, <i>Mytella strigata</i>, <i>Petricola (Petricola) exorata</i>, <i>Sphenia fragilis</i>, <i>Tellina (Angulus) coani</i>, <i>Tellina (Angulus) meropsis</i>, <i>Tellina (Angulus) straminea</i>, <i>Trigoniocardia (Trigoniocardia) granifera</i>, <i>Trachycardium (Mexicardia) panamense</i> y <i>Trigoniocardia (Americardia) biangulata</i>.</p>
<p>II. En el segundo factor, la asociación de especies incluyó a:</p>	<p><i>Crepidula uncata</i>, <i>Elephantanellum carpenteri</i>, <i>Fortulum glabriforme</i>, <i>Parviturboldes copiosus</i>, <i>Patelloida semirubida</i>, <i>Sella assimilata</i>, <i>Barbatia (Acar) rostrata</i>, <i>Chione (Timoclea) squamosa</i>, <i>Dosinia dunkeri</i>, <i>Laevicardium elenense</i>, <i>Megapitaria aurantiaca</i>, <i>Nuculana (Saccella) acuta</i> y <i>Nuculana (Saccella) impar</i>.</p>
<p>III. En el tercero se agruparon las especies:</p>	<p><i>Burleelia carpenteri</i>, <i>Caecum californicum</i>, <i>Crepidula excavata</i>, <i>Crepidula striolata</i>, <i>Crucibulum (Crucibulum) spinosum</i>, <i>Cyclostremiscus (Cyclostremiscus) panamensis</i>, <i>Dendropoma lituella</i>, <i>Chione (Chionopsis) gnidia</i> y <i>Semele guaymasensis</i>.</p>
<p>IV. En el cuarto factor destacó la asociación entre las especies indicadoras de contaminación orgánica:</p>	<p><i>Corbula (Caryocorbula) marmorata</i>, <i>Corbula (Caryocorbula) nasuta</i>, <i>Corbula (Caryocorbula) nuciformis</i> con <i>Lunarca brevifrons</i> y <i>Nucula (Nucula) declivis</i>.</p>
<p>v. En el quinto factor se encontraron:</p>	<p><i>Lepton ellipticum</i> y <i>Pitar (Lamelliconcha) concinnus</i>.</p>
<p>VI. En el sexto se ubicó:</p>	<p><i>Turbonilla (Strioturbonilla) stylina</i>.</p>

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 SIN ROTACION
 SEIS FACTORES
 1 a 3.



ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 SIN ROTACION
 SEIS FACTORES
 4 a 6.

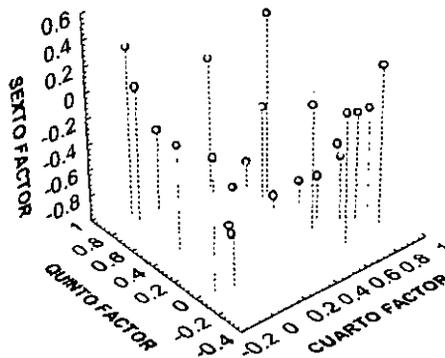


Fig. 84. Análisis de Componentes Principales. 63 variables (especies), 15 casos (estaciones). Bahía de Guaymas, Sonora, junio de 1987. 6 factores: 1-6.

Con relación al Análisis de Componentes Principales de especies durante octubre de 1987 (Figs. 85a a d), éste se efectuó con los diez primeros factores debido al resultado de la aplicación del método de graficación de eigenvalores y a que conjuntamente, se les adjudicó más del 83 % de la varianza (Tabla 35). Las agrupaciones de especies se resumen en la tabla 36.

Tabla 36. Agrupaciones del Análisis de Cúmulos efectuado con las 81 especies bénticas encontradas en octubre de 1987 en Guaymas, Son.

I. Respecto al primer factor, las especies de mayor peso incluyen:	<i>Barleela carpenteri</i> , <i>Crepidula excavata</i> , <i>Cyclostremiscus beaulti</i> , <i>Dendropoma lituella</i> , <i>Elephantanellum carpenteri</i> , <i>Nassarius gemmulosus</i> , <i>Nassarius (Nassarius) gallegosi</i> , <i>Odostomia (Eulimastoma) dotella</i> , <i>Patelloida semirubida</i> , <i>Sella assimiliata</i> , <i>Lunarca brevifrons</i> , <i>Nuculana (Saccella) impar</i> , <i>Solecardia eburnea</i> y <i>Tagelus (Mesopleura) bourgoisae</i> .
II. En el segundo factor, la agrupación de especies estuvo constituida por:	<i>Anomia peruviana</i> , <i>Argopecten aequisulcatus</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) nasuta</i> , <i>Crasinella pacifica</i> , <i>Chione (Chionopsis) gnidia</i> , <i>Lepton lediforme</i> , <i>Lucina (Luciniscia) centrifuga</i> , <i>Nucula (Nucula) declivis</i> y <i>Tagelus (Tagelus) californianus</i> .
III. En el tercero se asociaron las especies:	<i>Barleela (Pseudodiala) acuta</i> , <i>Barleela subtenuis</i> , <i>Aligena nucea</i> , <i>Cardita (Cyclocardia) spurca beebel</i> , <i>Chione (Chione) compta</i> , <i>Orobitella obliqua</i> , <i>Petricola (Petricola) exarata</i> , <i>Pitar (Lamelliconcha) concinnus</i> , <i>Tellina (Angulus) meropsis</i> y <i>Tellina (Mertsca) ulloana</i> .
IV. En el cuarto factor destacó la asociación entre las especies:	<i>Anachis (Costoanachis) coronata</i> , <i>Anachis (Costoanachis) sanfelipensis</i> , <i>Alvania (Alvinia) rosana</i> , <i>Odostomia (Evalea) franciscana</i> , <i>Vitrinella (Vitrinella) oldroydi</i> y <i>Sphenia fragilis</i> .
V. En el quinto factor se encontraron:	<i>Caecum crebricinctum</i> , <i>Turritella nodulosa</i> , <i>Chione (Lirophora) obliterated</i> , <i>Ensitellops hertzei</i> , <i>Lucina (Parvilucina) approximata</i> , <i>Mysella dionaea</i> , <i>Mysella umbonata</i> y <i>Nuculana (Saccella) acrita</i> .
VI. En el sexto factor se ubicaron:	<i>Crepidula striolata</i> , <i>Crucibulum (Crucibulum) spinosum</i> , <i>Eupleura Muriciformis</i> var. <i>triquetra</i> , <i>Fartulum glabroforme</i> , <i>Nassarius (Arcularia) tiarula</i> , <i>Cardita (Carditamera) radiata</i> , <i>Dosinia dunkeri</i> , <i>Laevicardium efenense</i> y <i>Tellina (Angulus) recurvata</i> .
VII. El factor número siete estuvo integrado por las especies:	<i>Crepidula uncata</i> , <i>Cyclostremiscus (Cyclostremiscus) panamensis</i> , <i>Odostomia (Chrysalida) oregonensis</i> , <i>Odostomia (Chrysalida) virginalis</i> y <i>Trigoniocardia (Trigoniocardia) granifera</i> .
VIII. En el octavo factor la asociación de especies la formaron:	<i>Petricola (Rupellaria) denticulata</i> , <i>Tellina (Angulus) coani</i> y <i>Trigoniocardia (Americardia) biangulata</i> .
IX. El factor nueve se distinguió por la presencia de varias de las especies indicadoras de contaminación orgánica:	<i>Alabina effusa</i> , <i>Caecum californicum</i> , <i>Kurtziella (Kurtzina) cyrene</i> , <i>Odostomia (Chrysalida) astricta</i> , <i>Turbonilla (Strioturbonilla) stylina</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) marmorata</i> , <i>Corbula (Caryocorbula) nuciformis</i> , <i>Mysella compressa</i> y <i>Tellina (Angulus) subtrigona</i> .
X. En el factor décimo se ubicaron las especies:	<i>Orobitella oblonga</i> y <i>Tellina (Angulus) felix</i> .

Cabe señalar que durante junio de 1987 las especies indicadoras de contaminación orgánica, así establecidas por encontrarse en la quinta clase de la distribución de series logarítmicas, se consideran en el cuarto factor, mientras que en octubre de 1987, éstas se encuentran en el noveno factor.

En octubre, a los 10 eigenvalores se les adjudicó en conjunto más del 85 % de la varianza de acuerdo con los siguientes valores.

Tabla 35. Factores del Análisis de Componentes Principales con las especies bénticas. Octubre de 1987.

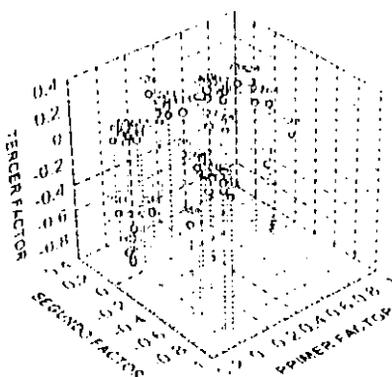
VALOR	EIGENVALOR	% VARIANZA TOTAL	% ACUMULADO
1	16.88822	20.84965	20.84965
2	9.41677	11.62564	32.47529
3	8.95661	11.05754	43.53283
4	7.18397	8.86910	52.40193
5	6.57858	8.12171	60.52364
6	5.95318	7.34961	67.87324
7	4.95875	6.12192	73.99516
8	3.85083	4.75412	78.74928
9	2.36513	2.91991	81.66919
10	1.65481	2.04298	83.71216

La interpretación de las asociaciones de especies no fue posible debido al desconocimiento de la fisiología, autoecología y sinecología de las especies. Sin embargo, de la revisión reciente de Snelgrove y Butman (1994) a partir de los principales trabajos desarrollados con relación a la ecología del bentos, se concluye que los aspectos de los sedimentos, a los cuales los animales pueden responder -aunque no en forma determinante y exclusiva-, son fundamentalmente el tamaño de grano, el contenido de material orgánico, la presencia de microorganismos incluyendo bacterias y microalgas, el transporte sedimentario, el flujo en la interfase agua-sedimentos, las relaciones simbióticas y la forma de dispersión de las larvas. Además del contenido de sustancias contaminantes en la

columna de agua (Fujiya, 1965; Francis *et al.*, 1984) y los niveles de oxígeno disuelto (Davis, 1969).

Con base en los resultados abióticos-bióticos, integrados a partir de los Análisis de Componentes Principales, se pudo determinar que en la Bahía de Guaymas, los aspectos que determinaron la composición de la comunidad macrobéntica coincidieron con los que definió Gray (1981): la composición de los sedimentos, determinada por la dinámica de oleaje, corrientes y transporte sedimentario, el contenido de materia orgánica y el nivel de oxígeno disuelto, principalmente. Además en estudios de producción y flujo de energía se ha encontrado que la producción primaria de los sedimentos es una fuente de alimentación muy importante para la comunidad béntica. Sin embargo, bajo condiciones de estrés se suman a dichos factores otros adversos, por ejemplo, las perturbaciones mecánicas de los sedimentos ocasionadas ya sea directamente, mediante actividades como el dragado o el uso de artes de pesca de arrastre que dislocan los sedimentos *in situ*, o indirectamente a causa de la modificación de las costas, que a la vez alteran el transporte sedimentario, produciendo efectos incluso en sitios lejanos, o las perturbaciones químicas derivadas de la contaminación debida al ingreso al medio marino de algunas sustancias, entre otros (Hall, 1994).

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 ROTACION: VARIANZA MÁXIMA NORMALIZADA
 DIEZ FACTORES; 1 a 3



ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 ROTACION: VARIANZA MÁXIMA NORMALIZADA
 DIEZ FACTORES; 4 a 6

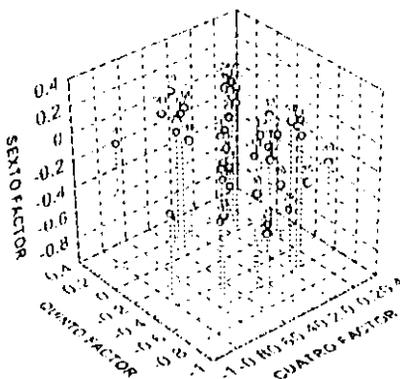
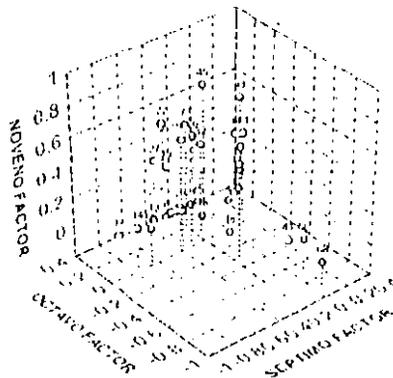


Fig. 85a. Análisis de Componentes Principales. 81 variables (especies), 15 casos (estaciones). Bahía de Guaymas, Sonora, octubre de 1987. 10 factores: 1-6.

ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 ROTACION: VARIANZA MAXIMA NORMALIZADA
 DIEZ FACTORES; 7 a 9



ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES
 ROTACION: VARIANZA MAXIMA NORMALIZADA
 DIEZ FACTORES; 8 a 10

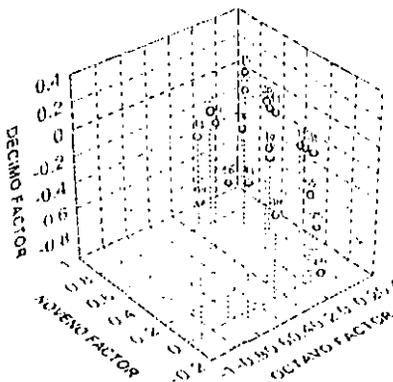


Fig. 85b. Continuación. Análisis de Componentes Principales. 81 variables (especies), 15 casos (estaciones). Bahía de Guaymas, Sonora, octubre de 1987. 10 factores: 7-10.

VI.5.13. Índice de contaminación: método griego Satsmadjis (1982; 1985).

Los números "teóricos" o "esperados" de individuos (i_t) y de especies (g_t) en los sedimentos, respecto a los valores o números "calculados" (i ; g) durante los dos períodos considerados (junio y octubre de 1987), muestran una diferencia notoria, evidenciando una alteración de la comunidad béntica, basada en los estimadores de la riqueza y de la abundancia (Tablas 37 y 38).

