



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

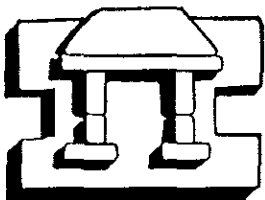
CAMPUS "IZTACALA"

"EVALUACION DE LA CALIDAD BACTERIOLOGICA Y FISICOQUIMICA DE LAGUNA NEGRA, PUERTO MARQUES, GRO., MEXICO".

278911

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
LICENCIADO EN BIOLOGIA  
P R E S E N T A :  
MARIA DEL ROCIO IBARRA MONTES

DIRECTORA DE TESIS: Q.F.B. ESPERANZA ROBLES VALDERRAMA



IZTACALA

LOS REYES IZTACALA EDO. DE MEXICO

2000



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



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

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

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

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

Este trabajo se realizó en la Unidad de Investigación Interdisciplinaria de Ciencias de la Salud y Educación (UIICSE). Proyecto de Conservación y Mejoramiento del ambiente (CyMA). Laboratorios de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos del agua. UIICSE/CyMA/FQ.-B.

## DEDICATORIA

### **A Dios:**

Por todo lo que me ha dado. Por los días de sol y los nublados tristes, por las penas y las alegrías, *por el amor y todo lo hermoso y dulce*, por las dificultades y las lágrimas, por todo lo que me acercó a él más íntimamente.

### **A mi madre:**

Cristina Montes.

Quien con su amor, comprensión, apoyo y gran esfuerzo me alentó en los momentos más precisos de mi vida.

### **A mi Padre:**

Pedro Ibarra.

Por toda su confianza.

### **A mis hermanos:**

Consuelo, Ma. Elena, Martha A y Alberto por el apoyo que de forma directa e indirecta siempre me han brindado.

A mamá Alicia y mi primo J. Antonio Correa por sus desinteresadas muestras de apoyo y alentadora confianza.

En memoria de mi hermana Ma. Cristina quien siempre estará en mi pensamiento.

### **A mis sobrinos:**

Deseando que este trabajo los motive a luchar para lograr todas sus metas.

## AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a la Q.F.B. Esperanza Robles Valderrama, por haberme permitido realizar este trabajo bajo su dirección, por concederme su tiempo y su paciencia y por la confianza que depositó en mí.

A los sinodales: Dr. Javier Alcocer Durand, M. en C. Saúl Flores Maya, M. en C. Ángel Durán Díaz y M. en C. Elizabeth Ramírez Flores, porque con sus comentarios y sugerencias contribuyeron a mejorar el contenido y presentación de este trabajo.

Al M. en C. Ángel Durán Díaz por su asesoría en la parte estadística.

A Dolores Hurtado, Ma. de Jesús Pulido y Eusebia Pérez por su apoyo en la recopilación del material bibliográfico

A Reynaldo Ayala, Pablo Miranda y Alejandro Gutiérrez por su colaboración en el trabajo de campo.

A Rosa Elena Escatel, Martha Aguilera y Araceli Carbajal mis compañeras y amigas de generación, porque la vida no sólo nos une por coincidencias sino también por la amistad.

A Dolores Hurtado por ser la amiga que siempre tiene la palabra adecuada de aliento y el comentario preciso. Por su amistad espontánea.

A Teresa Castro, quien con su apoyo y consejos en los momentos de desconcierto me animó a seguir adelante.

A Ma. Elena Martínez, porque sin su compañía y apoyo todo hubiese sido menos divertido.

A los Biólogos. Blanca Martínez, Guadalupe Sáinz, Ma. Elena Martínez, Dolores Hurtado, Teresa Castro, Mayra Morgan y Reynaldo Ayala, compañeros y amigos quienes me han apoyado y motivado para seguir adelante.

A las M. en C. Elizabeth Ramírez, Patricia Bonilla y Laura Peralta por el trato cordial y agradable compañía.

Al personal de los laboratorios de bacteriología y análisis fisicoquímicos del agua, así como a la laboratorista Concepción Arenas y a los servicios sociales del Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente (CyMA).

Al Campus Iztacala y a sus profesores a los que les debo mi formación profesional.

Agradezco a CONACyT el apoyo económico otorgado a través del proyecto "Evaluación de la eficiencia del método de la zona de la raíz para tratar descargas residuales de alta carga orgánica utilizando humedales artificiales y naturales" (clave 0970PB).

**¡ Mil gracias !**

Nunca antes en la historia de este planeta la frágil vida que ha soportado su superficie ha estado sujeta a agentes tan diversos, originales y poderosos. Yo creo que los efectos acumulativos de estos agentes contaminantes, sus interacciones y amplitud, pueden ser fatales para la compleja fábrica de la biosfera. Yo creo que la continua contaminación de la tierra, si se desenfrena, destruiría finalmente la propiedad del planeta como un lugar para la vida humana... Muchos de los agentes contaminantes –dióxido de carbono, radioisótopos, pesticidas y exceso de nitratos– son invisibles y pasan comúnmente inadvertidos hasta que un lago muere, un río apesta o los niños enferman.

**Barry Commoner, 1966. Science and survival.**

¡ Colabora con la naturaleza !

No destruyas los bienes que la naturaleza pone a tu disposición para que te sirvan.

Coopera con los árboles que colaboran con tu vida, purificando el aire que respiras.

Colabora con la pureza de las fuentes, que te proporcionan el agua para refrescar tu cuerpo.

Ayuda al suelo a producir, para que haya pan abundante en la mesa de todos.

¡ Colabora con la naturaleza !

**C. Torres P., 1992**

# ÍNDICE

	Página
LISTADO DE FIGURAS. _____	I
LISTADO DE TABLAS. _____	III
I. INTRODUCCIÓN. _____	1
II. JUSTIFICACIÓN. _____	3
III. OBJETIVOS. _____	4
IV. ANTECEDENTES. _____	5
V. MARCO TEÓRICO. _____	16
1. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS. _____	16
1.1. PARÁMETROS BACTERIOLÓGICOS. _____	16
1.1.1. Importancia y características de las bacterias patógenas. _____	16
a) <i>Shigella</i> spp. _____	17
b) <i>Salmonella</i> spp. _____	18
c) <i>Vibrio cholerae</i> _____	20
1.1.2. Índices bacteriológicos de contaminación fecal. _____	22
1.2. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DEL AGUA. _____	24
2. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA. _____	33
3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO. _____	35
VI. MATERIALES Y MÉTODOS. _____	38
1. MUESTREO. _____	38
2. DETERMINACIONES FÍSICOQUÍMICAS Y BACTERIOLÓGICAS. _____	39
3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO. _____	45
4. CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA. _____	46
5. INDICADORES BACTERIOLÓGICOS. _____	49
6. RELACIÓN COLIFORMES FECALES / ESTREPTOCOCOS FECALES _____	49
7. PORCENTAJE DE REMOCIÓN. _____	49

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN. _____	50
1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO. _____	50
1.1. Análisis de Componentes Principales (CP). _____	50
2. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DESCRIPTIVO. _____	52
2.1. Resultados por estación de muestreo. _____	52
2.2. Resultados por muestreo. _____	65
3. ANÁLISIS DISCRIMINANTE. _____	74
3.1 Análisis discriminante por estación de muestreo. _____	74
3.2. Análisis discriminante por muestreo. _____	78
4. CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA). _____	83
5. CALIDAD BACTERIOLÓGICA. _____	85
5.1. Indicadores bacteriológicos. _____	85
5.1.1. Relación coliformes fecales/estreptococos fecales. _____	87
5.2. Bacterias patógenas. _____	89
6. PORCENTAJE DE REMOCIÓN. _____	90
IX. CONCLUSIONES. _____	94
X. RECOMENDACIONES. _____	96
XI. BIBLIOGRAFÍA. _____	97
XII. GLOSARIO. _____	105



## LISTADO DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Mapa de localización de Laguna Negra de Puerto Marqués.	37
Figura 2. Prueba para la determinación de coliformes totales y fecales.	41
Figura 3. Prueba para la determinación de estreptococos fecales.	42
Figura 4. Técnicas para el aislamiento de <i>Salmonella</i> spp. y <i>Shigella</i> spp.	43
Figura 5. Técnica para el aislamiento de <i>Vibrio cholerae</i> .	44
Figura 6. Medias y desviaciones estándar de los sólidos disueltos para cada una de las estaciones de muestreo.	60
Figura 7. Medias y desviaciones estándar de los cloruros para cada una de las estaciones de muestreo.	60
Figura 8. Medias y desviaciones estándar de la dureza total para cada una de las estaciones de muestreo.	61
Figura 9. Medias y desviaciones estándar de los sulfatos para cada una de las estaciones de muestreo.	61
Figura 10. Medias y desviaciones estándar de la conductividad para cada una de las estaciones de muestreo.	62
Figura 11. Medias y desviaciones estándar del oxígeno disuelto para cada una de las estaciones de muestreo.	62
Figura 12. Medias desviaciones estándar del nitrógeno orgánico para cada una de las estaciones de muestreo.	63
Figura 13. Medias y desviaciones estándar de los ortofosfatos para cada una de las estaciones de muestreo.	63