En junio de 1987 los valores de p o Índice de Contaminación variaron de 4.21 a 27.40 y la tendencia no fue clara debido a la escasez de macrofauna en el 66.7% del área muestreada, aunque los sitios con más riqueza y abundancia fueron las estaciones 8 y 11 (Fig. 86), mientras que en octubre de 1987 p fluctuó de 4.44 a 267.6, con sólo 33.3 % de escasez de macrofauna béntica; los puntos con menor impacto correspondieron a las estaciones 6 y 7, ubicadas en la Zona I (Fig.87).

Dada la gran cantidad de estaciones sin presencia de organismos (con valores de cero en las matrices de similitud) y con la finalidad de realizar la zonación del grado de contaminación existente, basada en las similitudes, para efectuar otra estimación sencilla y objetiva del grado de diferencia existente entre sitios de muestreo, se aplicó el coeficiente de semejanza (f) que sugirió Satsmadjis (1982), donde altos valores de f revelaron uniformidad entre sitios, y bajos valores denotaron heterogeneidad.

En las figuras 88 y 89 se observa la zonación de contaminación calculada a partir de p y f . En junio de 1987 el impacto observado fue extremo, además de la alta proporción de estaciones de muestreo catalogadas como azoicas de macrofauna béntica (Fig. 88).

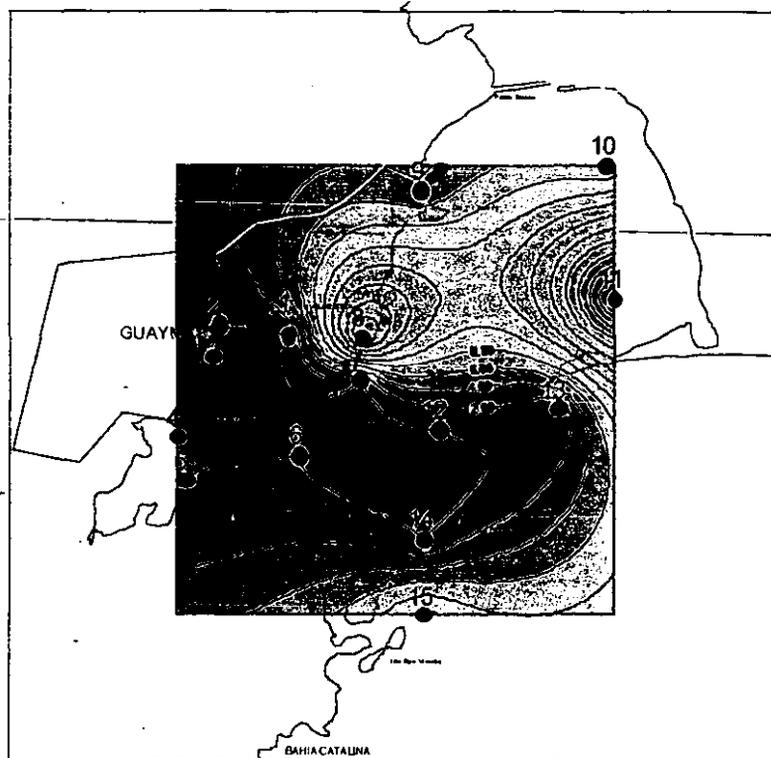


Fig. 86. Índice o Coeficiente de Contaminación de Satsmadjis (p), calculado a partir de los organismos bénticos. Bahía de Guaymas, Sonora. Junio de 1987.

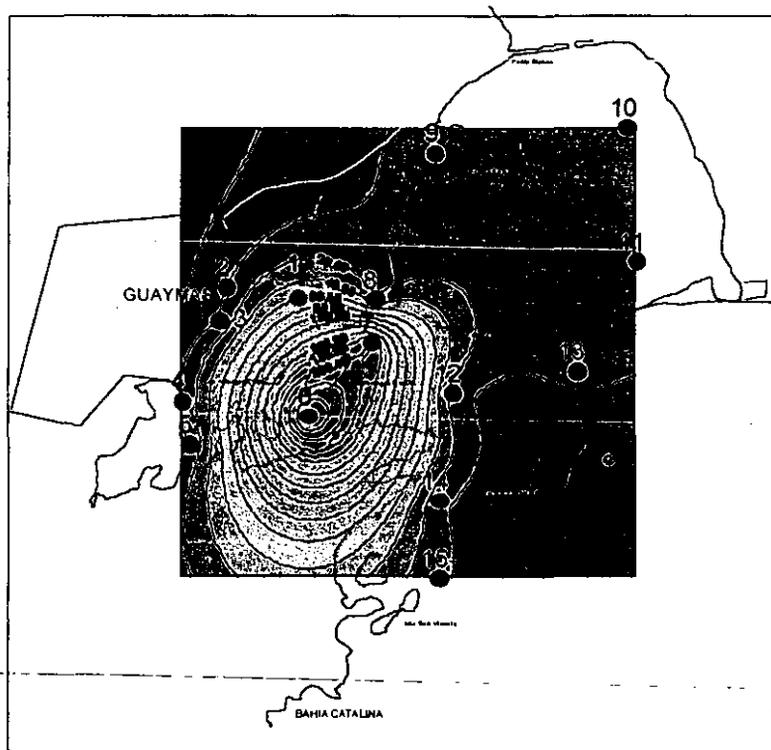


Fig. 87. Índice o Coeficiente de Contaminación de Satsmadjis (p), calculado a partir de los organismos bénticos. Bahía de Guaymas, Sonora, Octubre de 1987.

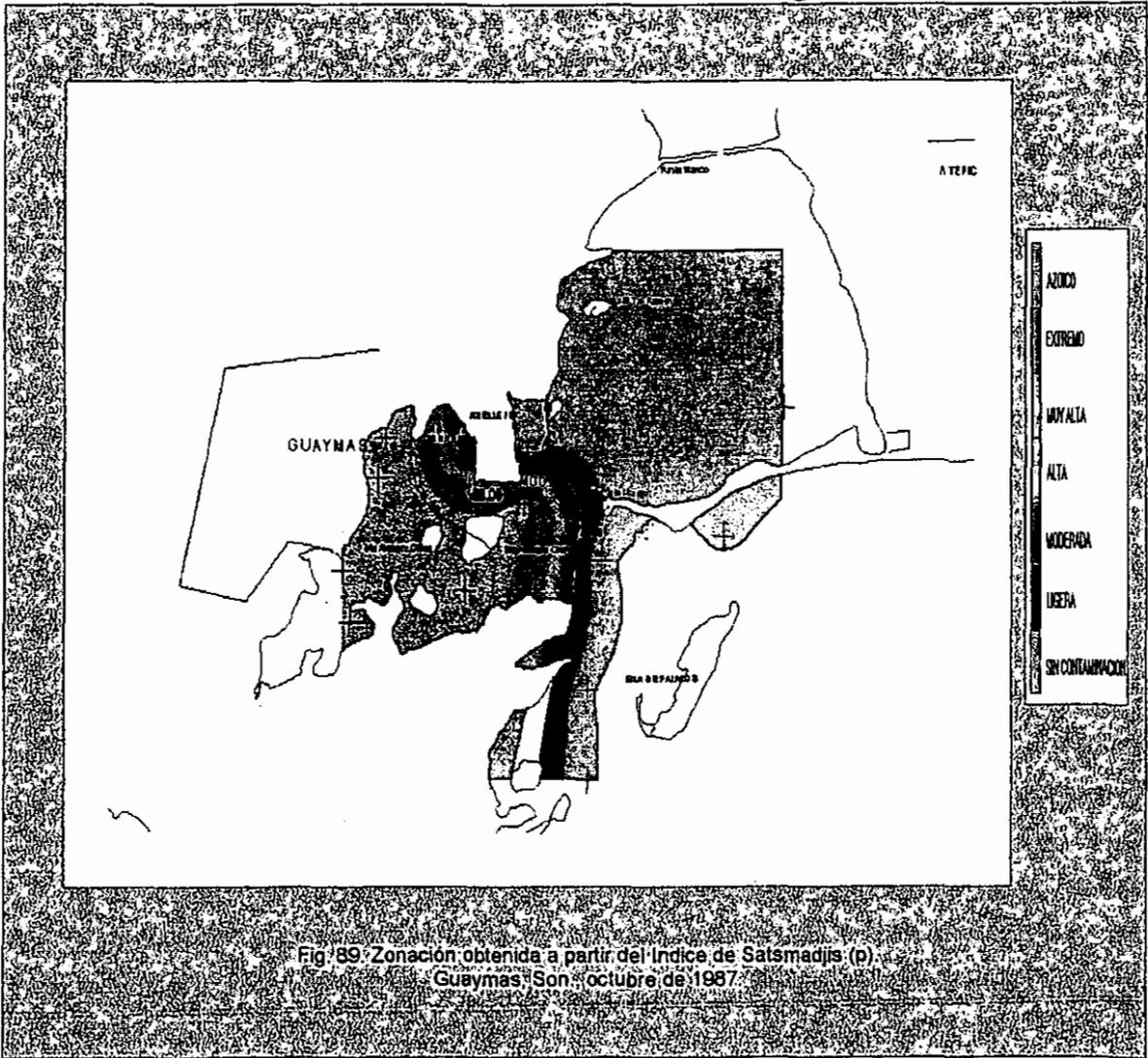
Tabla 37. Metodología para evaluar contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies benthicas (Satsmadis, 1982; 1985). Guaymas, Junio 1987.

JUNIO DE 1987										
Estación	Profundidad	% Arena	% Limo-Arcilla	S	i	g	ft	gf	p	Categoría
1	1.4	21	79	29.59	0	0				azoico
2	1.7	23	77	31.02	0	0				azoico
3	2	36	64	41.25	0	0				azoico
4	1.3	33	67	38.8	0	0				azoico
5	2.1	32	68	37.96	0	0				azoico
6	1.4	82	18	82.84	0	0				azoico
7	1.6	92	8	92.34	0	0				azoico
8	1.7	96	4	96.17	23	10	165.02	6.26	21.12	extrema
9	2	29	71	35.57	57	25	142.78	16.76	4.21	muy alta
10	2.5	72	28	73.44	48	33	190.57	12.02	5.74	muy alta
11	3	79	21	80.01	23	14	188.46	5.83	27.4	extrema
12	3.2	88	14	88.17	0	0				azoico
13	4	90	10	90.43	0	0				azoico
14	4.6	37	63	37.16	0	0				azoico
15	9	91	9	91.39	32	21	164.4	8.72	10.96	extrema

Tabla 38. Metodología para evaluar contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies benthicas (Satsmadis, 1982; 1985). Guaymas, Octubre 1987.

OCTUBRE DE 1987										
Estación	Profundidad	% Arena	% Limo-Arcilla	S	i	g	ft	gf	p	Categoría
1	1.5	80	20	80.95	13	12	187.84	3.28	57.13	extrema
2	1.8	24	76	31.8	0	0				azoico
3	2	40	60	44.62	0	0				azoico
4	1.6	38	62	42.82	0	0				azoico
5	2.2	35	65	40.42	0	0				azoico
6	1.4	91	9	91.39	6	5	174.52	1.58	267.6	extrema
7	1.7	97	3	97.12	6	6	162.97	1.84	202.07	extrema
8	1.9	96	2	96.08	20	17	160.6	5.52	20.9	muy alta
9	2.1	20	80	28.9	24	21	122.05	7.6	9.4	alta
10	6	99	1	99.04	21	19	153.43	5.94	16.7	alta
11	3.1	97	3	97.12	31	25	181.22	8.54	9.24	ligera
12	3.3	36	64	41.25	37	29	155.88	10.38	6.96	moderada
13	4.5	84	6	84.25	44	38	165.27	11.06	4.44	sin contaminar
14	5	28	72	34.79	36	34	137.32	10.8	4.62	sin contaminar
15	8.7	89	11	89.48	45	34	167.75	12.13	4.96	ligera

En octubre de 1987 la contaminación también fue extrema, pero los sitios azoicos fueron sólo cinco, comparados con los diez que se registraron en junio de 1987 (Fig. 89). En el segundo período la tendencia mejoró considerablemente, y señaló la influencia de una autodepuración coadyuvada por una dinámica hidrológica mucho mayor por la incidencia de vientos más intensos.



Finalmente, la asignación de calificación del grado de contaminación de acuerdo con el valor de p estimado se efectuó con base en los ámbitos contenidos en la Tabla 39, a continuación.

Tabla 39. Calificación del grado de contaminación a partir de riqueza y abundancia de especies bénticas (Satsmadjis, 1982; 1985).	
AMBITO	GRADO DE CONTAMINACION
Sin macrofauna	Azoico
$p=0.1-1.4$	Sin Contaminación
$p=1.5-2.0$	Contaminación Ligera
$p=2.1-3.0$	C. Moderada
$p=3.1-4.0$	C. Alta
$p=4.1-8.0$	C. Muy Alta
$p \geq 8.0$	C. Extrema

Mediante la aplicación de este índice, Satsmadjis (1982) estableció un gradiente de contaminación señalado por la presencia de especies tanto bénticas, como zoopláncticas indicadoras; dicho gradiente partió de las descargas más importantes en la Bahía de Eleusis ubicada en el Golfo de Saronikos, Grecia, y fue desapareciendo conforme se incrementó la distancia a la fuente de contaminación y se intensificó la circulación de las corrientes. Este patrón general observado en las comunidades de la Bahía de Eleusis es igual al que se presentó en las comunidades bénticas de la Bahía de Guaymas, Sonora.

VI.5.14. Consideraciones sobre la sucesión de comunidades.

Con estudios bénticos anteriores (Dushane y Poorman, 1967; Pérez-Rodríguez, 1974) fue posible reconstruir los rasgos predominantes de la estructura de la comunidad en el área de estudio, la cual ha sufrido modificaciones importantes. En esta sección se describirá el modelo teórico conceptual de las etapas que se han presentado en la Bahía de Guaymas a partir del enriquecimiento orgánico crónico y de las actividades continuas de dragado, propiciando una disminución gradual de la riqueza y de la abundancia, hasta la desaparición de los taxones más

sensibles y el incremento de aquellas especies que toleran el estrés por escasez de oxígeno y que son favorecidas por los elevados contenidos de material orgánico en virtud de ser consumidores de depósito, de tal manera que al ser oportunistas, aprovechan la ausencia de competidores y se establecen como dominantes en la comunidad.

Las especies oportunistas se adaptan bien a un ambiente fluctuante, la recuperación se presenta inicialmente en el compartimiento de vida corta, pues el de vida larga tarda mucho más tiempo en rehabilitarse. En medios que se encuentran en transición, comienza un cambio funcional como se ha observado en sitios que han sufrido un incremento en la concentración de materia orgánica disponible, el cual se ve reflejado en cambios taxonómicos posteriores (Cairns Jr y Niederlehner, 1993), como es el caso de la predominancia de solamente dos clases del Phylum Mollusca en los dos periodos muestreados en Guaymas.

Si la distribución de organismos bénticos no se ajusta a la log normal, se debe a la presencia de "estresores" o de un rigor ambiental que afecta a la comunidad y que ha traspuesto su umbral de tolerancia. La distribución log normal permite la selección de posibles indicadores de acuerdo a su presencia en intervalos de alta densidad (Gray, 1981).

Perturbaciones como el enriquecimiento o contaminación orgánica modifican la estructura y función de las comunidades, así como la dinámica global de los ecosistemas (Pérès *et al.*, 1980; Barret, 1981; Karr *et al.* 1984; 1986). Según Cairns Jr y Niederlehner (1993) aquellas comunidades que presentan una alta resiliencia pueden recuperar su estructura y función después de una perturbación.

En 1966 Dushane y Poorman (1967) registraron como especies de moluscos predominantes en la comunidad béntica de Guaymas a *Corbula (C.) speciosa*, *Cymatium gibbosum*, *Calliostoma leanum*, *Semele flavescens*, *Chione (Ch.) fluctifraga*, *Petricola paralela*, *Pholas chiloensis* y *Alvania monserratensis*. Además encontraron 46 especies raras, 15 de las cuales se conservaron en la misma categoría y las restantes se distribuyeron entre dominantes, constantes y estacionales.

En 1973 las especies de moluscos que predominaban en la comunidad béntica en Guaymas eran *Chione (Ch.) tumens*, *Ch. (Ch.) californicum*, *Ch. (Ch.) fluctifraga*, *Ch. (Ch.) gnidia*, *Cardita (C.) laticostata*, *Tagelus (T.) californianus*, *Tellina (A.) felix*, *Trachycardium (M.) panamense*, *Trigoniocardia (A.) biangulata*, *Nassarius* spp, *Cerithidea albodonosa*, *Calyptraea mamillaris*, *Cerithium stercusmuscarum*, *Crucibulum spinosum* y *Colisella acutapex*. Algunas de las especies menos abundantes eran *Crepidula onyx*, *C. incurva*, *C. rostrata*, *Eupleura muriciformis*, *Nerita funiculata*, *Dosinia ponderosa*, *Argopecten aequisulcatus* y *Protothaca (T.) grata*. También se encontraron varias familias de poliquetos, aunque en el informe no se mencionan cuáles, así como algas de los géneros *Lithophyllum*, *Gracilaria*, *Chaetomorpha* y *Spyridia* (Pérez-Rodríguez, 1974).

En 1987 las especies predominantes notablemente favorecidas por la contaminación orgánica fueron *Caecum californicum*, *Acteocina carinata*, *Alabina effusa*, *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*, *Dendropoma lituella* y *Turritella nodulosa*; *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *Chione (Chionopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccella) impar*, *Corbula (C.) marmorata*, *Tellina (Angulus) subtrigona* y *Corbula (C.)-nasuta*.

Por otra parte, Hall (1994) analizó aquellos procesos físicos y biológicos que ocasionan el desplazamiento de los sedimentos en las áreas intermareales y submareales y compila la información disponible respecto a las consecuencias que tiene la perturbación física del medio sobre las comunidades bénticas. Los agentes considerados incluyen oleaje, corrientes, perturbación, actividades pesqueras y dragado y las intensidades y escalas a las que actúan tales procesos. También analizó las interrelaciones entre los distintos procesos de perturbación. Perturbación la considera todo evento discreto en el tiempo que produce una disrupción en la estructura del ecosistema, las comunidades y/o las poblaciones de organismos vivos, así como cambios en los recursos, en la disponibilidad del sustrato o en el ambiente físico (Pickett y White, 1985 vide Hall, 1994). Hall (1994) adoptó el concepto de perturbación física para designar los procesos responsables del desplazamiento alteración o disrupción de los sedimentos. Otros agentes adicionales de perturbación incluyen: enriquecimiento orgánico, anoxia y los efectos de la deposición de desechos (Rast y Holland, 1988), todos ellos presentes en la Bahía de Guaymas. La intensidad de perturbación se definió como la fuerza física de un evento por unidad de área y por unidad de tiempo.

La severidad de una perturbación en los organismos, la comunidad y/o el ecosistema; en el nivel individual de organismo puede expresarse como el costo energético de construir una nueva madriguera o tubo, al nivel de población como la proporción de individuos que murieron debido a la perturbación, o al nivel de comunidad por un cambio en la diversidad de especies. Este patrón se observó en el área estudiada, ya que la estructura de la comunidad varió de un período a otro, presentando un incremento de la diversidad, riqueza y abundancia después de la depuración de la calidad del agua y los sedimentos por efecto de las corrientes.

Respecto a la perturbación debida al oleaje y a las corrientes se infirió un transporte sedimentario. El oleaje es el factor de más peso como agente de perturbación de los sedimentos de la plataforma continental, sobre todo durante los eventos de tormentas. Las corrientes de marea también son de gran importancia, al igual que los vientos. El tipo de sedimento es fundamental para definir la hidrodinámica presente y los agentes principales de perturbación. Los dragados que se llevan a cabo para la creación y mantenimiento de canales, áreas de navegación, cuencas de viraje, atracaderos, marinas, colocación de oleoductos y obtención de materiales de relleno para la construcción, alteran los ambientes naturales y afectan a la flora y fauna marina silvestre. Sin duda, son los que causan los impactos más adversos conocidos tanto en lagunas como esteros y otros ecosistemas, por ejemplo, llegan a modificar la configuración local de la línea de costa, alteran el patrón de corrientes marinas, las

cargas sedimentológicas, la calidad del agua, turbidez, rutas migratorias de algunas especies, así como la muerte de organismos (Díaz López, 1993).

Autores como Van Dolah (1984) han demostrado que las actividades de dragado ocasionan grandes cambios en la composición de especies y un decremento en la abundancia de la macrofauna. Esta actividad se ha desarrollado continuamente en la Bahía de Guaymas, provocando alteraciones importantes en la comunidad béntica, sin embargo, también ha contribuido a la recuperación, merced a la remoción de contaminantes y de basura que amplía el hábitat, propiciando el establecimiento de más nichos y mayor diversidad de especies.

En los estudios malacológicos anteriores a éste se encontraron numerosos ejemplares de moluscos de diversas clases y muchas especies, algunas de gran talla, señalando condiciones relativamente normales. Debido a que Dushanę y Poorman (1967) y Pérez-Rodríguez (1974) desarrollaron trabajos específicos de moluscos, no es factible establecer la presencia de otros grupos de invertebrados bénticos, sin embargo, la abundancia ha variado y en 1987 se registran menos clases, y las especies dominantes fueron distintas (Figs. 90 y 91).

La sucesión de especies en sitios contaminados incluye especies colonizadoras, que predominan inmediatamente después de una perturbación, como es el caso de *Nucula* spp. En etapas intermedias se presentan altos números de especies como *Acteocina canaliculata* o *Mysella* spp. Las comunidades características de ambientes fluctuantes o sometidas a condiciones de contaminación crónica incluyen especies tolerantes con alto potencial reproductivo, el cual les confiere su carácter de resilientes (Boesch y Rosenberg, 1981).

Pearson y Rosenberg (1978) establecen que *Corbula* es un género característico de condiciones de enriquecimiento orgánico encontrado en siete estudios efectuados en el Noroeste de Europa (Mar del Norte, Báltico, Adriático, Costas de Suecia y Escocia) y dos en el Mar Mediterráneo. Asimismo, otros géneros indicativos de etapas sucesionales intermedias son *Parvilucina*, *Nucula* y *Mysella*; presentes en Guaymas también.

De acuerdo a Pearson y Rosenberg (1978) conforme se incrementa el estrés ambiental va generándose una mayor variabilidad taxonómica respecto a la encontrada previamente a la perturbación, inicialmente se registra la adaptación al nivel de organismos, enseguida se sucede un reemplazamiento por las especies mejor adaptadas, después se modifican las especies dominantes, si la perturbación es muy intensa hay un reemplazo de géneros, que puede llegar al nivel de familias, órdenes e incluso phylas, como es el caso de la Bahía de Guaymas, que de 1974 a 1987 sufrió un cambio drástico en la estructura comunitaria debido a la influencia de las descargas derivadas de la industria del procesamiento y enlatado de pescados, mariscos y harina de pescado.

Las especies de poliquetos que prosperaron antes de la época de muestreo en la Bahía de Guaymas, fueron *Spiochaetopterus monroi*, *Phyllochaetopterus*

limicolus y *P. Prolifica* de la Familia Chaetopteridae (Fig. 90), así como ejemplares pertenecientes a la Familia Onuphidae (Fig. 90), que no fue posible identificar. La presencia de éstos se evidenció debido a los numerosos tubos vacíos que fueron encontrados, algunos quitinosos, otros con bases de tipo sedimentario y finalmente de basamento biogénico, formados de gránulos de sedimentos y de conchas de moluscos.

Algunos organismos bénticos como los poliquetos tubícolas, son capaces de hacer circular el agua entre los sedimentos y de elevar la cantidad de oxígeno disponible para la comunidad béntica mediante aireación (Hargrave, 1969). Por ejemplo los capitélidos carecen de sistema circulatorio, por lo que pueden aprovechar incluso muy pequeñas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua intersticial de los sedimentos, para su subsistencia. En los moluscos, los movimientos del manto les permiten generar corrientes para captar el oxígeno disuelto por medio de sus branquias (Meglitsch, 1967).

Maurer y Leathem (1981) analizaron la clasificación de Fauchald y Jumars, aplicada a 408 muestras cuantitativas correspondientes a 42 estaciones de Georges Bank, Nueva Inglaterra, E. U. A., un área poco impactada. Las principales categorías alimentarias de los poliquetos resultaron ser: herbívoros, mótils, mandibulados; filtradores y consumidores de depósito superficial; tentaculados sésiles o discretamente mótils; amadriguadores, sésiles, no mandibulados; consumidores de depósito superficial, mótils, no mandibulados; carnívoros, mótils, mandibulados y filtro consumidores, discretamente mótils, no mandibulados.

Las variables directamente relacionadas con las formas de alimentación de los poliquetos son la profundidad, la concentración de oxígeno disuelto (Raps, 1970) y el diámetro de las partículas sedimentarias. Se registran interrelaciones en textura sedimentaria, nutrición en sedimentos (carbono, nitrógeno, biomasa bacteriana y microbiana). Con la profundidad se incrementan las especies pertenecientes a las categorías de amadriguadores, mótils, no mandibulados; consumidores de depósito superficial, discretamente mótils, tentaculados y filtro consumidores, discretamente mótils, no mandibulados. Mientras que con el incremento del contenido de carbono, de la biomasa microbiana y del nitrógeno se incrementa el número de especies de amadriguadores, mótils, no mandibulados; amadriguadores, sésiles, no mandibulados y filtro consumidores, discretamente mótils, no mandibulados, respectivamente (Maurer y Leathem, 1981).

Levin (1984) desarrolló un estudio de las comunidades bénticas de poliquetos del área de Kendall-Frost en Mission Bay, California. Investigó los efectos de historias de vida distintas en las dinámicas de dispersión, reclutamiento y mantenimiento de la población. Las especies dominantes fueron *Pseudopolydora paucibranchiata*, *Fabricia limnicola* y *Streblospio benedicti*.

Solamente se encontraron cinco ejemplares de poliquetos (Annelida-Polychaeta) de la Familia Onuphidae y una cantidad notable de tubos vacíos de las especies *Spiochaetopterus monroi*, *Phyllochaetopterus limicolus* y *P. Prolifica* de la Familia

Chaetopteridae. Para explicar el éxito adaptativo evidenciado en Guaymas en un período anterior a los muestreos de 1987, indicado por la acumulación de una cantidad notable de tubos vacíos y la ausencia de poliquetos en el período muestreado en 1986-1987. A continuación se presentan algunas generalidades sobre las familias de poliquetos que abundaron en el área de estudio antes de que se registraran las condiciones extremas de perturbación derivadas del enriquecimiento orgánico crónico y de las actividades de dragado.

VI.5.14.1. Familia Chaetopteridae.

Los Chaetoptéridos son poliquetos tubícolas comunes en sedimentos de áreas someras; los miembros de los géneros *Phyllochaetopterus* y *Spiochaetopterus* también se encuentran en muestras batiales y abisales. La morfología muy característica de la especie *Chaetopterus variopedatus* de amplia distribución, condujo a un interés temprano por su estructura y su historia de vida, como lo resume Joyeux-Laffuie (1890). Los contenidos estomacales de estas especies incluyen exoesqueletos planctónicos, algas unicelulares, protozoarios, pequeños metazoarios y detritus (Hunt, 1925; Hempelmann, 1931), indicando una derivación pelágica del alimento. El mecanismo alimentario ha sido analizado varias veces (Tabla 41). Las tiras de moco secretadas desde el parapodio aliforme, movidas por cilios, fueron consideradas como las responsables de la captura del alimento por Blegvad (1932). Las partículas de alimento fueron transportadas hacia adelante en la parte dorsal desde la cúpula, denominado el órgano accesorio de alimentación, hasta la boca a lo largo de una estructura ciliada. La boca es desplazada al extremo dorsal en los adultos de ésta especie. Un método similar a partir del empleo de líneas de moco y cilios se describió para *Mesochaetopterus* sp por MacGinitie y MacGinitie (1968).

MacGinitie y MacGinitie (1968) describieron la producción de una red continua de moco desde los bordes del parapodio aliforme en *Chaetopterus variopedatus*. La red estaba suspendida desde el borde de estos parapodios hasta la cúpula, la cual está ubicada en el centro del extremo dorsal. En la cúpula, la red puede ser enrollada, incorporándose a la partícula alimenticia y ser transportada hasta la boca, mediante una estructura ciliada. Es necesario el establecimiento de una corriente de agua para la expansión de los tres notopodios en forma de abanico que se ubican inmediatamente atrás de la cúpula. Las observaciones de MacGinitie, han sido repetidas exitosamente por otros investigadores, incluyendo a Fauchald y Jumars (1979). El método puede ser considerado como la norma para estas especies. Bajo algunas condiciones, especialmente a altas cargas de partículas, se producen en los parapodios aliformes, hileras de moco en lugar de redes completas (Wells y Dales, 1951).