Figura 14. Medias y desviaciones estándar de los coliformes fecales para cada una de las estaciones de muestreo. _____	64
Figura 15. Medias y desviaciones estándar de los sólidos disueltos para cada uno de los meses de muestreo. _____	69
Figura 16. Medias y desviaciones estándar de los cloruros para cada uno de los meses de muestreo. _____	69
Figura 17. Medias y desviaciones estándar de los sulfatos para cada uno de los meses de muestreo. _____	70
Figura 18. Medias y desviaciones estándar de la dureza total para cada uno de los meses de muestreo. _____	70
Figura 19. Medias y desviaciones estándar de la conductividad para cada uno de los meses de muestreo. _____	71
Figura 20. Medias y desviaciones estándar de los ortofosfatos para cada uno de los meses de muestreo. _____	71
Figura 21. Medias y desviaciones estándar del nitrógeno orgánico para cada uno de los meses de muestreo. _____	72
Figura 22. Medias y desviaciones estándar del oxígeno disuelto para cada uno de los meses de muestreo. _____	72
Figura 23. Medias y desviaciones estándar de los coliformes fecales para cada uno de los meses de muestreo. _____	73
Figura 24. Diagrama de dispersión de las dos primeras funciones discriminantes por estación de muestreo. _____	77
Figura 25. Diagrama de dispersión de las dos primeras funciones discriminantes por mes. _____	82

## LISTADO DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Escala de calificación general y uso del agua según su índice de calidad. _____	34
Tabla 2. Requerimiento para la toma de muestras y técnicas que se emplearon en los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos. _____	40
Tabla 3. Ecuaciones definidas para el índice individual de cada uno de los quince parámetros seleccionados para conformar el índice general. _____	47
Tabla 4. Importancia relativa de los parámetros para definir el índice de calidad. _____	48
Tabla 5. Análisis de Componentes Principales (CP). _____	51
Tabla 6. Medias y desviaciones estándar para cada una de las estaciones de muestreo de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos más relevantes. _____	59
Tabla 7. Medias y desviaciones estándar obtenidas para cada uno de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos más relevantes para cada uno de los muestreos. _____	68
Tabla 8. Análisis discriminante por estación de muestreo. _____	75
Tabla 9. Distancias de Mahalanobis y niveles de significancia observada entre las estaciones de muestreo. _____	76
Tabla 10. Análisis discriminante por muestreo. _____	80
Tabla 11. Distancias de Mahalanobis y niveles de significancia observada entre los muestreos. _____	81
Tabla 12. Índice de calidad del agua anual de cada estación de muestreo de Laguna Negra, así como el uso actual y el uso recomendado de acuerdo a la escala de calificación ICA. _____	84

Tabla 13. Medias geométricas anuales de las bacterias *indicadoras* de contaminación fecal (CT, CF y EF) para cada una de las estaciones de muestreo. \_\_\_\_\_ 86

Tabla 14. Relación CF/EF que determinan el origen de la contaminación. \_\_\_\_\_ 88

Tabla 15. Remoción porcentual de materia orgánica, sólidos y bacterias *coliformes*. \_\_\_\_\_ 93

## 1. INTRODUCCIÓN

Los humedales comprenden ambientes tanto naturales como artificiales que se caracterizan por estar temporal o permanentemente inundados por aguas dulces, estuarinas (salobres) o salinas e incluyen las regiones marinas que no excedan los 6 metros de profundidad con respecto al nivel medio de las mareas bajas. Debido a que las diferencias regionales, geológicas, climáticas y topográficas son muy diversas, existe una gran variedad en los tipos de humedales (Hammer and Bastian, 1988; Gray, 1989; Lugo, 1990; Westermann, 1993; Kusler, Mitsch y Larson, 1994; Mitsch and Gosselink, 1994; Flores, 1994).

Al paso de los años, investigadores y organismos gubernamentales han propuesto muchas definiciones de humedal. Todas tienen en común el reconocer que se trata de sistemas acuáticos someros, o áreas en las que el agua subterránea está cercana a la superficie terrestre durante algún tiempo. La mayoría de las descripciones también incluyen la presencia de plantas acuáticas y suelos hídricos los cuales están inundados (Hammer and Bastian, 1988; Mitsch and Gosselink, 1994; Kusler, Mitsch y Larson, 1994). Bajo esta definición quedan comprendidos estuarios, lagunas costeras, canales de marea o esteros, bajos y barras de lodo y arena, manglares, pastos marinos, arrecifes de coral, pantanos estuarinos y dulceacuícolas, ríos, marismas, ciénagas, bosques pantanosos, selvas bajas inundables, lagos y lagunas de agua dulce, oasis, cenotes, lagunas hipersalinas y algunas bahías (Flores, 1994), turberas altas ("boss"), turberas bajas ("fens") (Kusler, Mitsch y Larson, 1994). También ambientes creados por el hombre, como presas, lagos artificiales, chinampas y arrozales, algunos sistemas agrícolas, canales, drenes y represas artificiales, norias, pozos y lagunas de oxidación (Flores, 1994).

Desde la antigüedad, las zonas húmedas revisten una importancia ilimitada por la enorme cantidad de funciones que desempeñan, por lo que han sido valorados desde diferentes puntos de vista como el económico, político, social, cultural y biológico (Ezcurra y Loa, 1993). Dentro de este último, se pueden mencionar diversas funciones: Su elevada fertilidad mantiene una rica y compleja cadena alimenticia que en algunos casos trasciende en una elevada producción pesquera (Flores, 1994). Son además refugio de flora y fauna silvestre y brindan una gran variedad de bienes, servicios, usos y funciones de gran valor para la sociedad y las especies silvestres. Actúan como *fuentes de agua para uso del hombre*, sistemas de recarga del manto freático, fuentes de energía, barreras de huracanes, vías de comunicación, banco de genes, filtros biológicos para mejorar

la calidad del agua y reducción de la contaminación: en vista del papel que realizan dentro de los ciclos químicos e hidrológicos (Hammer and Bastian, 1988; Gray, 1989; Ezcurra y Loa, 1993; Mitsch and Gosselink, 1994; Flores, 1994); en virtud de este último atributo reciben el sobrenombre de "riñones de la naturaleza" (Mitsch and Gosselink, 1994; Kusler, Mitsch y Larson, 1994).

Entre los humedales más importantes desde el punto de vista pesquero se encuentran las lagunas costeras (Flores, 1994). Las definiciones que se han dado para las lagunas costeras varían según se haga énfasis en sus características geológicas, físicas o biológicas, pero en general, se reconoce que: a) son cuerpos acuáticos litorales semicerrados que tienen en su mayoría conexión permanente o efímera con el mar, b) están separadas y a su vez protegidas, del mar por algún tipo de barrera y c) constituyen la transición entre dos ambientes muy diferentes: el terrestre y el marino. De esta última característica resulta la mezcla de agua marina y continental (CECODES, 1981; Yañez-Arancibia, 1986; Ibarra, 1990; Contreras, 1985; Yañez-Arancibia, 1986; Contreras, 1993).

En México existen más de 125 lagunas costeras, las cuales cubren una superficie total aproximada de 12 600 Km<sup>2</sup> y 33 % de sus litorales (Flores, 1994). Cada laguna costera difiere de las otras; estas diferencias incluyen fundamentalmente forma y tamaño, rango de mareas, escurrimientos o arroyos tributarios, clima, número y tamaño de las bocas y tipo de aporte sedimentario. Las diferencias en química, biología y ecología se acentúan por esos factores (Yañez-Arancibia, 1986).

A lo largo de la historia, la mayoría de las actividades humanas han afectado de forma negativa a los ecosistemas, a lo cual los humedales no han sido la excepción, ya que debido a la falta de conocimiento que prevalece en torno a la importancia que representan se han considerado en muchos casos como focos de infección y áreas inútiles para el desarrollo de algunas actividades productivas como las pecuarias y agrícolas. Esto ha ocasionado que dichas zonas sean objeto de azolvamiento o que sean utilizadas como reservorio de desechos sólidos y aguas residuales urbanas e industriales (Ezcurra y Loa, 1993).

Las aguas residuales son materiales derivados de residuos domésticos o de procesos industriales (Brock, 1978). En su mayoría los desechos domésticos provienen de los asentamientos humanos y son una mezcla de compuestos orgánicos e inorgánicos, bacterias, hongos, virus, protozoarios y algunos parásitos (Botello, 1982).

Este deterioro de las zonas húmedas en la mayoría de los casos ha provocado cambios tan radicales que la flora y fauna originales se han visto desplazadas por especies generalistas y en ocasiones es tal el grado de perturbación que los humedales se han convertido en sitios totalmente estériles (Ezcurra y Loa, 1993).