Anon (1953) encontró que las larvas pelágicas metatrocóforas de *C. variopedatus* producían moco desde la región pigidial, que derivaba a su alrededor en el agua, en forma de tiras. Periódicamente éstas tiras se enrollaban, englobando las partículas alimenticias, y siendo transportadas a la boca, en este caso, en la parte ventral del animal. La alimentación mediante estructuras mucosas se considera como la única

modalidad de alimentación en esta especie, tanto en larvas como en adultos. *C. variopedatus* es permanentemente tubícola desde que se establece en los sedimentos. El tubo tiene forma de U estrechada hacia ambos extremos. Conforme el animal crece, el tubo le va quedando pequeño. El animal utiliza las espinas largas del cuarto setígero para hacer un corte y abrir el viejo tubo; entonces adiciona nuevo material, alargando y ampliando el tubo donde se requiera. Cuando el animal vive en fondos suaves dejará pedazos visibles del viejo tubo entre los dos extremos de la U.

La familia Chaetopteridae es bastante conocida en términos de su alimentación, gracias a los dos excelentes estudios de Barnes (1964a, 1964b *vide* Fauchald y Jumars, 1979), además de los estudios ya mencionados para *C. variopedatus*. Barnes demostró que las redes filtrantes producidas por *C. variopedatus* son similares a las que utilizan otras especies de Chaetoptéridos que él estudió. En algunos casos se forma una sólo red; en otros, se forman varias redes en segmentos sucesivos. En estos organismos, las corrientes se forman a partir de los cilios notopodiales, en lugar de movimiento muscular. Hay canales abiertos a la izquierda, entre el notopodio y la pared del tubo, que corresponden a series de redes filtrantes útiles. Otros Chaetoptéridos que no pertenecen al género *Chaetopterus* han desarrollado muy bien algunos palpos espioniformes. Los cuales están implicados en la captura de alimentos (MacGinitie y MacGinitie, 1968). Barnes demostró que los palpos son utilizados como auxiliares en la defecación y sólo muy rara vez para alimentarse. Bajo condiciones de baja densidad de partículas, *Spiochaetopterus* sp buscará en la superficie de los sedimentos su alimento con los palpos (Fauchald y Jumars, 1979). La alimentación de depósito superficial parece ser importante para las especies que viven en regiones batiales y abisales, tales como *Spiochaetopterus costarum* y *Phyllochaetopterus limnicolus* en el Océano Pacífico.

Fig. 90: En este modelo diagramático se encuentran representadas algunas especies de la fauna béntica de la Bahía de Guaymas durante 1987, las cuales tienen características que les permiten ser tolerantes e incluso indicadores de contaminación por enriquecimiento orgánico. Ejemplares de poliquetos tubícolas de las familias Chaetopteridae (a) y Onuphidae (b), *Dendropoma lituella* (c), *Nuculana (Saccella) impar* (d), *Argopecten aequisulcatus* (e), *Anomia peruviana* (f), *Nucula (Nucula) declivis* (g), *Lucina* spp (h), *Corbula (Caryocorbula) spp* (i), *Chione* spp (j), *Turbonilla (Strioturbonilla) styliina* (k), *Turritella nodulosa* (l), *Caecum californicum* (m), *Odostomia (Chrysalida) spp* (n) y *Odostomia* spp (o), *Alabina effusa* (p), *Crepidula* spp (q) y *Acteocina carinata* (r).

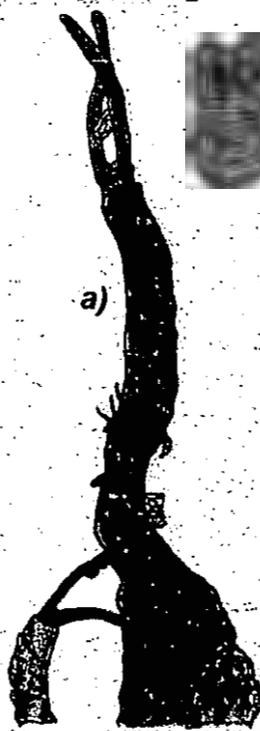
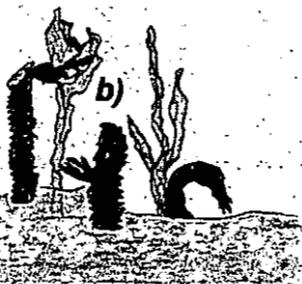
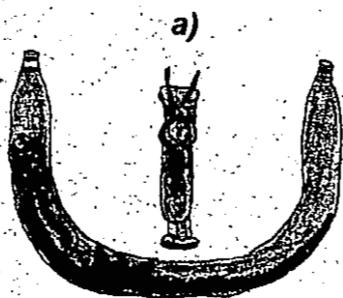
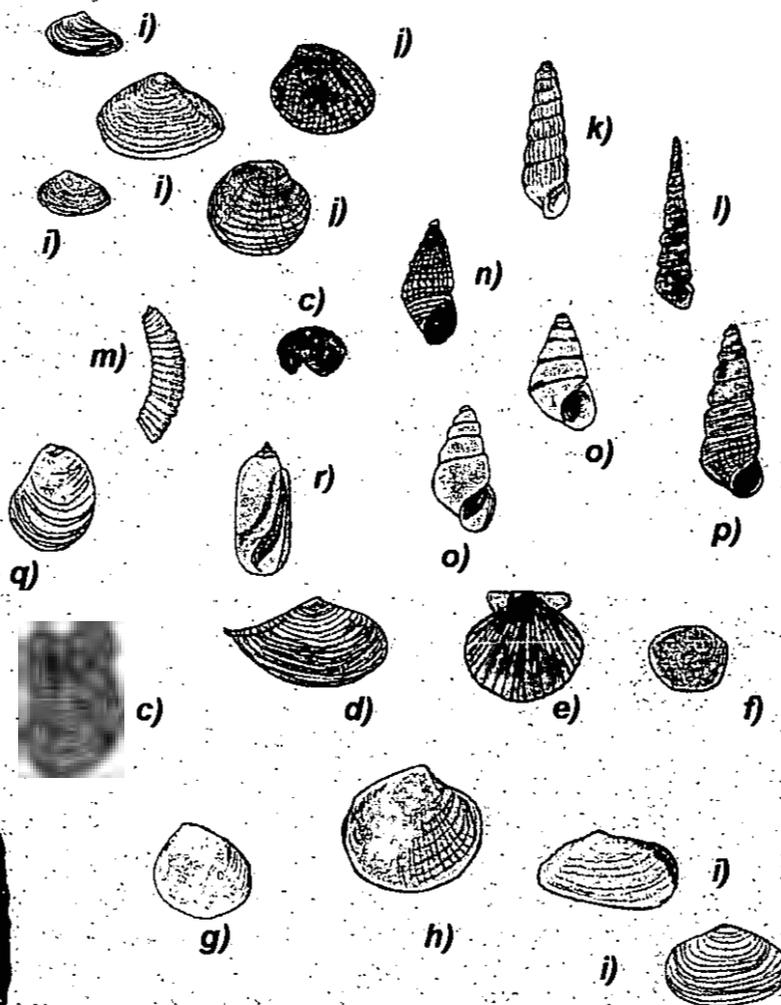


Tabla 40. Referencias disponibles acerca de las modalidades de alimentación de los Chaetoptéridos: número aproximado de especies conocidas, 41 (Fauchald y Jumars, 1979).

ESPECIE	ESTUDIOS EFECTUADOS
<i>Chaetopterus varopedatus</i>	Joyeux-Laflotte, 1890; 1909; Hunt, 1925; Hempelmann, 1931; Wells y Dales, 1951; MacGinitie y MacGinitie, 1968
<i>Mesochaetopterus prolifica</i>	MacGinitie y MacGinitie, 1968
" <i>sagitaria</i>	Barnes, 1964b <i>vide</i> Fauchald y Jumars, 1979
" <i>taylori</i>	Barnes, 1964b <i>vide</i> Fauchald y Jumars, 1979
<i>Mesochaetopterus</i> sp	MacGinitie y MacGinitie, 1968
<i>Phyllochaetopterus socialis</i>	Barnes, 1964b <i>vide</i> Fauchald y Jumars, 1979
<i>Spirochaetopterus costarum</i>	Barnes, 1964b <i>vide</i> Fauchald y Jumars, 1979
" <i>oculatus</i>	Barnes, 1964a <i>vide</i> Fauchald y Jumars, 1979
" <i>tipicus</i>	
<i>Chaetopteridae</i> en general	Day, 1967 <i>vide</i> Fauchald y Jumars, 1979

Los poliquetos de la Subclase Sedentaria efectúan sus actividades lenta y casi imperceptiblemente. Los gusanos de la Familia Chaetopteridae viven en tubos apergamizados y han sido estudiados colocándolos en madrigueras de vidrio tipo Tygon (Wells y Dales, 1951). Son excavadores, se encuentran enterrados en los sedimentos marinos y solamente los extremos de su tubo sobresalen como si fueran pequeñas "chimeneas". El anélido se encuentra reclinado en su tubo y depende de la provisión de partículas orgánicas suspendidas y de la producción de corrientes en la columna de agua, cerca del fondo, para obtener el alimento. Sus segmentos parapodiales 14, 15 y 16 tienen forma de abanico para generar pequeñas corrientes y poder filtrar las partículas. El segmento 12 tiene un par de notopodios en forma de alas, que sostienen una bolsa de mucus que produce el gusano; la bolsa actúa como una malla o tamiz, las pequeñas partículas quedan retenidas en ella, periódicamente el notopodio del 12^{vo} segmento, libera la abertura de la bolsa, entonces ésta se enrolla en la cúpula anterior a los abanicos y se transfiere a la boca por medio de un canal ciliado mesodorsal. Todos los notopodios de la sección media del organismo se han modificado y adaptado para elaborar la bolsa, mantener la corriente de agua

y manipular la bolsa de partículas alimenticias después de la recolección. Los cilios pueden generar circulación del agua, conduciendo el oxígeno disuelto a través de las superficies respiratorias. El integumento de todos los poliquetos posibilita el intercambio respiratorio.

Los tubos de los poliquetos en forma de "U" propician la creación de una diferencia de presión en ambas aberturas, resultando en un flujo pasivo de agua a través del tubo. Si hay turbulencia en la columna de agua, se genera una ventilación resultante del flujo laminar de agua. De acuerdo al principio de Bernoulli, la presión lateral ejercida por una corriente en un fluido decrece conforme la velocidad de dicha corriente se incrementa. Si el poliqueto abre o cierra una de las partes extremas de su tubo puede acelerar la corriente y viceversa (Meglitsch, 1967).

Los miembros de esta familia son tubícolas permanentes, su tubo en forma de "U" y su morfología poco usual, refleja una distinguible modificación para sus formas de vida y patrones de alimentación. En general el cuerpo es cóncavo dorsalmente y convexo ventralmente. Los sexos son separados, los huevos y larvas se encuentran en los tubos, las larvas son pelágicas con una vida planctónica que lleva varios meses. Son depredadoras y se alimentan de otras larvas. Algunas especies se reproducen por autotomía y regeneración posterior, además de la reproducción sexual. Se distribuyen ampliamente en fondos lodosos y arenosos, desde intermarea, hasta grandes profundidades y desde el Artico al Antártico. Algunas especies son cosmopolitas. La familia agrupa 4 géneros y alrededor de 45 especies (Pettibone, 1982); en el Pacífico de México se han registrado todos los géneros y 9 de las especies (Hernández-Alcántara, 1992).

Aunque en el amplio y detallado estudio de las especies de poliquetos del Golfo de California de Hernández-Alcántara, no se registró sino un sólo ejemplar de ésta familia, el cual no pudo ser identificado por mostrar gran deterioro, algunos autores, como Amaral y Nonato (1981) han encontrado densidades de hasta 5,000 org/m² de la especie *Phyllochaetopterus socialis* en sitios impactados de las costas del Brasil.

VI.5.14.2. Familia Onuphidae.

Los onúfidos son poliquetos euniceanos encontrados tanto en sustratos blandos, como rocosos, sobre todo en aguas someras. Sus tubos son fijos, no obstante, registran cierta movilidad mediante prolongados estiramientos de sus cuerpos. Algunas especies son capaces de abandonar sus tubos viejos para construir otros nuevos (Fauchald y Jumars, 1979).

De acuerdo a Schäfer (1972) y Hartman (1971) los onúfidos son carnívoros excavadores, se sustentan a partir de foraminíferos, algas, esponjas, briozoarios, macroalgas y fragmentos de algas. También consumen los sedimentos para extraer detritus.

Algunas especies son omnívoras, dada su capacidad de especialización, ya que son susceptibles de cambiar sus preferencias alimenticias en función de la cantidad de

alimento disponible en el ambiente; pueden considerarse como oportunistas. Si por el contrario, el alimento escasea, se vuelven omnívoros móviles y migran en busca de alimento. Se conocen 190 especies integrantes de esta familia de anélidos poliquetos (Fauchald y Jumars, 1979).

VI.5.15. Modelo sucesional de la comunidad béntica en Guaymas.

En el modelo desarrollado en este estudio, se consideraron cinco etapas en la sucesión béntica por procesos de enriquecimiento orgánico o descargas municipales e industriales. Dichas etapas correspondieron en la Bahía de Guaymas a: 1) normal (1967), 2) transitoria (1974), 3) propia de una zona contaminada o perturbada (1975-1986), 4) de una zona muy contaminada o muy perturbada (1987) y 5) en vías de recuperación (1998), ya que la comunidad es resiliente. Predominaron diferentes grupos, especies, estadios y proporciones, en cada una de ellas definiendo la temporalidad y eventos asociados a dichos cambios en la comunidad. Las primeras cuatro etapas se ajustan a un modelo propuesto por Pearson (1981). La conceptualización del modelo de cinco etapas que aquí se presenta, se basó en el estrés o perturbación ocasionada por el enriquecimiento orgánico crónico y los dragados periódicos, sin embargo, a diferencia del diseño de Pearson, en la Bahía de Guaymas se presentaron pulsos de recuperación (entre junio y octubre de 1987; y de 1987 a 1997-98), que pusieron de manifiesto una resiliencia considerable de la comunidad béntica en esta localidad respecto al tiempo, elevada elasticidad, escasa maleabilidad, regular amplitud y una histéresis relativamente alta.

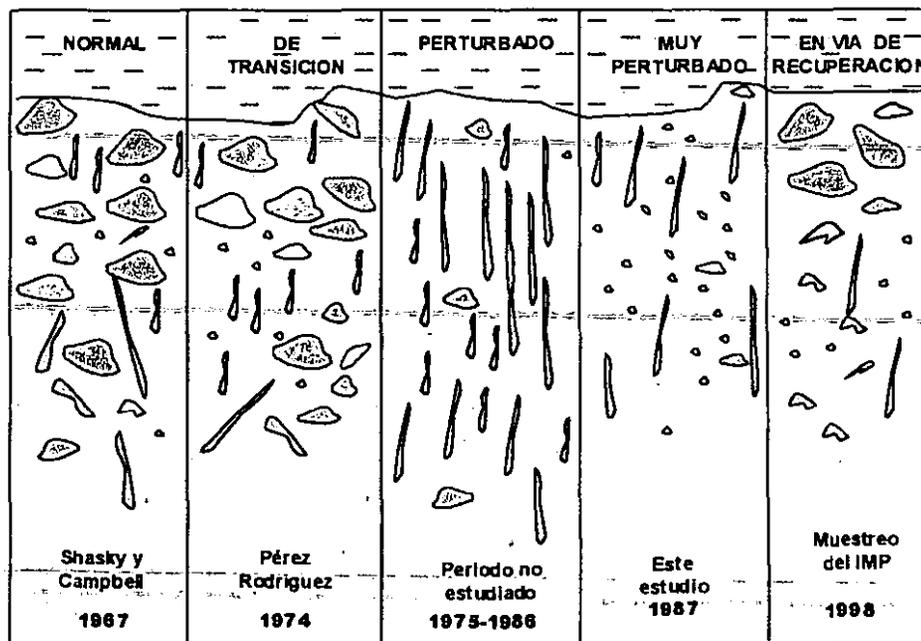


Fig. 91. Modelo diagramático de la sucesión inducida entre 1967 y 1998 en la Bahía de Guaymas, Sonora.

La sucesión es ordenada y predecible cuando el estrés que sufre la comunidad béntica es constante y unidireccional. La dominancia de cualquier comunidad "terminal" tipo depende de la presencia o ausencia de ciertas especies durante estadios críticos de ésta (Pearson, 1981).

Westman (1978 En: Boesch y Rosenberg, 1981) sugiere que la resiliencia posee cuatro componentes: 1) Elasticidad o rapidez de restauración, 2) Amplitud o zona en la cual el sistema retornará al estado persistente, 3) Histéresis o grado al cual el patrón de restauración es el inverso del de degradación y 4) Maleabilidad o grado al cual el estado persistente establecido después de la perturbación difiere del estado original.

Los cambios que registra una comunidad como respuesta al estrés, pueden considerarse como un "continuum", interrumpido por pasos que se presentan en puntos donde el nivel de adaptabilidad excede la capacidad de cada nivel de organización. Por ejemplo, junto con otras especies, el gasterópodo **Acteocina canaliculata** era una especie dominante en la Bahía de Chesapeake (E. U. A.) durante los 60's, al variar la salinidad después de una sequía persistente en los 70's, ésta fue sustituida por **Macoma baltica** resistente a una mayor salinidad (Boesch y Rosenberg, 1981). El género **Acteocina** predominó en 1987 en Guaymas.

En la figura 91 se presenta el modelo que resume la evolución que han sufrido las comunidades bénticas de la Bahía de Guaymas desde 1966-1967, fecha en que se efectuó el estudio malacológico de Dushane y Poorman (1967), hasta 1997-1998 período reciente en el cual, el Instituto Mexicano del Petróleo realizó tres muestreos relacionados con los efectos de las actividades de dragado en las inmediaciones de la Terminal Marítima de Pemex (IMP, 1997a; 1997b; 1998), considerando los trabajos de Pérez-Rodríguez (1974), de Ochoa-Machetto (1986) y de la Secretaría de Marina (1973; 1990; 1991), además de los resultados de este estudio.

Por efecto de la depositación de las descargas de un dragado, la comunidad béntica de la Sonda de Long Island (E. U. A.) tardó más de un año en alcanzar la misma riqueza de especies que había antes de dicha perturbación. En otros sitios el tiempo de recuperación ha sido mayor aún, como frente a Nueva Inglaterra, donde a los 26 meses de una perturbación, apenas se había recuperado un tercio de la riqueza inicial. Las especies dominantes naturales difieren de las oportunistas porque tienen períodos de vida más largos, se encuentran en equilibrio relativo y requieren mayores plazos para el restablecimiento de sus poblaciones (Mc Call, 1977 En: Boesch y Rosenberg, 1981).

La recuperación podrá ser más rápida en aquellas poblaciones que presentan estrategias para dispersarse y colonizar rápidamente sustratos nuevos o perturbados. La maduración rápida es una de las estrategias de las especies oportunistas (Dean y Haskin, 1964; Boesch y Rosenberg, 1981).

Según información local, la contaminación orgánica se inició en Guaymas en los 40's, cuando comenzó a desarrollarse la producción y el procesamiento industrial de

sardina, de atún en lata y de harina de pescado. Por otra parte, se colectaron entre el material biogénico, residuos de huesos de pescado, escamas y fragmentos de grasa compactada, señalando el impacto en los sedimentos que han producido las actividades pesqueras en la región.

Paralelamente, a fin de facilitar la navegación en el interior de la bahía y de dar mantenimiento a los muelles, se han realizado actividades periódicas de dragado, evidenciadas por la notable cantidad de fragmentos de algas coralináceas en los sedimentos.

VIII. CONCLUSIONES

1. Se detectó deterioro en la zona de estudio, principalmente en la región de mayor exposición a la contaminación, que ha recibido la mayor carga de desechos procedentes de los efluentes de las harineras de pescado y de las descargas municipales, además de afectaciones por la práctica de actividades de dragado. Con base en esto y apoyado no sólo por el índice de Calidad del Agua (ICA) y los bioindicadores bénticos, sino también por herramientas estadísticas, se identificaron tres zonas de diferente grado de impacto.
2. En general se estableció un gradiente de impacto desde las fuentes de contaminación hacia mar afuera y un decremento en la abundancia, con una tendencia a mejorar temporalmente por la intromisión de las corrientes costeras de verano, las cuales ejercieron su influencia propiciando un "lavado" o disminución de contaminantes de efecto autodepurador.
3. Los sedimentos de Guaymas, tanto en junio, como en octubre de 1987 estuvieron: a) saturados de fragmentos de algas coralináceas (*Lithophyllum* spp), b) sin la presencia del estadio adulto de especies de macromoluscos, c) con la predominancia sólo de especies de moluscos y únicamente de dos clases, d) alta abundancia de restos de moluscos, crustáceos y poliquetos y e) gran cantidad de escamas y huesos de pescado que indicaron gran perturbación por el desarrollo de actividades de dragado, la influencia de eventos meteorológicos y una situación crónica de enriquecimiento o contaminación orgánica por las actividades de la industria pesquera y urbanas.
4. El modelo estadístico de abundancia y frecuencia de especies, que definió mejor el grado de deterioro en Guaymas fue el de la "estaca fragmentada". La tendencia a la dominancia de algunas especies manifiesta en este tipo de distribución, denotó un desequilibrio en la comunidad; dicha dominancia obedeció a la aptitud de algunas especies, fundamentalmente las consumidoras de depósito, para adaptarse y prosperar en condiciones de perturbación, como la contaminación o enriquecimiento orgánico y las actividades de dragado, como *Caecum californicum*, *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *C. (C.) nasuta* y *C. (C.) marmorata*.
5. Fue posible apreciar a grandes rasgos, que la zonación de las comunidades coincidió con la zonación de los parámetros fisicoquímicos: la bahía propiamente dicha (Zona I), fue la más contaminada por descargas, con velocidad de la corriente promedio de 0.33 cm/s, ICA de 0.047 a 0.682, fineza promedio de los sedimentos de 12.5, a la vez registraron riquezas, abundancias y diversidades bajas y condiciones azoicas. El área de la laguna (Zona II) fue de una contaminación intermedia por menos descargas, con velocidad de la corriente promedio de 1.35 cm/s, ICA de 0.57 a 0.68, fineza promedio de los sedimentos de 12.47, con riquezas, abundancias y

diversidades intermedias. El área más oceánica (Zona III) fue ligeramente contaminada por las descargas, con velocidad de la corriente promedio de 3.33 cm/s, ICA de 0.57 a 0.74, fineza promedio de los sedimentos de 7.98, así como riquezas, abundancias y diversidades relativamente mayores. La diferenciación de ambientes estuvo señalada por las características del hábitat y por la variación-estacional; sin embargo, la distribución de las distintas especies por separado, no manifestó tendencias notables.

6. El comportamiento y valores de todos los estimadores de diversidad de especies, fueron variables estacionalmente, en el período de junio de 1987, resultaron bajos, con escasa fauna y la ausencia de ésta en la mayoría de los sitios de muestreo. Hacia octubre, todos los valores se elevaron en función del incremento de la densidad, riqueza y frecuencia de aparición por estación de muestreo. La tendencia de la diversidad para las clases de moluscos por separado fue similar. La Diversidad de Shannon y Wiener comparada con los otros índices de diversidad resultó más sensible a las especies raras y ocasionales, con un mayor intervalo de variación que el de Simpson.
7. Aunque los estimadores de Uniformidad, Equitatividad o Equitabilidad mostraron a grandes rasgos tendencias similares, los cálculos a partir del Índice de Shannon y Wiener también resultaron más sensibles a las especies raras y ocasionales, con mayor intervalo de variación que los de Simpson.
8. En la Bahía de Guaymas, las especies indicadoras de contaminación orgánica resultaron ser, de la Clase Gastropoda: *Caecum californicum*, *Alabina effusa* y *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*; y de la Clase Bivalvia Pelecypoda: *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *Chione (Chionopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccella) impar*, *Tellina (Angulus) subtrigona* y *Corbula (C.) nasuta*. Las especies tolerantes al enriquecimiento orgánico fueron en junio de 1987: *Cardita (Cardites) laticostata* y en octubre: *Corbula (Caryocorbula) marmorata*, *Acteocina carinata*, *Dendropoma lituella*, *Odostomia (Chrysallida) astricta*, *O. (Ch.) virginalis*, *O. (Ch.) oregonensis*, *Patelloida semirubida* y *Seila assimilata*. Muchos de dichos géneros se han registrado en otros países como indicadores o tolerantes a las condiciones de enriquecimiento orgánico; entre ellos se encuentran *Corbula*, *Acteocina*, *Nuculana*, *Odostomia (Chrysallida)* y *Tellina*.
9. Con base en los resultados abióticos-bióticos, integrados a partir de los Análisis de Componentes Principales, en la Bahía de Guaymas, los aspectos que determinaron la composición de la comunidad macrobéntica fueron: la composición de los sedimentos, la dinámica de oleaje, corrientes y transporte sedimentario, el contenido de materia orgánica, el grado de oxigenación, principalmente.
10. La Bahía de Guaymas se encuentra en transición, con indicios de un cambio funcional como se ha observado en otros sitios que han experimentado un incremento en la concentración de materia orgánica disponible, el cual se ve

reflejado en cambios taxonómicos posteriores, como fue el caso de la predominancia de solamente dos clases del Phylum Mollusca en los dos periodos muestreados.

11. La calificación del Índice de Contaminación (p) del mes de junio de 1987 señaló la predominancia de condiciones de "contaminación" con calificaciones de azoico (sin vida macrofaunal), contaminación muy alta y contaminación extrema. En octubre, cuando inciden huracanes y tormentas en el litoral del Océano Pacífico, se registró una depuración, con una vasta área "sin contaminación", menos sitios azoicos y un gradiente negativo de contaminación en sentido costa-mar afuera, mostrando categorías de impacto de mayor a menor. Este índice mostró su utilidad para calificar contaminación o impacto con base en riqueza y abundancia de especies bénticas, tomando en cuenta la granulometría y otras variables abióticas.
12. Sólo se encontraron cinco ejemplares de poliquetos de la Familia Onuphidae en octubre de 1987 y notables cantidades de tubos vacíos de *Spiochaetopterus* spp, en junio y octubre, de 1987, denotando una variación sucesional inducida. Con relación a los cinco ejemplares de Onufidos, se sabe que algunas especies son omnívoras, dada su capacidad de especialización, ya que son susceptibles de cambiar sus preferencias alimenticias en función de la cantidad de alimento disponible en el ambiente; pueden considerarse como oportunistas. Si por el contrario, el alimento escasea, se vuelven omnívoros móviles y migran en busca de alimento.
13. El modelo que resume la evolución que han sufrido las comunidades bénticas de la Bahía de Guaymas desde 1966-1967 hasta 1997-1998, basado en Pearson (1981), la cual considera las etapas a) normal, b) transitoria, c) contaminada y d) muy contaminada y tomando en cuenta también el estrés o perturbación ocasionada por el enriquecimiento orgánico crónico y los dragados periódicos, aunque se presentan pulsos de recuperación, que ponen de manifiesto una resiliencia considerable de la comunidad béntica respecto al tiempo, elevada elasticidad, escasa maleabilidad, regular amplitud y una histéresis relativamente alta.
14. Con este estudio se confirmó la utilidad de las comunidades bénticas, como herramienta complementaria, fundamental para el establecimiento de condiciones de calidad ambiental en ecosistemas marinos costeros.