## II. JUSTIFICACIÓN

Desde la aparición del hombre éste ha utilizado el agua como medio para disponer de sus desechos tanto líquidos como sólidos. Al paso del tiempo, el aumento demográfico, la urbanización y la industrialización han traído como consecuencia el aumento de la producción de desechos, que al ser vertidos en aguas naturales, van deteriorando paulatinamente su calidad, creando múltiples problemas en relación al medio ambiente. Las alteraciones que sufre el agua después de un cierto uso y su retorno a las fuentes originales, pueden provocar alteraciones irreversibles sobre la flora y fauna del lugar, y sobre el hombre mismo. Este es el caso de laguna Negra de Puerto Marqués la cual recibe diversas descargas de aguas residuales entre ellas las del río de la Sabana que transporta las descargas de varios municipios, los rastros de Ciudad Renacimiento y el rastro municipal de la Sabana, planta de tratamiento de aguas residuales del poblado de Puerto Marqués y de la zona hotelera cercana a la laguna (Hotel Princess) y de la zona denominada Punta Diamante-Copacabana.

Actualmente, esta laguna es refugio de flora y fauna, sin embargo, su deterioro como consecuencia de las descargas de aguas residuales que recibe hace imperiosa la necesidad de realizar estudios de calidad del agua con la finalidad de poder recomendar a las autoridades correspondientes estrategias para su protección, conservación y manejo prudente.

### III. OBJETIVOS.

#### OBJETIVO GENERAL:

Evaluar la calidad bacteriológica y fisicoquímica del agua de Laguna Negra, Puerto Marqués.

#### OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Determinar la calidad bacteriológica del agua de Laguna Negra mediante la identificación de los indicadores bacteriológicos de contaminación fecal: coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (EF); así como de las bacterias patógenas: *Salmonella* spp., *Shigella* spp. y *Vibrio cholerae*.
2. Determinar la calidad fisicoquímica del agua de Laguna Negra mediante los análisis de los siguientes parámetros: pH, temperatura, demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, detergentes, nitritos, nitratos, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, fosfatos totales y ortofosfatos, dureza al calcio, dureza total, dureza de magnesio, cloruros, sulfatos y alcalinidad.
3. Determinar si hay o no correlación entre los parámetros bacteriológicos y los parámetros fisicoquímicos mediante el análisis de Componentes Principales (CP).
4. Calcular el índice de calidad del agua (ICA).
5. Determinar el origen de la contaminación bacteriológica por medio de la relación CF/EF (APHA, AWWA, WPCF, 1985).
6. Determinar la variación espacial y temporal de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos mediante la correlación con las variaciones naturales del sistema (secas/lluvias).
7. Conocer el grado de depuración de los contaminantes (materia orgánica, sólidos y bacterias coliformes) que se lleva a cabo a lo largo de la laguna.



#### IV. ANTECEDENTES

Las lagunas costeras han sido utilizadas como receptoras de basura y residuos; debido a su capacidad de dilución se pensó que no sería afectada la calidad de sus aguas, sin embargo, la desaparición de aves y vegetación marginal, la intoxicación de peces y moluscos y el exterminio de algunas formas biológicas han demostrado que estos ecosistemas no pueden asimilar eternamente los desechos para volverlos inocuos (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología; Subsecretaría de Ecología..., 1984). Ante tal situación se hace necesario el diseño de estrategias para su conservación como ecosistemas y en caso de zonas perturbadas su recuperación como hábitat, de ahí la preocupación por establecer los parámetros adecuados para vigilar y controlar la calidad de sus aguas.

Botello (1978) realizó un estudio acerca de la variación de los parámetros hidrológicos en las épocas de sequía y lluvias (mayo y nov. de 1974) en la Laguna de Términos, Campeche, México. La investigación fue motivada por el deseo de conocer la calidad de las aguas de la Laguna de Términos y áreas costeras adyacentes a lo largo de un ciclo anual. Dicho estudio se basó en numerosos datos de temperatura, salinidad, clorinidad, oxígeno disuelto, pH, alcalinidad, nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitritos y nitratos, fósforo de fosfatos y silicatos. Obtuvo la distribución horizontal y perfiles verticales de dichos parámetros. Además describe y analiza la variación estacional de los factores físicos y químicos, en dos periodos climáticos opuestos. Asimismo, señala la influencia de distintos factores (climáticos, meteorológicos, topográficos, hidrodinámicos, etc.), sobre las características hidrológicas de la laguna. Los resultados obtenidos a través de este estudio mostraron que la Laguna de Términos se encontraba en un medio ambiente estuarino oligotrófico, ligeramente alterado por actividades humanas. Sin embargo, se preveía la posibilidad de que más adelante, el incremento de las actividades agrícolas y el desarrollo urbano e industrial pudieran presentar áreas localizadas de contaminación con la consecuente alteración del ecosistema lagunar.

Romero y Rodríguez (1981) determinaron niveles de contaminación bacteriana en dos sistemas fluvio-lagunares asociados a Laguna de Términos, Campeche. Las muestras colectadas en las lagunas de Balchacah, Puerto Rico y Boca de Atasta, fueron analizadas microbiológicamente con la finalidad de valorar el contenido de bacterias coliformes y patógenas.

Obtuvieron poblaciones de organismos coliformes superiores a 24,000 bacterias por 100 ml de muestra y en ningún caso evidenciaron la presencia de salmonelas.

Los resultados que obtuvieron, indicaron la existencia de contaminación fecal y por consiguiente riesgo de que los bancos ostrícolas localizados principalmente en Boca de Atasta llegaran a contaminarse con bacterias causantes de enfermedades en humanos.

CECODES, (1981) realizó varios estudios en las lagunas litorales del estado de Tabasco durante 1979, 1980 y 1981. Tales investigaciones se refirieron a la dinámica física y biológica de estos ecosistemas, a la cuantificación de hidrocarburos fósiles y metales pesados, al análisis histopatológico de ostiones (*Crassostrea virginica*) y a la cuantificación de microorganismos patógenos. Los resultados obtenidos a través de los estudios hidrobiológicos mostraron que los cuerpos lagunares de Tabasco presentaron comportamientos similares con respecto a la transparencia, la salinidad y la temperatura. En cuanto a los patrones de distribución de oxígeno disuelto, cada cuerpo lagunar manifestó características propias. También se observó que los cuerpos de agua estudiados contenían sedimentos altamente contaminados con bacterias del grupo coliforme fecal. Se detectó un alto índice de contaminación por estafilococos tanto en sedimentos como en ostiones. Detectaron altas poblaciones del género *Vibrio* en algunas muestras de sedimento y en todas las de ostiones. No detectaron la presencia de otras bacterias patógenas como *Salmonella* y *Shigella*.

Bañuelos (1982) realizó un estudio acerca de la variación estacional de la contaminación por bacterias coliformes en tres lagunas costeras del estado de Tabasco, México (Carmen-Machona, Mecoacán y Tupilco) en muestras de sedimento, al igual que las características fisicoquímicas de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH, durante los meses de diciembre de 1980, abril y septiembre de 1981, con la finalidad de deducir las implicaciones epidemiológicas de la contaminación bacteriana. Encontró una marcada variación en la densidad de las poblaciones bacterianas presentando además una estrecha relación con la variación de la salinidad del agua, deduce que estos sistemas estuarinos presentan un serio problema de contaminación fecal.

En 1982 Romero y Rodríguez realizaron un estudio bacteriológico del agua en el sistema lagunar del Carmen-Machona de bacterias coliformes totales y fecales mediante el NMP y de la bacteria patógena *Salmonella* spp mediante medios de enriquecimiento. Se observó que las poblaciones de coliformes totales

y fecales, variaron de 15 a 240 NMP y de 2.2 a 240 NMP, respectivamente. En las muestras que analizaron no encontraron la presencia de *Salmonella* spp. Además del estudio bacteriológico tomaron datos de varios parámetros fisicoquímicos como la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con la finalidad de saber si estos parámetros influían en las poblaciones bacterianas.

Las poblaciones más bajas de coliformes totales y fecales se determinaron en la Laguna Redonda donde se observaron los valores de salinidad más alta 37 o/oo.

En relación con la temperatura y el oxígeno disuelto no observaron diferencias apreciables en las poblaciones estudiadas. Encontraron niveles altos de contaminación coliforme, en las proximidades del área urbana debido al aporte de aguas negras y los desperdicios derivados de la pesca artesanal y del procesado del producto. Relacionan las altas poblaciones bacterianas con detritos orgánicos animales (aves y mamíferos), que son aportados hacia las lagunas por el agua de lluvia y posteriormente transportados por las corrientes lagunares.

Romero, Ferrara, Lizarraga y Rodríguez (1986) determinaron la variación estacional de las poblaciones de enterobacterias en la laguna de Términos, Campeche. Realizaron análisis microbiológicos en muestras de agua y sedimento para determinar el contenido de bacterias coliformes fecales. Los muestreos fueron hechos durante la época de sequías, de lluvias y de nortes, observaron una gran diferencia estacional en el Número Más Probable (NMP) durante los meses de julio a octubre cuando la salinidad baja a 10 o/oo. En sedimento el NMP de bacterias coliformes fecales fue menor debido a que tienen un corto tiempo de vida en aguas salobres. Encontraron que los contenidos más altos se presentaron cerca de Cd. del Carmen, donde la descarga de aguas negras es alta y continua.