VIII. LITERATURA CITADA.

- ABBOTT, R. T. 1974. *A guide to field identification seashells of North America*. Golden Press. 280 pp.
- AMARAL, A. C. Z. y E. F. NONATO. 1981. *Anelídeos Poliquetos da Costa Brasileira*. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Brasil. 47 pp.
- AMEZCUA ALLIERI, M. A. 1998. Poliquetos bénticos indicadores de la calidad del agua y sedimento del Río Pánuco, Tamaulipas, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 135 pp.
- AMIARD-TRIQUET, C. 1986. Qualité du milieu marin étudiée en baie de Bourgneuf à l'aide d'indicateurs biologiques de pollution métalliques. *Coastal Spaces and Littoral Companies*, Nantes, 28-30/XI/86. 34(133-134): 23-26.
- ANON. J. 1952. Los Angeles-Long Beach Harbors pollution survey. *Rep. Calif. Reg. Wat. Pollut. Control Bd.* 4: 1-43.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). American Water Works Association Water Pollution Control Federation. 1980. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 15th ed. APHA. Washington, D. C., U. S. A. 1134 pp.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). American Water Works, Pollution Control Federation. 1985. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 16th ed. Washington, D. C., U. S. A. 1226 pp.
- AUBERT, M. 1969. *Etude des pollutions bactériologiques des eaux de mer*. Rapport d'activité C.E.R.B.O.M. Nîmes, France 1-39 pp.
- AUSTRALIAN MUSEUM. 1998. Malacology. Gastropod Phylogeny. Internet Page. <http://www.austmus.gov.au/science/division/invert/mal/ponder7.htm>. Australian Museum Online.
- BARAJAS SANCHEZ, M. B. 1989. Prospección de la abundancia, distribución y diversidad de moluscos (Bivalvos) y su relación con factores ambientales en la Costa Sur del Estado de Tamaulipas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 149 pp.
- BARNARD, J. L. 1970. Benthic ecology of Bahia de San Quintin, Baja California. *Smithson. Contr. Zool.* 40: 1-60.
- BARRETT, G. W. 1981. Stress Ecology: An Integrative Approach. In: *Stress Effects on Natural Ecosystems*. G. W. Barrett and R. Rosenberg (eds.). John Wiley and Sons. Ltd. p. 3-13.
- BELLAN, G. 1967. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Deuxième partie. L'ensemble Portuaire Marseillais. *Revue. Int. Oceanogr. Méd.* 8: 51-95.
- BELLAN, G. 1980. Acción de los factores de polución sobre las comunidades bentónicas. In: *La Polución de las Aguas Marinas*. Pérès, J.M., G. Bellan, F. Ramade, J. Ancellin, L. Lourd, P. Michel. 27 pp.
- BIRCH, D. W. 1981. Dominance in Marine Ecosystems. *American Naturalist*, 118(2): 262-274.
- BISHOP, J. M. 1984. *Applied Oceanography*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 252 pp.

- BLEGVAD, H. 1932. Investigations of the bottom fauna at outfalls of drains in the Sound. *Rep. Dan. Biol. Stn.* 37: 1-20.
- BOESCH, D. F. and R. ROSENBERG. 1981. Response to stress in Marine Benthic Communities. *In: Stress Effects on Natural Ecosystems*. G. W. Barrett and R. Rosenberg (eds.). John Wiley and Sons, Ltd. 28 pp.
- BOGDANOS, C. and J. SATSMADJIS. 1983. The Macrobenthos of an Aegean Embayment. *Thalassographica* 6: 77-105.
- BONDON, D., Y. PIETRASANTA and B. TRAMIER. 1988. The origin and importance of heavy metal deposits in the Basin of Thau. A study on their impact on the marine population. *Oceanis Doc. Oceanogr.* 14(1): 149-153.
- BOTELLO, V. A. 1979. Niveles actuales de hidrocarburos fósiles en ecosistemas estuarinos del Golfo de México. *An. Centro Cien. del Mar y Limnol. Univ. Nac. Auton. México*, 6(1):7-14.
- BRILLOUIN, L. 1962. *Science and information theory*. Academic Press Inc. p. 1-11.
- BROWER, J. E. and J. ZAR 1981. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. W. M. C. Brown Company Publishers. 194 pp.
- BROWN, L. 1980. The use of *Hydrobia jenkinsi* to detect intermittent toxic discharges to a river. *Water Research* 14: 941-947.
- BURTON Jr, A. G. 1991. Assessing the Toxicity of Freshwater Sediments. Annual Review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1585-1627.
- CAIRNS Jr, J. 1977. Quantification of Biological Integrity. *In: The Integrity of Water*. BALLENTINE, R. F. and L. J. GUARRAIA (eds.). EPA Publications. New York. 19 pp.
- CAIRNS Jr, J. and B. R. NIEDERLEHDNER. 1993. Ecological Function and Resilience: Neglected criteria for Environmental Impact Assessment and Ecological Risk Analysis. *The Environmental Professional* 15: 116-124.
- CANO PEREZ, F. A. 1991. Oceanografía Física del Golfo de California. En: *Oceanografía de Mares Mexicanos*. De La Lanza, E.G. (ed.). AGT Editor S. A. p. 453-495.
- CARRANZA, E. A., M. GUTIERREZ y R. RODRIGUEZ. 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. UNAM*. 2(1): 81-88.
- CARRANZA-EDWARDS, A. y J. E. AGUAYO-CAMARGO. 1990. Geología Marina. Atlas Nacional de México. Serie Oceanografía. Carta IV.9.5. Escala 1:4'000,000. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- CECYT. 1981. Resultados preliminares sobre Hidrología y Microbiología de la Bahía de Guaymas, Son. Reporte CECYT de Guaymas, México. P. 1-47.
- CHAUBERT, D. 1984. Biomagnification of the cadmium in a bivalve mollusc: *Cerastoderma glaucum* Poiret 1789, after a sublethal contamination. *Vie Mar* 6: 57-61.
- CHESTER, R. y F. G., VOUTSINO. 1981. Extraction with HCl. *Marine Pollution Bulletin*. 12(3): 84-91.

- CHILDRESS, J. J., C. R. FISHER, J. M. BROOKS, M. C. KENNICUTT II, R. BIDIGARE and A. E. ANDERSON. 1986. A Methanotrophic Marine Molluscan (Bivalvia; Mytilidae) Symbiosis: Mussels Fueled by Gas. *Science* Vol. 233: 1306-1308.
- CLARKE, K. R. and R. H. GREEN. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 46: 213-226.
-
- COCHRAN, W. and P. FENNER. 1980. *Metal Pollution in Sediments*. Springer Verlag, Berlin. 321 pp.
- DAVIS, W. R. 1969. Oogenesis and its relationship to dissolved oxygen suppression in *Neanthes arenaceodentata* (POLYCHAETA: ANNELIDA). Thesis. California State College, Long Beach, California. 62 pp.
- DAVIS, W. S., L. A. FAY and C. E. HERDENDORF. 1987. Lake Erie sediment oxygen demand investigations during 1979. Overview of USEPA/CLEAR. *J. GT. Lakes Res.* 13: 731-737.
- DAWSON, E. I., 1962. Una clave ilustrada de los géneros de algas bentónicas del Pacífico de la América Central. *Pacific Naturalist*. 3(4): 167-2311.
- DE LA LANZA, G. 1981. Importancia de la materia orgánica en los sedimentos de la Laguna de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis de Posgrado. Instituto de Ciencias del Mar. UNAM. 93 pp.
- DE LA LANZA-ESPINO, G. y S. HERNÁNDEZ-PULIDO. 1990. Carta: Oceanografía Química. Serie: Oceanografía. *Atlas Nacional de México*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.
- DEAN, D. and H. H. HASKIN. 1964. Benthic repopulation of the Raritan river estuary following pollution abatement. *Limnol. Oceanogr.* 9(4):551-563.
- DÍAZ LOPEZ, 1993. Descripción general de las actividades de dragado y del ambiente costero mexicano En: PEMEX-INE. 75 pp.
- DILLON, T. M. and M. P. LYNCH. 1981. Physiological Responses as Determinants of Stress in Marine and Estuarine Organisms. In: *Stress Effects on Natural Ecosystems*. G. W. Barrett and R. Rosenberg (eds.). John Wiley and Sons, Ltd. p. 27-241.
- DOMÍNGUEZ PARRA, S. 1986. Estudio de la calidad reglamentaria y ecológica de las aguas costeras en la Bahía de Acapulco, Gro. y proximidades, realizado de noviembre de 1978 a marzo de 1979. Tesis de Posgrado. Instituto de Ciencias del Mar. UNAM. 150 pp.
- DUSHANE, H. and R. POORMAN. 1967. A Checklist of mollusks for Guaymas, Sonora, México. *The Veliger*. 9(4): 413-440.
- EMILSSON, I. y M. A. ALATORRE. 1980. Investigaciones recientes sobre las masas de agua y su circulación en la parte exterior del Golfo de California. Ciencias del Mar y Limnología. U.N.A.M. México. *Publicación Especial Contribución No. 209*. p. 16-29.
-
- ESCOBAR, E. G. 1984. Comunidades de macroinvertebrados bénticos en la Laguna de Términos, Campeche: Composición y Estructura. Tesis de Posgrado. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 192 pp.
- FAUCHALD, K. and P. A. JUMARS. 1979. The Diet of Worms: A Study of Polychaete Feeding Guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 17: 193-284.

- FLORES ANDOLAIS, F., A. GARCIA-CUBAS y A. TOLEDANO GRANADOS. 1988. Sistemática y algunos aspectos ecológicos de los moluscos de la Laguna de La Mancha, Veracruz, México. *An. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México.* 15 (2): 235-258.
- FOLK, R. L. 1966. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Pub. Co Austin. 182 pp.
- FOLK, R. L. 1969. *Petrología de las rocas sedimentarias*. Instituto de Geología, UNAM. México, D.F. 182 pp.
- FORSTNER, V. y G. T. W. WITTMAN. 1979. *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag. New York.
- FRANCIS, P. C., W. J. BIRGE and J. A. BLACK. 1984. Effects of cadmium on riched sediment on fish and amphibian embryo-larval stages. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 8: 378-387.
- FUJIYA, M. 1965. Physiological estimation on the effects of pollutants upon aquatic organisms. *Adv. Wat. Pollut. Res.* 2(3): 315-331.
- GARCÍA DE LEÓN, A. L. 1988. Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales. *Publicaciones del Instituto de Geografía*. UNAM. 30 pp.
- GARCÍA, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). En: *Las Lagunas Costeras Mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo. SEPESCA. P. 171-180.
- GARCÍA HERNÁNDEZ, M. R. y S. M. ORTIZ-GALLARZA. 1989. Estudio de la Calidad del Agua del Puerto de Guaymas, Son. y Proximidades. *II Reunión de resultados de Actividades Oceanográficas a Nivel Nacional*, México, D. F. 15-17/XI/89. p. 80.
- GARCÍA, J. F. 1989. Composición, Distribución y Estructura de las Comunidades de Macroinvertebrados Epibénticos del Sistema Lagunar Alvarado, Veracruz. Tesis de Posgrado. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 124 pp.
- GOLDBERG, E. D., V. T. BOWEN, J. W. FARRINGTON, G. HARVEY, J. H. MARTIN, P. L. PARKER, R. W. RISEBROUGH, W. ROBERTSON, E. SCHNEIDER and E. GAMBLE. 1978. The Mussel Watch. *Environmental Conservation* 5(2): 101-125.
- GONZÁLEZ MACIAS, M. C. 1989. Las comunidades bentónicas y su relación con afloramientos naturales de hidrocarburos en el Golfo de México: Crucero Chapo I. *Universidad y Ciencia* 6(11): 17-28.
- GONZÁLEZ MACIAS, M. C. 1997. Análisis de la comunidad bentónica en una chapopotera del Golfo de México y sus relaciones con la presencia crónica de hidrocarburos del petróleo. Tesis de Posgrado. Facultad de Ciencias, UNAM. 76 pp.
- GRANADOS BARBA, A. 1994. Estudio sistemático de los poliquetos de la región de plataformas petroleras del sur del Golfo de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. p. 100-125.
- GRAY, J. S. 1981. *The Ecology of Marine Sediments. An introduction to the structure and function of benthic communities*. Cambridge University Press. 185 pp.
- GUILBAULT, G. G. 1973. *Practical Fluorescence: Theory, Methods and Techniques*. Marcel Dekker, Inc. New York.

- GUTHRIE, F. E. and J. J., Perry, 1980. *Introduction to Environmental Toxicology*. Elsevier, N.Y., USA. p. 1-43.
- HALL, S. J. 1994. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 32: 179-239.
- HAMBURG-FRG WASSERGUETESTELLE-ELBE. 1991. *Biologisches effektmontoring mit der Dreikantmuschel Dreissena polymorpha in der Messtation Schnackenburg*. Arbeitsgemeinschaft fuer die Reinhaltung der Elbe. Germany. 104 pp.
- HARGRAVE, B. T. 1969. Similarity of Oxygen Uptake by Benthic Communities. *Canadian International Biological Program Contribution No. 37*: 801-805.
- HELLAWELL, J. M. 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier, London. p. 16-49.
- HEMPELMANN, F. 1931 In: *Handbuch der Zoologie*. Vol. 2, part 2, Lief. 12-13, Kükenthal & T. Krumbach, W. de Gruyter & Co., Berlin & Leipzig (eds.) p. 1-212.
- HERNÁNDEZ-ALCÁNTARA, P. y V. SOLIS-WEISS. 1991. Los Anélidos Poliquetos de la Plataforma Continental del Golfo de California. In: *Memorias del I Intercambio Académico sobre Investigaciones en el Mar de Cortés*. CICTUS, Universidad de Sonora. 9-11/IV/89.
- HERNÁNDEZ ALCÁNTARA, P. 1992. Los Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la Plataforma Continental del Golfo de California, México. Taxonomía, abundancia numérica y distribución geográfica. Tesis de Posgrado. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. p. 120-121.
- HOLLING, C. S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *A. Rev. Ecol. Syst.* 1-21.
- HOLME and MCINTYRE. 1971. Methods for the study of marine benthos I.B.P. Handbook. *No. 16 Int. Biol. Progr. Blackwell Sci. Publ.* Oxford y Edinburgh, U.K. 80-146 pp.
- HUNT, J. D. 1925. *Journal of Marine Biology Assessment*. United Kingdom. 13: 560-599.
- HYNES, H. B. 1960. *Biology of polluted waters*. Liverpool University Press. Great Britain. 202 pp.
- IBÁÑEZ, A. L. 1983. Variaciones estacionales de los anélidos poliquetos asociados a las praderas de *Thalassia testudinum* (Konig, 1805) a lo largo de la costa sur de Isla del Carmen en la Laguna de Términos, Campeche. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 84 pp.
- I.M.P., 1987. Memorias del Curso Internacional "Impacto Ambiental". México, D. F. 227 pp.
- I.M.P., 1997a. Creación de Marcos de Referencia Ambiental para los dragados de mantenimiento en terminales marítimas de Pemex-Refinación. Terminal Marítima de Guaymas, Sonora. DOC-8040. Muestreo antes del dragado. Instituto Mexicano del Petróleo. México, D. F. 87 pp.
- I.M.P., 1997b. Creación de Marcos de Referencia Ambiental para los dragados de mantenimiento en terminales marítimas de Pemex-Refinación. Terminal Marítima de Guaymas, Sonora. DOC-8040. Muestreo durante el dragado. Instituto Mexicano del Petróleo. México, D. F. 93 pp.

- I.M.P., 1998. Creación de Marcos de Referencia Ambiental para los dragados de mantenimiento en terminales marítimas de Pemex-Refinación. Terminal Marítima de Guaymas, Sonora. DOC-8040. Muestreo después del dragado. Instituto Mexicano del Petróleo. México, D. F. 123 pp.
- INMAN, D. L. and C. E. NORDSTROM. 1971. On the tectonic and morphologic classification of coasts. *Journal of Geology* 79(1): 1-21.
- IVANOVICI, A. M. and W. J. WIEBE. 1981. Towards a Working 'Definition' of Stress: A Review and Critique. In: *Stress Effects on Natural Ecosystems*. G. W. Barrett and R. Rosenberg (eds.). John Wiley and Sons, Ltd. p. 13-27.
- JAMES, I. and EVISON, L. 1979. *Biological Indicators of water quality*. John Wiley and Sons. Great Britain. p.4-57.
- JAMES, A. and PERRY. 1980. *Introduction to Environmental Toxicology*. Elsevier Publishers. USA. 484 pp.
- JOHNSON, R. H., T. WIEDRHOLM and D. M. ROSENBERG. 1993. Freshwater Biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of Benthic Macroinvertebrates. Chapter 4. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. ROSENBERG, D. M. and V. H. RESH (eds.). Chapman & Hall. London p. 40-158.
- JOYEUX-LAFFUIE, J. 1890. *Archives Zoologiqué. Exp. Gén. Ser. (2)8*: 245-360.
- KARR, J. R., P. R. YANT, K. D. FAUSCH and I. J. SCHLOSSER. 1984. *Evaluation of an Index of Biotic Integrity: Temporal variability and regional application in the Midwest*. Research Brief. EPA-600/D-84-053. U. S. Protection Agency, Corvallis, Oregon. p. 1-9.
- KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT and I. J. SCHLOSSER. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters. A Method and its Rationale. Illinois Natural History Survey. *Department of Energy and Natural Resources. Special Pub. No. 5*: 1-28.
- KEEN, M. 1971. *Sea Shells of tropical West America* 2nd. ed. Stanford University Press. Stanford, California. 1064 pp.
- KEEN, M. and E. Coan. 1974. *Marine Molluscan Genera of Western North America*. 2nd ed. Stanford University Press. Stanford, California. 208 pp.
- KREBS, C. J. 1978. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper and Row. 672 pp.
- LAKOWICZ, J. R. 1983. *Principles of Fluorescence Spectroscopy*. Plenum Press, New York.
- LANKFORD, R. R. 1977. Coastal lagoons of México, their origin and clasification. In: Wiley, M. (ed.) *Estuarine Processes Estuarine Research Federation Conference*. Texas, October 6-9, 1976. Academic Press Inc. 182-215. pp.
- LENAT, D. R.; L. A. SMOCK and D. L. PENROSE. 1980. Use of Benthic Macroinvertebrates as Indicators of Environmental Quality In: *Biological Monitoring for Environmental Effects*. D. L. WOLF (Ed). Heath, Lexington, MA. p. 97-112.

- LEVIN, L. A. 1984. Life History and Dispersal Patterns in a Dense Infaunal Polychaete Assemblage: Community Structure and Response to Disturbance. *Ecology* 65 (4): 1185-1200.
- LICEA-DURÁN, S. 1974. Sistemática y distribución de diatomeas de Laguna de Agiabampo, Sonora-Sinaloa, México. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol.* 1(1): 99-156.
- MANDELLI, E. F. 1979. Contaminación por metales pesados. *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur* 10: 209-228.
- MANELIS, R., H. HORNING, L. FISHELSON and A. YAWETZ. 1992. The effects of exposure to heavy metal ions on cytochrome b sub (5) and components of the mixed-function oxidases from the digestive gland microsomes of the mollusc *Monodonta turbinata*. *Water Sci. Technol.* Vol. 27(7-8): 473-480.
- MÁRQUEZ BRAVO, L. G. 1986. Los organismos bénticos como indicadores de la calidad del agua de los Ríos Amacuzac y Balsas. Tesis de Licenciatura. ENEP-Iztacala, UNAM. 73 pp.
- MATHEW, A. and T. V. FERNANDEZ. 1992. Environmental impact on the byssogenic responses of the mollusc *Perna Indica*. *J. Ecobiol.* Vol. IV(3): 161-168.
- MATTHEWS, R. A., A. L. BUIKEMA Jr., J. CAIRNS Jr. and J. H. RODGERS Jr. 1982. Biological Monitoring Methods, Relationships and Indices. *Water Research* 16: 129-139.
- MAURER, D. and W. LEATHEM. 1981. Polychaete Feeding Guilds from Georges Bank, USA. *Marine Biology* 62: 161-171.
- MACGINITIE, G. E. 1939. *Biological Bulletin of Marine Biology. Lab.* Woods Hole. 77: 115-118.
- MACGINITIE, G. E. and N. MACGINITIE. 1968. *Natural History of Marine Animals*. McGraw-Hill, New York. 2nd edition. 423 pp.
- MARGALEF, R. 1963. On certain unifying principles in Ecology. *Amer. Natur.* 97: 357-374.
- MARGALEF, R. 1968. *Perspectives in ecological theory*. University of Chicago Press. p. 7-19.
- MCINTYRE, A. D. 1970. The range of biomass in the intertidal sand with special reference to the bivalve: *Tellina tenuis*. *J. Mar. Biol. Ass.* 50: 561-575.
- MEGLITSCH, P. 1967. *Invertebrate Zoology*. New York. Oxford University Press. 125 pp.
- MENHINICK, E. F. 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology* 45: 859-861.
- MILLS, E. L. 1975. Benthic organisms and the structure of Marine Ecosystems. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1657-1663.
- MORISITA-ONO, M. 1959. Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ. Ser. E. Biol.* 3: 65-80.
- MORRIS, P. 1966. *A field guide to shells of the Pacific Coast and Hawaii*. U. S. A. 297 pp.
- MORRIS, P. 1973. *A Field Guide to Shells*. Houghton Mifflin Co. Boston. 330 pp.

- MOUTHON, J. 1987. Contribution a la connaissance des Mollusques du lac Lemman. Interet de l'étude des malacocenosis pour apprecier la qualité biologique des sediments de ce plan d'eau. *Rev. Suisse Zool.* Vol. 94(4): 729-740.
- NICOLAIDOU, A., A. ZENETOS, M. A. PANCUCCI and N. SIMBOURA. 1991. Comparing Ecological Effects of two different types of Pollution using Multivariate techniques. *Marine Ecology* 14 (2): 113-128.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-039. 1976. Calidad del Agua. Determinación de las Sustancias Activas al Azul de Metileno en Agua. Método de digestión con cloroformo. Diario Oficial de la Federación, 12 de mayo de 1976. (Sustituida por NMX-AA-039-1980). 9 pp.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-005. 1980. Aguas-Determinación de Grasas y aceites. Diario Oficial de la Federación, 12 de junio de 1980. 6 pp.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-039. 1980. Agua. Determinación de Sustancias Activas al Azul de Metileno (Detergentes). Diario Oficial de la Federación, 18 de agosto de 1982. 9 pp.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-028. 1981. Calidad del Agua. Análisis de Agua-Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno. Método de Incubación por Diluciones. Diario Oficial de la Federación, 6 de julio de 1981. 9 pp.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-030. 1981. Análisis de Agua-Determinación de Demanda Química de Oxígeno. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 27 de abril de 1981. 9 pp.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-034. 1981. Análisis de Agua-Determinación de Sólidos. Diario Oficial de la Federación, 3 de julio de 1981. 9 pp.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-042. 1987. Calidad del Agua. Determinación del Número Más Probable (NMP) de Coliformes Totales, Coliformes Fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* Presuntiva. Diario Oficial de la Federación, 22 de junio de 1987. p. 11-12.
- NORMA MEXICANA NMX-AA-102. 1987. Calidad del Agua-Detección y Enumeración de Organismos Coliformes, Termotolerantes y *Escherichia coli* Presuntiva-Método de Filtración en Membrana. Diario Oficial de la Federación, 28 de agosto de 1987. 9 pp.
- OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY. 1998. Biological Stream Assessment Water Watch. Biological Monitoring Project-Kentucky. Division of Water. U. S. A. Internet Page.
- OÇAMPO URIBE, L. M. 1996. Dinámica del zooplancton en un estanque temporal utilizado para el cultivo de carpa en el Estado de México. Tesis profesional. Biología, ENEP Iztacala, UNAM. 42 pp.
- OCHOA-MACHETTO, L. M. 1986. Reporte preliminar de la tesis "Calidad del Agua en la Bahía de Guaymas, Son." ITESM Campus Guaymas. p.3-68.
- OCHOA RIVERA, V. 1996. La Criptofauna Poliquetológica de los principales arrecifes del Sur del Golfo de México: Cayo Arcas, Triángulos Oeste, Cayo Arenas y Arrecife Alacrán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, Carrera de Biología. 100 pp.
- O' CONNORS, S. O. and D. A. SEGAR. 1982. Pollution in the New York Bight: a case history. In: *Impact of man on the coastal environment*. E.P.A. 47-67 pp.

- ORTIZ-GALLARZA, S. M. 1988. *Proposición de una metodología para fraccionar muestras de micromoluscos en seco*. Dirección General de Oceanografía Naval/Dirección de Prevención de la Contaminación Marina. 26 pp.
- ORTIZ-GALLARZA, S. M., G. DE LA LANZA E., M. R. GARCÍA HERNÁNDEZ. 1991. Hidrología vs Contaminación en la Bahía de Guaymas al NW de México/Hidrology vs Contamination at the Guaymas Bay NW of México. *Serie Ocasional Fac. de Ciencias del Mar. Univ. Catól. del Norte, Sede Coquimbo, Chile*. 2: 285-296
- ORTIZ-GALLARZA, S. M., G. DE LA LANZA E., M. R. GARCÍA HERNÁNDEZ. 1993. Hidrología vs Contaminación en la Bahía de Guaymas al NW de México/Hidrology vs Contamination in the Guaymas Bay at the NW of México. *Mem. del IV. Cong. Latinoamer. de Cienc. del Mar. ALICMAR*. Fac. de Ciencias del Mar. Univ. Catól. del Norte, Sede Coquimbo, Chile. 1 pp.
- ORTIZ-GALLARZA, S. M., M. C. GONZÁLEZ MACIAS, A. GIL ZURITA, M. C. GONZÁLEZ LOZANO, J. L. MONDRAGÓN y V. M. GARCÍA VÁZQUEZ. 1998. Aplicaciones prácticas de algunos índices bénticos para el establecimiento de condiciones de contaminación en ambientes costeros. *Mem. del XI Cong. Nal. de Oceanografía. UABC*. 26-30/IV/98 Ensenada, B. C. p. 18.
- PAEZ OSUNA, A., A. V. BOTELLO and S. VILLANUEVA. 1986. Heavy metals in Coatzacoalcos estuary and Ostion lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 17: 516-518 pp.
- PARKER, R. H. 1975. *The study of Benthic Communities a Model and a Review*. Elsevier Scientific Publishing Company. 261 pp.
- PEARSON, T. H. and R. ROSENBERG. 1978. Macrobenthic Succession in relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- PEARSON, T. H. 1981. Stress and Catastrophe in Marine Benthic Ecosystems. In: *Stress Effects on Natural Ecosystems*. G. W. Barrett and R. Rosenberg (eds.). John Wiley and Sons, Ltd. p. 201-214.
- PEARSON, T. H., J. S. GRAY and P. J. JOHANNESSEN. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities: 2. Data Analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 12: 237-255.
- PENNY, S. F. 1985. The Use of Macroinvertebrates in the Assessment of Point Source Pollution. In: *Biological Monitoring in Freshwaters: Proceedings of a seminar*. Hamilton, nov 21-23 1984. PERUMOTI, R. D. and A. B. COOPER (Eds) *Water and Soil Miscellaneous Publication* No. 83, National Water and Soil Conservation Authority, Wellington, NZ. 10 pp.
- PÉRÈS, J. M., G. BELLAN, F. RAMADE, J. ANCELLIN, L. LOURD, P. MICHEL, M. GAUTHIER, F. SOUDAN and D. BELLAN-SANTINI. 1980. *La Polución de las Aguas Marinas*. Ediciones Omega. Barcelona, España. 250 pp.
- PÉREZ-RODRÍGUEZ, R. 1974. *Estudio Poblacional de Moluscos Litorales relacionados a problemas de contaminación en la Bahía de Guaymas, Son.* Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. Secretaría de Marina, México. 160-177 pp.
- PERKINS, E. J. 1974. *The biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press. 40 pp.

- PERKINS, E. J. 1977. Influence of sedimentary morphology. In: *Problems of a small estuary*. 7th section, paper I: 1-19. Institute of Marine Sciences, Swansea University College.
- PETTIBONE, M. H. 1982. Annelida. In: *Synopsis and Classification of Living Organisms*. McGraw-Hill. p. 1-43.
- PHILLIPS, D. J. H. 1980. *Quantitative Aquatic Biological Indicators. Their use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution*. Applied Science Pubs., London. p. 6-79.
- PICADO, A. M. and Y. LE-GAL. 1990. Adenylate Energy Charge in *Lanice conchilega* in the Sado Estuary (Portugal). *Oceanis-Doc. Oceanogr.* Vol. 17, No. 3.
- PIELOU, E. C. 1966. The measurement of Diversity in different types of biological collections. *J. Theoret. Biol.* 13: 131-144.
- PIELOU, E. C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. John C. Wiley and Sons. p. 1-38.
- PIELOU, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. John C. Wiley and Sons. p. 4-64.
- PRINGLE, C. M., R. J. NAIMAN, G. BRELSCHKO, J. R. KARR, M. W. OSWOOD, J. R. WEBSTER, R. L. WELCOMME and M. J. WINTERBOURN. 1988. Patchdynamics in lotic systems: The stream as a mosaic. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 503-524.
- RAPS, M. E. 1970. The effects of dissolved oxygen on the hemoglobin levels of the polychaetous annelid *Neanthes arenaceodentata* (Moore). Thesis, California State College, Long Beach, California. 58 pp.
- RAST, W. and M. HOLLAND. 1988. Eutrophication of lakes and reservoirs. *A Framework for Making Management Decisions* 17(1): 2-12.
- REISH, D. J. 1956. An ecological study of lower San Gabriel River, California, with special reference to pollution. *Calif. Fish. Game* 42(2): 51-61.
- REISH, D. J. 1957. Effect of pollution on marine life. *Ind. Waters* 2: 114-118.
- REISH, D. J. 1959. An ecological study of pollution in Los Angeles-Long Beach Harbors, California. *Occ. Pap. Allan Hancock Fdn.* 22: 1-119.
- REISH, D. J. and J.L. BARNARD. 1960. Field toxicity tests in marine waters utilizing the polychaetous annelid *Capitella capitata* (Fabricius). *Pac. Nat.*: 1(21-22): 1-8.
- REISH, D. J. 1961. The use of the sediment bottle collector for monitoring polluted marine waters. *Calif. Fish. Game* 47(3): 261-272.
- REISH, D. J. 1963. Mass Mortality of marine organisms attributed to the "red tide" in Southern California. *Calif. Fish. Game* 49(4): 265-270.
- REISH, D. J. 1966. Relationship of polychaetes to varying dissolved oxygen concentrations. Paper presented at: *Third International Conference Water Pollution Research, Munich*, Sect. 3, paper 10: 10.
- REISH, D. J. 1972. The Use of Marine Invertebrates as Indicators of varying degrees of Marine Pollution. In: *Marine Pollution and Sea Life*. Ruivo, M. (ed.). Fishing News (Books) LTD. p. 203-207.