De la Lanza (1986) realizó un estudio sobre la calidad ambiental de la Laguna de Mezcaltitán, Nayarit, México durante el estiaje. Esta laguna fue importante en décadas pasadas por sus recursos camaroneros y ostrícolas, disminuyó su pesca debido posiblemente a la influencia de diversos factores, azolvamiento de las aguas marinas, asentamientos humanos, agricultura y mal manejo. Esta situación condujo a realizar una evaluación ambiental tomando en cuenta un cuadro de análisis de rutina que es empleado para otros cuerpos de agua. Los aspectos fisicoquímicos, tuvieron como objetivo el determinar los efectos que sobre el agua y las especies biológicas causa el proceso de azolvamiento y la contaminación por asentamientos humanos y las descargas de diferente origen. Así mismo, señala la importancia que tiene cada parámetro dentro del cuadro de análisis de rutina.

Los parámetros evaluados fueron: temperatura del aire y del agua, oxígeno disuelto, salinidad, fosfato, nitrógeno amoniacal, DBO, DQO, sulfatos, grasas, detergentes, sólidos totales, fenoles, metales pesados (Pb y Cd), pesticidas (DDT), coliformes totales, fitoplancton y zooplancton. Los parámetros hidrobiológicos señalaron condiciones adecuadas para el sostenimiento y desarrollo de sus comunidades; sin embargo, compuestos ajenos al propio sistema lagunar, mostraron concentraciones significativas que pudieron deberse a la época en que se realizó el estudio (estiaje). Frente al poblado de Mezcaltitán, se registraron los valores más altos de coliformes (3200/100 ml), detergentes (1.22 mg/l) y DDT (4.8 µg/l).

Botello y Páez (1987) realizaron diversas actividades de investigación desarrolladas por investigadores del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología a partir de 1982, las cuales condujeron a la evaluación geoquímica del río Coatzacoalcos y áreas adyacentes (entre las que se encuentra la laguna del Ostión). Así, el presente estudio se encaminó específicamente a evaluar biológica y geoquímicamente los niveles de contaminación en los ríos Coatzacoalcos y Tonalá y en las áreas adyacentes, además de caracterizar e identificar ciertos contaminantes de origen biológico, orgánico e inorgánico (microorganismos y esteroides, hidrocarburos saturados, hidrocarburos aromáticos, hidrocarburos disueltos y dispersos y algunos metales pesados), el tiempo de residencia de éstos en el ecosistema, sus flujos y destino final, así como sus posibles impactos sobre la biota y el hombre mismo.

Enfocándonos únicamente en el estudio microbiológico, determinaron coliformes fecales (CF) así como bacterias patógenas en sedimento y muestras de agua provenientes de las áreas de estudio. Los análisis microbiológicos evidenciaron una alta y constante contaminación bacteriana del grupo coli-aerógenos. Asimismo, detectaron un indicador de contaminación fecal: *Escherichia coli* tipo I, encontrado también en muestras de agua supuestamente potable colectadas en Cosoleacaque, Minatitlán, Coatzacoalcos, Agua Dulce, Las Choapas y Nanchital. Fueron también importantes los niveles de estafilococos de las descargas urbanas. Encontraron *Vibrio parahemolyticus* en sedimento del Río Coatzacoalcos.

Los análisis revelaron que la laguna del Ostión es la más contaminada por microorganismos; la siguen en orden los ríos Tonalá y Coatzacoalcos. La contaminación fecal de las áreas estudiadas fue de origen humano.

Solis (1988) realizó una investigación sobre las principales fuentes de contaminación y algunos efectos sobre los cuerpos de agua en el estado de

Veracruz. En su trabajo da una descripción detallada de diecisiete hidrológicas y dos lagunas costeras ubicadas en el estado de Veracruz, las cuales juegan un papel muy importante en lo que a contaminación se refiere, ya que de acuerdo a la investigación realizada se registraron 500 fuentes de contaminación entre las que se encuentran: complejos petroquímicos, campos de explotación petrolera, procesadoras de cítricos, ingenios azucareros, industrias químicas, tenerías, de celulosa y papel así como centros urbanos entre otras.

A lo largo de la investigación también se detectaron 13 contaminantes desechados por las diversas fuentes de contaminación ya sea industria o centro urbano a los receptores finales río o laguna, donde por sus características propias, presentan efectos a largo plazo afectando al hombre. Dichos contaminantes son: los metales pesados, plaguicidas, o de efecto limitado y de poco alcance como algunas partículas sedimentables o materia flotante y los que presentan un efecto perjudicial transitorio aunque muy severo como la temperatura, materia orgánica y cianuros.

Botello (1990), realizó un estudio acerca del impacto ambiental de los hidrocarburos organoclorados y de microorganismos patógenos específicos en lagunas costeras de México: Lagunas de Mandinga y Alvarado en Veracruz, las de Carmen-Machona y Mecoacán en Tabasco y la Laguna de Términos en Campeche; principalmente por su importancia biológica-ecológica, económica y social, así como su localización en las cercanías de desarrollos urbanos e industriales.

Para el estudio bacteriológico analizaron muestras de agua, sedimento y ostión de los sistemas lagunares anteriormente mencionados; con la finalidad de valorar mediante los registros microbiológicos la calidad ambiental de estos sistemas mediante el aislamiento de bacterias patógenas de los géneros *Vibrio*, *Salmonella* y *Shigella*.

Los resultados bacteriológicos de los patógenos mostraron la posibilidad de que estuvieran presentes *Vibrio cholerae*, *V. parahemolyticus*, *V. alginolicus*, *Salmonella* y *Shigella*, en agua, sedimento y ostión de las lagunas analizadas. Por lo anterior, no recomendaron el consumo de ostiones crudos obtenidos de los bancos ostrícolas de las lagunas Carmen-Machona, Mecoacán y Mandinga. Desde el punto de vista sanitario, ninguna de las lagunas analizadas pudo ser considerada como adecuadas para la producción de especies de consumo dado los riesgos que ofrecía la presencia de bacterias patógenas en agua, sedimento y ostión.

Ducoing y cols. (1990) llevaron a cabo un monitoreo ambiental en la laguna de Tamiahua, Veracruz. Realizaron muestreos periódicos cada 6 semanas durante más de dos años, formaron de esta manera un banco de datos de factores del ambiente: bacterias totales y fecales, contaminantes como: metales pesados (Cr, Cd, Pb), detergentes aniónicos, factores fisicoquímicos como: pH, temperatura, oxígeno disuelto, etc. Así como nutrientes (fósforo y nitrógeno). Detectaron problemas de salud pública, provocados por el uso inadecuado del recurso agua. Los resultados de la integración de los datos indicaron patrones bien definidos en el comportamiento de las bacterias, cuyos niveles se relacionan con la cercanía de los poblados, en sequías los niveles también son elevados. Respecto a los parámetros fisicoquímicos y nutrientes, el comportamiento estuvo bien definido, el cual depende de la cercanía de las poblaciones y de la época climática. Para los metales pesados detectaron niveles elevados, los cuales no pudieron ser relacionados con fuentes de emisión antropogénicas, debido a que no se detectaron en los alrededores industrias que lo emitieran, por lo cual plantean la necesidad de buscar la respuesta más lejos.

Parissi (1990) realizó un análisis de coliformes fecales en 2 lagunas costeras del estado de Veracruz, por medio de la técnica de filtro de membrana. Los resultados mostraron que estos 2 cuerpos de agua tuvieron variaciones altas. La laguna de La Mancha sobrepasó los límites de coliformes fecales para ser usada en la producción de moluscos de consumo directo.

Las lagunas de La Mancha y Del Llano a pesar de que no mostraron un comportamiento cíclico, si observaron la influencia que tiene la época de lluvias, lo cual ocasiona un aumento en sus niveles de coliformes fecales. La laguna de La Mancha es la que presentó mayor contaminación por coliformes fecales. En la zona Sur de la laguna de la Mancha (donde desemboca el arroyo Caño Grande), se presentó una mayor contaminación debido al transporte de contaminantes provocados por el aporte de agua dulce. La laguna de La Mancha presentó niveles altos de coliformes fecales, por lo cual el uso de sus aguas se deben restringir a actividades que no tengan efecto sobre la salud pública. La contaminación encontrada en estas dos lagunas se debe principalmente a ganado y aves de corral, de acuerdo a los resultados que se obtuvieron al calcular el coeficiente entre coliformes fecales y *Streptococcus fecales* en el mes de agosto de 1989. Aunque el promedio en laguna del Llano fue menor al que se presentó en la laguna de La Mancha, los niveles de coliformes fecales demostraron una contaminación que imposibilita a esta laguna, para uso directo de sus aguas en el desarrollo de moluscos y alimento acuático. Para los resultados obtenidos considera factible la presencia de microorganismos patógenos.

Durante 1991, la Comisión Nacional del Agua en Guerrero, a través del Departamento de Calidad, Reuso del Agua e Impacto Ambiental en Acapulco, Gro. realizó un estudio de clasificación de las aguas de Laguna Negra de Puerto Marqués, como cuerpo receptor de las aguas del río La Sabana (de manera intermitente durante la temporada de avenidas), que transporta las aguas residuales domésticas e industriales de Cd. Renacimiento y La Sabana. Dicho estudio tuvo la finalidad de clasificar las aguas de Laguna Negra para conocer su capacidad de asimilación, dilución, difusión y dispersión, para poder garantizar que los usos y aprovechamiento que se hace de sus aguas tuviera la calidad adecuada.