- REISH, D.J. 1973. The use of benthic animals in monitoring the marine environment. *J. Environment Planning and Pollution Control*. 3: 28-32.
- RESH, V. H., A. V. BROWN, A. P. COVICH, M. E. GURTZ, H. W. LI, G. W. MINSHALL, S. R. REICE, A. L. SHELDON, J. B. WALLACE and R. C. WISSMAR. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 433-455.
- RILEY, J. P. and G. SKIRROW. 1975. *Chemical Oceanography*. 2nd. ed. Academic Press. London Vol. 1, 2 y 3.
- RIVERA-DUARTE, I. 1986. Efecto de los contaminantes derivados de la industria de la harina de pescado en la Bahía de Todos Santos, B.C. *Ciencias Marinas U.A.B.C.* 12(2): 69-84.
- RODRIGUEZ, H. y J. ROMERO. 1981. Niveles de contaminación bacteriana en dos sistemas fluvio-lagunares asociados a Laguna de Términos, Campeche. *An. Inst. Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 8(1): 63-68.
- ROSAS, I., M. MAZARI, J. SAAVEDRA and P. BAEZ. 1984. *Benthic Organisms as Indicators of Water Quality in Lake Patzcuaro*. México. p. 401-414.
- ROSENBERG, D. M. and A. P. WIENS. 1976. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and Petroleum. *Fisheries Research Board of Canada* 33: 1955-1963.
- ROSENBERG, D. M. and V. H. RESH (eds.). 1993. p. 40-157. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall. London. 488 pp.
- SARH. 1979. Reglamento para Prevención y Control de la Contaminación de las aguas. SARH/SSA. México.
- SARH. 1981. *Plan Nacional Hidráulico*. Anexo 2. 6-25, 6-33. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- SATSMADJIS, J. 1982. Analysis of Benthic Data and the Measurement of Pollution. *Rev. Int. Océanogr. Méd.* Tomes LXVI-LXVII: 103-107.
- SATSMADJIS, J. 1985. Comparison of Indicators of Pollution in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 16(10): 395-400.
- SATSMADJIS, J. and F. VOUTSINOUS-TALIADOURI. 1985. An Index of metal pollution in marine sediments. *Oceanologica Acta*. 8(3): 277-284.
- SAVARI, A., A. P. M. LOCKWOOD and M. SHEADER. 1991. Effects of season and size (age) on heavy metal concentrations of the common cockle *Cerastoderma edule* from Southampton water. *J. Mollusc. Stud.* 57(1): 45-57.
- SCHAFER, R. 1961. Effects of pollution on the free amino acid content of two marine invertebrates. *Pacif. Sci.* 15(1): 49-55.
- SCHAFER, W. 1972. *Ecology and Palaeoecology of Marine Environments*. University of Chicago Press. 568 pp.
- SECRETARIA DE GOBERNACION/UNAM. 1988 *Islas del Golfo de California*. Sría. de Gobernación y UNAM. p. 5-22.

- SECRETARIA DE MARINA. 1973. *Estudio geográfico de la región de Guaymas, Sonora*. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. México. 417 pp.
- SECRETARIA DE MARINA. 1979. *Derrotero de las Costas sobre el Océano Pacífico de México, América Central y Colombia, México*. 131-167 pp.
- SECRETARIA DE MARINA. 1990. *Estudio de la Calidad del Agua del Puerto de Guaymas, Sonora y Proximidades*. Dir. Gral. de Oceanografía Naval/D. P. C. M. 108 99, 39 tablas, 37 figuras.
- SECRETARIA DE MARINA. 1991. *Estudio de la Calidad del Agua del Puerto de Guaymas, Sonora y Proximidades*. Reporte Técnico/S. M. VI Zona Naval Militar. 160 pp.
- SEDUE, 1986. Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas. *Serie Normatividad Ecológica* No. 4. México. 40 pp.
- SHANNON, D. E. 1948. A mathematical theory of communication. *B. System Tech. J.* 27: 379-423, 623-656.
- SHANNON, D. E. y N. WIENER. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urban. 117 pp.
- SHASKY, D. y B., CAMPBELL. 1964. New and other wise interesting species of Mollusks from Guaymas, Son, Méx. *The Veliger*. 7(2): 114-120.
- SIDDALL, R., A. W. PIKE and A. H. MCVICAR. 1993. Parasites of *Buccinum undatum* (Mollusca: Prosobranchia) as biological indicators of sewage-sludge dispersal. *J. Mar. Biol. Assoc.* Vol. 73 (4): 931-948.
- SIMPSON, E. H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163: 688.
- SINHA, R. K. and N. K. DAS. 1993. Taxonomy in the Study of Water Pollution. *Environ. Ecol.* 11(2): 412-418.
- SMITH, R. W., B. B. BERNSTEIN and R. L. CIMBERG. 1988. In: *Marine Organisms as Indicators*. SOULE, D. F. and G. S. KLEPPEL (eds.). Springer Verlag. p. 1-11.
- SNELGROVE, P. V. R. and CH. A. BUTMAN. 1994. Animal-sediment relationships revisited: Cause versus Effect. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 32: 111-177.
- SOKAL, R. R. and F. J. ROHLF. 1979. *Biometría, Principios y Métodos Estadísticos en la Investigación Biológica*. Ed. Blume, Madrid. 832 pp.
- SOKAL, R. R. and F. J. ROHLF. 1981. *Biometry*. W. H. Freeman and Company. U. S. A. 859 pp.
- SOLIS-WEISS, V. 1982a. Estudio de las poblaciones macrobentónicas en áreas contaminadas de la Bahía de Marsella (Francia). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.* 9(1): 1-18.
- SOLIS-WEISS, V. 1982b. Aspectos ecológicos de la contaminación orgánica sobre el macrobentos de las cuencas de sedimentación en la Bahía de Marsella (Francia). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.* 9(1): 19-44.
- SOULE, D. F. 1988. Marine Organisms as Indicators: Reality or Wishful thinking? In: *Marine Organisms as Indicators*. SOULE, D. F. and G. S. KLEPPEL (eds.). Springer Verlag. p. 1-11.

- STONE, A. N. and D. J. REISH. 1965. The effect of freshwater run off on a population of estuarine polychaetous annelids. *Bull. 8th Calif. Acad. Sci.* 64(3): 111-119.
- STRICKLAND, J. D. and T. R. PARSONS. 1972. A practical Handbook of sea water analysis. *Bull. 167 Fish. Res. Bd.* 2nd ed. Ottawa, Canada. 310 pp.
- SU, B. and O. LI. 1984. Liyong daxing diqi wujizhui dongwu pingjia guangdong Beijiang shuizhi de yanjiu. *Proceedings of the Third Chinese Oceanological and Limnological Science Conference*. Qingdao, China, July 4/1984.
- SVERDRUP, H. U., M. W. JOHNSON and R. H. FLEMING. 1970. *The Oceans, their Physics, Chemistry and General Biology*. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, N. J. USA. 1060 pp.
- TRUCHET, M., R. MARTOJA and B. BERTHET. 1990. Histological assessment of heavy-metal contamination on two species of molluscs *Littorina littorea* and *Scrobicularia plana* from a polluted estuary. *C. R. Acad. Sci.* 311(7): 261-268.
- TSUTSUMI, H. 1987. Population dynamics of *Capitella capitata* (Polychaeta: Capitellidae) in an organically polluted cove. *Marine Ecology Progress Series*. 36: 139-149.
- VAN DOLAH, R. F., D. R. CALDER and D. M. KNOTT. 1984. Effects of Dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina Estuary. *Estuaries* 7 (1): 28-37.
- WALSKI, T. M. y F. L. PARKER. 1974. Consumers Water Quality Index *Journal of the Environmental Engineering Division*. U.S.A. 100: 593-611.
- WASHINGTON, H. G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices. A Review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18(6): 653-694.
- WELLS, G. P. and R. P. DALES. 1951. Spontaneous activity patterns in animal behavior: The irrigation of the burrow in the polychaetes *Chaetopterus variopedatus* Renier and *Nereis diversicolor* O. F. Müller. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 29: 661-680.
- WILHM, J. L. 1967. Comparison of some diversity indices applied to a population of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *Journal of Water Pollution Control Fed.* 39 (10): 1673-1683.
- WILHM, J. L. and T. C. DORRIS, 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* 18: 477-481.
- WYRTKI, K. 1965. Surface currents of the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Interamerican Tropical Tuna Commission Bulletin* 9 (5): 269-304.
- XIANGZE, L. 1990. Efficiency of two screen sizes in washing quantitative macrobenthic samples. *Mar. Sci. Bull. Haiyang-Tongbao*. Vol. 9, No. 4:47-53.
- ZARKANELLAS, A. I. and C. D. BOGDANOS. 1977. Benthic studies of a polluted area in the Upper Saronikos Gulf. *Thalassographica* 1 (2): 155-177.
- ZARKANELLAS, A. I. 1979. The Effects of Pollution-Induced Oxygen Deficiency on the Benthos in Elefsis Bay, Greece. *Marine Environ. Res.* 0141-1136/79/0002-0191. p. 191-207.

GLOSARIO

Climax estado óptimo de una comunidad biótica, en el que todo cambio ulterior se produce muy lentamente y el emplazamiento queda dominado por especies de larga vida y muy competitivas.

Contaminación orgánica o enriquecimiento orgánico es la adición de materia orgánica proveniente de las actividades antropogénicas, considerando desde las heces fecales, las aguas domésticas de desecho, las aguas municipales, los residuos de rastros, de la agricultura, las descargas industriales, hasta las aguas y los residuos que se producen en la preparación, empaque, enlatado, venta y consumo de productos agropecuarios y pesqueros, entre otros.

Distribución de series logarítmicas, comunidad donde predominan las especies que pueden subsistir bajo condiciones limitantes.

Distribución de la "estaca fragmentada" o "vara rota", comunidad donde las especies que tienen la capacidad de sobrevivir a diversas perturbaciones estocásticas, son las que predominan.

Distribución log-normal, comunidad donde la emigración y la inmigración de las especies están balanceadas y las especies se reparten los recursos disponibles entre sí; una comunidad béntica en equilibrio se ajusta a ella.

Diversidad número de especies que componen una comunidad y proporción que cada una de ellas representa dentro de ésta, o su probabilidad de aparición.

Dominancia cambio en la estructura de la comunidad biótica que se produce cuando una o varias especies controlan las condiciones ambientales que influyen en las especies asociadas.

Especie indicadora o clave aquella que por su grado de adaptación o requerimientos con base en ausencia, o presencia a altas densidades, puede indicar ciertas condiciones bióticas y abióticas en los ecosistemas. Aquella especie que por sus características anatómicas y/o fisiológicas tiene predominancia o ventajas adaptativas en una comunidad, dominando y/o conduciendo sus fluctuaciones bióticas.

Método griego metodología desarrollada por Satsmadjjs y Voutsinou, que permite establecer el grado de contaminación de un ecosistema en virtud de la abundancia y distribución de la macrofauna béntica vinculada a la textura sedimentológica, al tamaño de muestra y a la contaminación antropogénica.

Perturbación evento discreto que altera la estructura de la comunidad biótica ya sea modificando el ambiente físico, la disponibilidad de recursos, o ambos.

Resiliencia capacidad de las comunidades bióticas de los ecosistemas de volver a su condición original tras una perturbación. Westman define sus cuatro componentes: 1) **Elasticidad** rapidez de restauración, 2) **Amplitud** zona en la cual el sistema retornará al estado persistente, 3) **Histéresis** grado al cual el patrón de restauración es inverso al de degradación y 4) **Maleabilidad** grado al cual el estado persistente establecido después de la perturbación difiere del estado original.

Sucesión de especies proceso gradual de cambio de las comunidades bióticas con el paso del tiempo.



SECRETARIA
DE
MARINA

DIRECCION GENERAL DE OCEANOGRAFIA NAVAL
DIRECCION DE PREVENCION DE LA CONTAMINACION MARINA.

MEDELLIN No. 10, 5o. PISO, COL. ROMA
C.P. 06700.

XII-350 RMZC/134/88

OFICIO:

1580

ASUNTO: Se autoriza la utilización de resultados.

México, D. F., a 2 de mayo de 1988.

C. BIOLOGA
SILVIA MARGARITA ORTIZ G.
E D I F I C I O .

Esta Dirección General a mi cargo, autoriza a usted la utilización de los resultados logrados de los análisis bentónicos de las muestras obtenidas en el Estudio de la Calidad del Agua en el Puerto de Guaymas, Son., y - Proximidades, realizado por la Dirección de Prevención de la Contaminación - Marina, de esta dependencia, para la realización de su tesis de grado de -- maestría.

ATENTAMENTE
SUFRAGIO EFECTIVO. NO REELECCION.
EL DIRECTOR GENERAL

GILBERTO LOPEZ LIRA
VICEALMIRANTE S.I.G.H.

C.c.p.: C. Director de Prevención de la Contaminación Marina, Ricardo M. Zambrano Castro.- Presente.

RMZC/anh.