Para cada una de las estaciones de muestreo se realizaron tres muestreos con intervalos de una semana. A las muestras de agua recolectadas se les realizaron en el laboratorio los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos como: temperatura, pH, turbiedad, oxígeno disuelto, DBO<sub>5</sub>, DQO, dureza, salinidad, sólidos totales, sólidos sedimentables, coliformes totales y coliformes fecales.

De manera general, los resultados obtenidos mostraron que la calidad del agua de Laguna Negra no fue aceptable para los usos de conservación de flora y fauna a que estaba destinada, ya que los parámetros de calidad analizados mostraron valores por arriba de los marcados por los criterios ecológicos de calidad del agua. Concluyeron que Laguna Negra de Puerto Marqués mostraba un proceso paulatino de degradación y deterioro de su flora y fauna.

Quijano y cols. (1992) realizaron un estudio acerca de la calidad del agua en la laguna de Cuyutlán como posible indicadora de su rehabilitación. Se han realizado muestreos durante los años 1989-1990 y 1991-1992 evaluando calidad de agua, abundancia fitoplanctónica y concentración de clorofila *a*. Estos datos fueron comparados con 2 campañas anuales realizadas anteriormente. Los valores que obtuvieron de temperatura, oxígeno disuelto, pH y salinidad no presentaron cambios significativos en su comportamiento anual, caracterizándose por ser una laguna hipersalina en época de secas con un ligero carácter alcalino. Los valores de ortofosfatos y amonio se incrementaron paulatinamente registrando en el periodo 91-92 los valores promedios más altos. Las estaciones más afectadas fueron las más cercanas a la ciudad de Manzanillo para los ortofosfatos y las más alejadas de la influencia marina para el amonio. Los valores de nitratos no presentaron grandes cambios en su concentración. La DBO presentó amplias variaciones en el periodo 89-90, para el periodo 91-92 observaron los valores más altos en el área más alejada del canal de ventanas, disminuyendo su concentración hacia dicho lugar.

Velázquez (1992) realizó la determinación de *Vibrio cholerae* O1 en la zona de Veracruz-Boca del Río-Mandinga, con el objeto de determinar los posibles focos de infección en dicha zona a partir de muestras de pescado y camarón en estado fresco obtenidas de 4 mercados ubicados en la Ciudad de Veracruz y una pescadería en Boca del Río, Ver., además de muestras de ostión recolectadas de 5 cooperativas localizadas a lo largo del sistema lagunar Boca del Río-Mandinga así como muestras de agua salobre provenientes de dicho sistema. Para elegir los puntos de muestreo de agua consideraron los sistemas de descarga de drenaje de diversos asentamientos humanos establecidos a lo largo del sistema lagunar, así como los bancos de ostión más productivos existentes en el mismo. El estudio comprendió un periodo de 5 meses (3 intervalos). La investigación reportó la presencia de *Vibrio cholerae* O1 en diversas partes de la zona estudiada, así como la de diversos géneros de *Vibrio* que ocasionan diversas alteraciones en la salud de la comunidad.

Lagunes y cols. (1994) realizaron un estudio acerca de la contaminación bacteriana en agua, sedimento y organismos de los bancos ostrícolas del sistema Pom-Atasta, Campeche. Debido a que las lagunas costeras del Golfo de México son potencialmente ricas en productos pesqueros, ya que un gran número de organismos completan su ciclo de vida en estas zonas, entre ellas los moluscos bivalvos. El ostión americano *Crassostrea virginica* es uno de los recursos más importantes, ya que la producción nacional se debe a esta especie. Por lo cual el objetivo de este trabajo fue el determinar la contaminación microbiológica en agua, sedimento y ostión de los bancos del sistema Pom-Atasta, a fin de identificar las áreas de producción con calidad sanitaria aceptable. Además se determinó la presencia de *Salmonella* y *Vibrio cholerae* y parámetros fisicoquímicos como la salinidad y temperatura. Establecieron cuatro estaciones de muestreo que correspondieron a los principales sitios de extracción de ostión por la Cooperativa "Los Tamarindos" (Atastillo, Punta Juleza, Chencho y Playaso). Los resultados que obtuvieron durante el periodo comprendido de enero a junio de 1993, mostraron niveles de coliformes fecales que oscilaron entre > 2.2 a 90 NMP/100 ml para agua, de 2.2 a 2400 NMP/g para sedimento y > 2.2 a 460 NMP/g para ostión. Durante el periodo de muestreo no detectaron la presencia de *Salmonella*, ni *Vibrio cholerae*. No encontraron una correlación entre la temperatura y salinidad con la presencia de coliformes fecales. Propusieron crear un centro de autodepuración y la construcción de un desconchadero que cuente con las normas de higiene y personal adiestrado en un manejo sanitario del producto, ya que gran parte de la contaminación es posterior a la cosecha.



Barrera (1995) realizó un análisis microbiológico en agua, sedimento y tres especies de importancia económica de la laguna de Tamiahua, Veracruz: ostión (*Crassostrea virginica*), jaiba (*Callinectes sapidus*) y lisa (*Mugil cephalus*), utilizó a los coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (EF) como indicadores. El objetivo del estudio fue evaluar la contaminación exógena de la laguna y estas tres especies. Obtuvo la calidad sanitaria del agua y describió el comportamiento temporal y espacial de los grupos de bacterias en el agua y el sedimento, así como su relación con algunos parámetros fisicoquímicos. La laguna no presentó condiciones adecuadas para cultivo de moluscos, pero fue aceptable para recreación con contacto primario y protección de la flora y fauna acuática, de acuerdo a los criterios de calidad del agua vigentes en México. Las mayores concentraciones de bacterias coliformes se presentaron en la estación de lluvias, tanto en agua de superficie, como en sedimento. La laguna estuvo fuertemente contaminada en lluvias por CT, con concentraciones máximas (hasta  $10^4/100$  ml o g) frente al estero Tanchochín y Boca de Corazones en agua y en sedimento en el oeste, sur y este de la isla del Ídolo. Las estaciones de nortes y secas presentaron concentraciones menores (200 a 1000/100 ml). Las concentraciones de bacterias CF, llegaron a 1,000/100 ml frente a la Boca de Corazones y hasta 200/100 ml frente al estero Tanchochín en lluvias. En nortes, las localidades alcanzaron 70/100 ml, y en secas 14/100 ml, ubicándose alrededor de la Isla del Ídolo. El sedimento en lluvias alcanzó  $10^4/100$  g. frente a Tanchochín y superó este valor al sur de la Isla del Ídolo. Los estreptococos en agua tuvieron un máximo de 1,000/100 ml o g. en agua al norte de la Isla del Ídolo y en la Boca de Corazones, y en sedimento frente a Tanchochín y al oeste de la Isla del Ídolo. El noroeste de la isla, sobrepasó los 10,000 EF/100 g en lluvias. Los tres grupos presentaron altas concentraciones en sitios de baja salinidad (10 o/oo) en lluvias, lo que indicó la influencia de los aportes de agua dulce y el arrastre de material particulado. La temperatura se relacionó con CF en la estación de nortes en que las altas concentraciones se encontraron en el centro de la región de colecta y las temperaturas bajas en el norte (19.5°C).

Becerra y Botello (1995) realizaron un estudio para determinar los niveles de bacterias coliformes totales (CT), fecales (CF) y patógenas en agua y sedimentos del Sistema Lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, México, durante el ciclo de 1992-1993. Los resultados que obtuvieron indicaron que las bacterias coliformes totales en agua y sedimentos variaron desde no detectables hasta 240,000 células/100 ml. Los coliformes fecales presentaron un comportamiento similar en relación a las coliformes totales. Durante las cuatro épocas en que muestrearon, las estaciones de las lagunas "El Campón" y "El Hueyate" presentaron concentraciones que excedían la Norma de Calidad, misma que establece 70 CT y 14 CF para aguas de contacto primario y de actividad

pesquera, sobre todo durante junio y noviembre de 1992. Los géneros de bacterias patógenas que identificaron fueron: *Shigella* sp., *Salmonella thypy*, *S. parathyphy*, *Escherichia coli*, *Klebsiella* sp. y *Enterobacter aerogenes*, principalmente. Los datos que obtuvieron indicaron que existen variaciones estacionales muy marcadas dentro del sistema lagunar, lo cual permite que exista un proceso de autopurificación natural en las temporadas de menor aporte de estas bacterias.

Anzures y cols. (1995) realizaron un proyecto para determinar enterobacterias en agua, sedimento y camarón blanco (*Penaeus vannamei*) del Mar Muerto, Chiapas. Realizaron cuatro salidas de campo en el periodo septiembre 1993 - junio 1994 y tomaron muestras en seis puntos diferentes del Mar Muerto. Determinaron la presencia de *Escherichia coli*, *Citrobacter* sp., *Shigella sonnei*, *Shigella flexnerii*, *Shigella boydii*, *Shigella dysenteriae*, *Alcaligenes faecalis*, *Morganella morganii* y *Proteus vulgaris*. Lo anterior indicó que los focos de contaminación para el camarón son el agua y el sedimento, que han sido contaminados por la actividad humana. Sugieren la cuantificación de bacterias patógenas con el fin de determinar el grado de riesgo para la población.

Soto y Esquivel (1995) hicieron la determinación de bacterias coliformes totales y fecales en agua y sedimento de la laguna Superior, Oaxaca, México, debido a que este cuerpo costero tiene un interés particular con respecto a la supervivencia de bacterias de origen entérico, debido a su salinidad del orden de 50 o/oo y por estar sujeta a la influencia de los vientos conocidos como tehuatepequeros, desde noviembre hasta marzo. Recibe aguas negras provenientes de Juchitan, Sta. María Xadani, San Dionisio y San Francisco del Mar. Los resultados que obtuvieron corresponden a tres muestreos bacteriológicos del agua y sedimento en 10 estaciones situadas en la laguna que fueron realizados en febrero y junio de 1992 y marzo de 1993. Detectaron valores superiores a 240 células/100 ml en las estaciones influenciadas por asentamientos humanos, en general todas presentaron valores altos de las bacterias de origen fecal, aún cuando la salinidad era de 40 ups y la temperatura del agua de 25°C, condiciones en las que diversos autores reportan una baja viabilidad de estos organismos.

Soto, Esquivel y Bulit (1996) realizaron la identificación de géneros de enterobacterias en agua y sedimento de la laguna de Chautengo, Guerrero, presentando los resultados de la distribución de géneros de enterobacterias aislados de 10 muestras de agua y 10 de sedimento de la laguna. Realizaron

dicho muestreo durante la temporada de lluvias de 1996. La localización de las estaciones la establecieron de manera que se cubrieran los distintos ambientes lagunares y sobretodo, que se incluyeran estaciones con descarga de los asentamientos humanos localizados en la periferia de la laguna. También realizaron mediciones de parámetros fisicoquímicos como temperatura, salinidad, pH, nitritos, concentración de amonio, clorofila *a* y feopigmentos. A partir de muestras de agua llevaron a cabo el aislamiento de enterobacterias. Encontraron que las zonas de mayor diversidad de géneros de enterobacterias se detectaron en las estaciones con influencia dulceacuícola. Entre los géneros que identificaron se encuentran *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Salmonella*, *Shigella* y *Proteus*. Los géneros anteriores se presentaron principalmente en las estaciones de los ríos Nexpa y Copala, así como en las estaciones de El Llano, Pico del Monte, Nexpa, Tamarindos y El Tomate, las cuáles están influenciadas por el aporte directo de descargas domésticas a la laguna.

## V. MARCO TEÓRICO

### 1. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS Y BACTERIOLÓGICOS.

El aumento en los niveles de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas ha generado la necesidad de cuantificar y evaluar la calidad de los cuerpos de agua.

La calidad del agua puede definirse como una aptitud para los usos beneficiosos a que se ha venido dedicando en el pasado, esto es, para bebida del hombre y de los animales, para soporte de una vida marina sana, para el riego de la tierra y para recreación (Turk, Turk and Wittes, 1973).

Para poder evaluar la calidad de estas aguas se han diseñado diversos métodos fisicoquímicos y biológicos. Dentro de éstos se incluyen los parámetros fisicoquímicos que nos proporcionan, además del grado de contaminación química y física, datos útiles y específicos con respecto al estado de descomposición de la materia orgánica. También nos sirven para el diseño y regulación del funcionamiento de plantas de tratamiento, así como en la prevención de contaminación de las corrientes (Babbit, 1977).

En cuanto a los biológicos, los análisis bacteriológicos proporcionan elementos que permiten inferir el grado de contaminación bacteriológico y por consiguiente, el tratamiento a que deberá ser sometida el agua o el grado de eliminación de patógenos en el efluente (Babbit, 1977).

#### 1.1 PARÁMETROS BACTERIOLÓGICOS

##### 1.1.1 Importancia y características de las bacterias patógenas.

El agua proporciona un ambiente adecuado para muchos microorganismos diferentes. Las bacterias juegan un papel importante en el medio acuático ya que algunas de ellas forman parte de la flora autóctona y otras pueden encontrarse como contaminantes (Coler Litsky, 1977 citado por Romero y Rodríguez, 1982, Volk, 1996).

La concentración de los residuos líquidos de una comunidad, crea el problema de su evacuación, que es necesario resolver para proteger la salud y el

bienestar público (Babbit, 1977). Estos residuos no pueden desecharse sencillamente vertiéndolos sin tratamiento en lagos y ríos por razones de salud pública y por consideraciones recreativas, económicas y estéticas, por lo cual deben ser tratados en alguna forma antes de devolverlos al ambiente (Brock, 1978).

Los organismos patógenos encontrados en el agua residual pueden proceder de desechos humanos y/o animales de sangre caliente que estén infectados, o que sean portadores de una enfermedad determinada (Metcalf, 1985). Cuando se presentan las enfermedades gastrointestinales bacterianas (fiebre tifoidea, disentería, gastroenteritis, cólera) los agentes etiológicos son expulsados en grandes cantidades en las heces, las cuales usualmente se mezclan con las aguas residuales domésticas, que pueden ser descargadas en cuerpos de agua (lagos, presas, ríos) que posteriormente pueden ser utilizados como fuente de abastecimiento (ASTM, 1992).

Es evidente que las aguas residuales constituyen un peligro para la salud por contener bacterias patógenas y otros organismos productores de enfermedades, asimismo, también contienen sustancias que pueden contaminar las fuentes de alimento y agua afectando la calidad de ésta (Babbit, 1977).

Entre las bacterias que se transmiten por las aguas residuales se encuentran *Salmonella* spp., *Shigella* spp., *Vibrio cholerae*, *Campilobacter* sp., *Escherichia coli*, *Leptospira* y *Yersinia* (Divo, 1990), siendo quizá las más comunes las tres primeras (Volk, 1996).

#### a) *Shigella* spp.

La shigelosis o disentería bacilar es una infección aguda causada por varias especies del género *Shigella* (Mendoza y Peredo, 1981) caracterizada por diarrea, fiebre, dolor abdominal, tenesmos, las heces contienen moco y sangre (Mendoza y Peredo, 1981; Jansen, 1987; Freeman, 1989; Murray *et al.*, 1992). Una pérdida considerable de líquidos y sales se pueden presentar en niños y personas debilitadas; la deshidratación y el desequilibrio de electrolitos pueden causar la muerte (Jansen, 1987).

El género *Shigella* se incluye dentro de la familia Enterobacteriaceae y se divide en cuatro especies en base a algunas características bioquímicas y antigénicas: *Shigella dysenteriae*, *S. flexneri*, *S. boydii* y *S. sonnei* que son referidas también como subgrupos A, B, C y D respectivamente. Cada especie se divide aún más en serotipos individuales de acuerdo a su bioquímica y estructura

antigénica (Mendoza y Peredo, 1981; Murray *et al.*, 1992; Volk, 1996; Krieg y Holt, 1984).

Los miembros del género *Shigella* son bacilos inmóviles gram negativos, aerobios y anaerobios facultativos (Mendoza y Peredo, 1981; Freeman, 1989; Volk, 1996; Krieg y Holt, 1984). Las cuatro especies del género *Shigella* pueden causar disentería en el hombre pero *S. dysenteriae* produce la infección más grave (Mendoza y Peredo, 1981; Jansen, 1987; Zinsser, 1987). *Shigella dysenteriae* tipo 1 elabora una exotoxina que es neurotóxica y citotóxica. El carácter neurotóxico de la toxina determina que se pueda producir meningitis y coma (Delgado *et al.*, 1994).

Los requerimientos nutritivos de *Shigella* son simples ya que pueden crecer en medios ordinarios de cultivo a una temperatura óptima de 37°C. Forman colonias redondas, convexas, transparentes que alcanzan un diámetro aproximado de 2 mm en 24 horas (Mendoza y Peredo, 1981).

A pesar de que el agente causal de la disentería bacilar puede también diseminarse por alimentos contaminados y por el contacto directo de la gente infectada, la vía más frecuente y grave de transmisión es por medio del agua (Brock, 1977). La infección ocurre vía fecal-oral mediante la ingestión de la bacteria pasando al intestino delgado, donde se inicia su multiplicación. La bacteria es transportada al intestino grueso; aquí se adhiere en forma específica y penetra a las células epiteliales, donde se multiplica más. La inflamación, junto con la penetración de las células epiteliales ocasiona lesiones ulcerativas, al parecer todo ello por la acción de la endotoxina producida (Jansen, 1987).

Se ha podido determinar que la dosis infectiva de *S. flexneri* es del orden de  $10^4$  a  $10^8$  microorganismos y la de las otras especies es similar. El periodo de incubación es de alrededor de 48 horas y la enfermedad puede ser aguda o crónica (Freeman, 1989). El reservorio es el hombre enfermo, el portador convaleciente y el portador sano que continúa eliminando bacilos lo cual permite el mantenimiento y propagación de la infección, permitiendo que la enfermedad sea latente y endémica (Freeman, 1989).

#### **b) *Salmonella spp.***

El término salmonelosis se utiliza para describir cualquier infección causada por los miembros del género *Salmonella* (Corral y Perea, 1992; Volk, 1996).

El género *Salmonella* se incluye dentro de la familia Enterobacteriaceae y se divide en tres especies en base a las reacciones bioquímicas y serológicas: *Salmonella cholerae-suis*, *S. typhi* y *S. enteritidis* (perteneciendo los demás serotipos antigénicos a esta última especie) (Divo, 1990; Freeman, 1985; Zinsser, 1987).

Los miembros de este género se caracterizan por ser bacilos de 1 a 3  $\mu\text{m}$  X 0.6  $\mu\text{m}$  (Divo, 1990), gram negativos, móviles (con algunas excepciones) por flagelos peritricos, anaerobios facultativos (Freeman, 1989; Divo, 1990; Krieg y Holt, 1984). Todas las especies de *Salmonella* forman una endotoxina (Freeman, 1989). Se cree que en el hombre esta endotoxina es la responsable de la fiebre y posiblemente del choque durante la bacteriemia por *Salmonella* (Divo, 1990).

En cuanto a su resistencia, la luz solar directa las destruye en unas horas, al abrigo de ésta, resisten durante varios días. El calor las mata a 55°C durante una hora, y a 60°C en 20 minutos; el ácido fénico al 5 % en 30 minutos. Resisten la acción inhibitoria de algunos colorantes y sustancias químicas a determinadas concentraciones las cuales se utilizan en la preparación de medios selectivos para aislamiento y diferenciación de los agentes entéricos (Divo, 1990).

Las salmonelas tienen requerimientos nutricionales sencillos, y crecen con facilidad en los medios nutricionales habituales. Se obtiene un crecimiento adecuado en medios sintéticos que contienen sales de amonio como fuente de nitrógeno y fuentes de carbono sencillas como la glucosa, el piruvato o el lactato. La temperatura óptima de crecimiento es de 37°C, pero se observa un buen crecimiento a temperatura ambiente (Freeman, 1989) y su pH óptimo es de 6.8 a 7.6 (Divo, 1990).

En agar simple, forman colonias circulares de 2 a 3 mm, convexoaplanadas, ligeramente transparentes, de color gris claro, brillantes, de borde continuo o ligeramente ondulado (Divo, 1990).

En cuanto a su actividad bioquímica, ninguna especie fermenta a la lactosa, excepto *Salmonella arizonae*, y la sacarosa; acidifican (con producción de gas, excepto *Salmonella typhi*, que no lo hace) glucosa, maltosa, manitol y sorbitol. Son indol negativas; no licúan la gelatina; producen nitritos a partir de nitratos, la utilización del citrato es variable (Divo, 1990).

La distribución de *Salmonella* es muy amplia, su hábitat primario es el tracto intestinal de animales, incluyendo el hombre. Algunos sólo se encuentran en el hombre (*S. typhi* y *S. enteritidis* serotipo paratyphi A) a quien produce enfermedades o permanecen como portadores (Freeman, 1989; Corral y Perea, 1992; Murray *et al.*, 1992). El resto de las salmonelas son parásitos de animales inferiores, especialmente roedores y aves, aunque algunas se encuentran con

frecuencia en reptiles (Freeman, 1989; Murray *et al.*, 1992; Corral y Perea, 1992).

El origen en la mayoría de las infecciones es la ingestión de alimentos y bebidas contaminadas por la excreta de pacientes y portadores que sirven de vehículo de entrada del agente del organismo humano; destaca en importancia el agua, especialmente en el medio rural; las frutas y las legumbres frescas, la leche y sus derivados, las ostras y diversos mariscos (Divo, 1990).

Aunque la exposición a *Salmonella* es frecuente, se requiere de un gran inóculo ( $10^6$  a  $10^8$  bacterias) para que se desarrolle la enfermedad sintomática. La enfermedad aparece cuando el organismo se multiplica y alcanza una alta densidad, como sucede en los alimentos contaminados e inadecuadamente refrigerados; en individuos de alto riesgo a causa de la edad, inmunosupresión, o por hipoclorhidria, lo cual disminuye la dosis infectiva (Murray *et al.*, 1992). La mayor incidencia de salmonelosis se observa en niños menores de 5 años, y la morbilidad en recién nacidos es significativamente mayor. La muerte es rara en las infecciones que transcurren sin complicaciones, pero la mortalidad es mayor en los niños y los ancianos (Freeman, 1989).

*S. typhi* y *S. enteritidis* serotipo paratyphi producen una enfermedad febril que se denomina tifoidea o fiebre paratifoidea, respectivamente. Las presentaciones clínicas de ambas enfermedades son similares, la fiebre paratifoidea es mas leve.

La fiebre tifoidea es una infección generalizada aguda, con invasión de los tejidos linfoides y alcanza el torrente circulatorio por lo que se pueden aislar en sangre y desde allí pasan a otros órganos (Delgado *et al.*, 1984; Freeman, 1989; Divo, 1990; Corral y Perea, 1992). Se caracteriza por fiebre de varias semanas de duración, manchas rosadas en la piel (roséolas), toxemia, signos abdominales y esplenomegalia. Puede haber diarrea o estreñimiento (Freeman, 1989; Divo, 1990; Corral y Perea, 1992). Se elimina por vía fecal, existiendo un estado de portador que puede ser crónico en el caso de *S. typhi* o portador transitorio en el caso de *S. enteritidis* serotipo paratyphi por lo que su prevalencia y persistencia permite la propagación de la enfermedad (Freeman, 1989; Prats y Mirelis; 1992).

### c) *Vibrio cholerae*

El cólera es una infección gastrointestinal bacteriana aguda, que se caracteriza por náuseas, vómito, diarrea abundante acuosa de color blanquecino tipo agua de arroz (Sánchez, 1991; Delgado *et al.*, 1994). La grave pérdida de líquidos puede producir deshidratación, acidosis metabólica (pérdida de



bicarbonato) (Sánchez, 1991; Murray, 1992; Delgado *et al.*, 1994), hipopotasemia (pérdida de potasio), y shock hipovolémico con colapso cardiovascular (Murray, 1992). El periodo de incubación va de pocas horas a 5 días (Sánchez, 1991; Olarte, 1991). El enfermo grave si no es atendido puede morir en un lapso de 4 a 48 hrs. (Sánchez, 1991).

La diarrea que se presenta al tener cólera, se debe a una exotoxina que actúa sobre las células epiteliales estimulando la secreción masiva de electrolitos y agua (Olarte, 1991; Fernández de Castro, 1991; Sánchez, 1991; Murray, 1992; Volk, 1996; Krieg y Holt, 1984). La dosis infectiva para adultos es de  $10^8$  a  $10^{10}$  microorganismos en individuos con una acidez gástrica normal, aunque la aclorhidria (acidez gástrica baja) puede reducir la dosis infectiva (Feachmen, 1983; Sánchez, 1991; Delgado *et al.*, 1994; González y Saltigeral, 1992; Equihua, *et al.*, 1992; Giono *et al.*, 1993 citados por Díaz, 1996; Brock, 1987; Murray, 1992).

El agente etiológico causante del cólera es la bacteria llamada *Vibrio cholerae*. Es un bacilo gram negativo, ligeramente curvo, móvil por un flagelo polar único; que mide 1.5 a 3 micras de longitud por 0.5 a 0.8 micras de diámetro (Sánchez, 1991; Murray, 1992; Krieg y Holt, 1984; Delgado *et al.*, 1994; González y Saltigeral, 1992). Es aerobio o anaerobio facultativo, no produce H<sub>2</sub>S y es oxidasa positivo. Fermenta la glucosa, sacarosa, manitol y maltosa sin producción de gas. Descarboxila la lisina y ornitina y es arginina dihidrolasa negativa. Reduce nitrato a nitrito, produce gelatinasa, quitinasa e indol, crece a 40°C y tolera la alcalinidad elevada (pH 9.2). No requiere el ion Na<sup>+</sup> para el crecimiento, sin embargo es capaz de crecer en concentraciones de hasta 3 % de NaCl (Sánchez, 1991; Delgado *et al.*, 1994).

Entre la familia Vibrionaceae, representada por el género *Vibrio*, el *V. cholerae* se divide en *Vibrio cholerae* O1 y *Vibrio cholerae* NO O1 (de los cuales existen aproximadamente 72 serogrupos), el serogrupo O1 es el responsable del cólera (Sánchez, 1991; Delgado *et al.*, 1994). El *V. cholerae* O1 incluye dos biotipos: El Clásico y El Tor, dentro de cada biotipo hay tres serotipos: Ogawa, Inaba y Hikojima en base a sus diferencias antigénicas con relación al antígeno O (Sánchez, 1991; Murray, 1992; Delgado *et al.*, 1994; González y Saltigeral, 1992).

El único huésped natural de *V. cholerae* O1 es el intestino del hombre. No ataca a ninguna especie del género animal (Olarte, 1991). Es sensible a los medios ácidos. Se sabe que sobrevive muy bien en agua salobre. El vibrio es muy resistente, incluso puede sobrevivir a la desecación en determinado momento y reaparecer en cuanto tiene contacto con el agua (Tena, 1995). Se destruye con calor (55°C) en media hora; el ácido fénico al 2 % lo mata en cinco minutos. La sobrevivencia de *Vibrio cholerae* depende de las características del ambiente y de

la temperatura, por ejemplo, en agua de mar a temperatura de 5 a 10°C puede sobrevivir 60 días; y cuando ésta es mayor (30 a 32°C) sobrevive de 10 a 13 días (González y Saltigeral, 1992). El Tor es más resistente que el Clásico, y esta característica le permite propagarse con mayor facilidad, sin embargo, el Clásico es más virulento que El Tor (González y Saltigeral, 1992). Al parecer existen reservorios acuáticos en los que el vibrio se reproduce en el plancton de estas aguas. Se trata de esteros, pantanos y lagunas de agua salada frecuentemente contaminados con aguas negras (Olarate, 1991). Otros reservorios ambientales son los manglares (Tena, 1995).

Además se sabe que el agua ya no es el único mecanismo de transmisión; también son portadores del vibrio los mariscos, pescados, moluscos y crustáceos (Olarate, 1991; Tena, 1995), y algunos tipos de hortalizas mal manejados o tratados con aguas negras (Tena, 1995). Los vibrios resisten las bajas temperaturas y la congelación y aunque parezca contradictorio, la refrigeración de los alimentos o bebidas contaminadas prolongan su supervivencia (Olarate, 1991; Tena, 1995).

### 1.1.2 Índices bacteriológicos de contaminación fecal.

El agua ha sido considerada desde hace mucho tiempo como medio de transmisión de numerosas enfermedades, por lo que ha sido motivo de estudios microbiológicos para prevenir algunas enfermedades gastrointestinales (Centro de Ecodesarrollo, 1981).

Por esta razón se ha prestado atención a la estimación de poblaciones bacterianas ya que éstas pueden utilizarse como indicadoras de una variedad de condiciones como la determinación de la presencia o ausencia de contaminación en general y la posible fuente de ella (Romero y Rodríguez, 1982).

Dado que el número de organismos patógenos presentes en las aguas residuales y aguas contaminadas son pocos y difíciles de aislar, se han buscado bacterias o grupos de bacterias que puedan utilizarse como indicadores de la presencia de las bacterias patógenas, esto es, indicadoras de contaminación fecal (Gloyna, 1973; SARH, Subsecretaría de planeación, 1984; ASTM, 1992; Robles, 1994).

Los indicadores bacteriológicos de contaminación son organismos cuya presencia indica que ha ocurrido contaminación reciente del agua por organismos procedentes de los desechos de animales de sangre caliente incluyendo al hombre (SARH, Subsecretaría de planeación, 1984; Robles, 1994).

Para que una bacteria o grupo de bacterias pueda considerarse como indicador; deben reunir las características siguientes:

1. Debe estar presente siempre que estén los patógenos.
2. Su densidad debe estar asociada con la contaminación fecal.
3. Debe sobrevivir en el agua más tiempo que los patógenos, pero su desaparición debe ser inmediatamente posterior a la de aquellos.
4. No debe multiplicarse en el agua.
5. Debe estar ausente en aguas bacteriológicamente potables.
6. No debe ser patógeno para el hombre ni animales domésticos.
7. Las técnicas para su análisis deben ser sencillas, rápidas, aplicables en cualquier tipo de aguas, y no deben presentar interferencias por otras bacterias.

El grupo coliforme es uno de los grupos que más se acerca a un indicador ideal debido a que es habitante común en el tracto intestinal, tanto de los humanos como de los animales de sangre caliente y a que existen ahí en gran número (Brock, 1987). Los organismos coliformes no son dañinos al hombre y, de hecho, son útiles para destruir la materia orgánica en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales (SARH, Subsecretaría de planeación, 1984).

Las heces de una persona "normal" contienen bacterias entéricas en una concentración aproximada de  $10^{11}$  bacterias por gramo, lo que puede constituir hasta la tercera parte de su masa; de ellas aproximadamente  $10^8$  están representadas por *Escherichia coli* (Rosas *et al.*, 1994). La presencia de organismos coliformes se interpreta como una indicación de que los organismos patógenos también pueden estar presentes y su ausencia indica que el agua se halla exenta de organismos productores de enfermedades (SARH, Subsecretaría de planeación, 1984).

Los grupos indicadores de la calidad bacteriológica del agua, que se usan en pruebas de rutina son: coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (EF) (ASTM, 1992).

**Coliformes totales:** Este grupo comprende tanto los coliformes fecales como los no fecales, son bacilos cortos, aerobios y anaerobios facultativos, gram negativos, no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de acidez y gas, en 24-48 hrs. a 35°C. Los géneros comprendidos son: *Escherichia*, *Klebsiella* y *Enterobacter* (ASTM, 1992; Gloyna, 1973; Brock, 1987).

**Coliformes fecales:** Son bacilos cortos, gram negativos, aerobios y anaerobios facultativos, no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de acidez y gas, en 24-48 hrs., a 35 y a 44.5°C (ASTM, 1992). La contaminación fecal se establece por medio del hallazgo de un microorganismo que se encuentra sólo en el excremento, nunca en forma libre en la naturaleza. Este organismo es *Escherichia coli* (Volk, 1996).

Estreptococos fecales: formado por un sólo género: *Streptococcus*, con cinco especies: *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. bovis*, *S. equinus* y *S. avium* que son habitantes exclusivos del tracto intestinal. Son cocos gram positivos, que se agrupan en cadenas cortas o pares, que crecen en presencia de 7.5 % de NaCl, 0.05 % de  $\text{NaN}_3$  y 40 % de sales biliares, a 35°C (ASTM, 1992).

La aplicación de los índices bacteriológicos de contaminación puede ser para:

- a) Determinar la calidad bacteriológica del agua dependiendo su uso.
- b) Evaluar la eficiencia en los procesos de plantas de tratamiento de aguas de desecho.
- c) Determinar fuentes de contaminación.

### Importancia Sanitaria:

El estudio de estas bacterias es de gran utilidad porque su densidad generalmente es proporcional a la cantidad de contaminación fecal presente (Romero y Rodríguez, 1982).

Las aguas costeras reciben descargas de aguas negras que contienen grandes cantidades de heces fecales. Esto ha conducido al aumento de patógenos en el medio acuático estuarino y en aquellas aguas marinas adyacentes a las desembocaduras oceánicas (Weibel, *et al.*, 1974 citado por Romero y Rodríguez, 1982).

Se tiene conocimiento de que las descargas de aguas negras en lagunas costeras representan un peligro potencial para la salud ya que contaminan con bacterias tanto coliformes como patógenas los productos de consumo como es el caso de los moluscos y bivalvos. Así tenemos que se han reportado casos de gastroenteritis y de hepatitis infecciosa después de haber consumido algunas especies de bivalvos colectados en aguas marinas contaminadas (Mason y McClean, 1962; Metcalf y Stiles, 1965; Thompson y Thacher, 1972 citados por Rodríguez, 1986).

## 1.2 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DEL AGUA.

La medición de parámetros fisicoquímicos en los cuerpos de agua, es tal vez la forma más sencilla de identificar sus variaciones tanto espaciales como temporales, resultantes de cambios en los factores naturales como la litología, relieve, vegetación y clima de la región. Además, son de gran importancia en los registros continuos de calidad del agua y también nos indican grado de contaminación tanto orgánica como inorgánica (Mogollón *et al.*, 1993).

Gran parte de los procesos biológicos que ocurren en una laguna costera se ven afectados por las características fisicoquímicas del agua, y a su vez muchos parámetros químicos del agua, son el resultado de los procesos biológicos que suceden en ella. Por lo cual es importante realizar estudios para tener bases con que explicar su comportamiento como ecosistema (Valdés *et al.*, 1988; Hem, 1985; Manahan, 1972 citados por Mogollón *et al.*, 1993).

El término "calidad del agua" no es un término científico sino técnico, porque se basa en la adecuación del agua para usos que el hombre previamente establece: potabilidad, recreación con contacto directo (nado) o indirecto (canotaje;...), agrícola, industrial, etc. (Vilaclara y Sládecek, 1991).

Los parámetros de calidad del agua se clasifican dentro de cuatro grandes categorías: 1) cantidad de materia orgánica, 2) cantidad de bacterias coliformes, 3) cantidad de materia iónica y 4) características físicas.

El porcentaje de saturación del oxígeno disuelto (OD) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) miden la cantidad de materia orgánica. El contenido de coliformes mide la cantidad de materia bacteriológica. La materia iónica es medida por la alcalinidad, dureza, cloruros, conductividad, pH, sólidos disueltos, sólidos suspendidos, nutrientes y detergentes (SAAM) y las características físicas son medidas por medio del color y la turbiedad (Andrade, 1997).

A continuación se describe brevemente la importancia de los parámetros utilizados en el presente estudio.

#### **Alcalinidad total:**

La alcalinidad en el agua residual se debe a la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos tales como calcio, magnesio, sodio, potasio o amoníaco. De estos, los más frecuentes son los bicarbonatos de magnesio y calcio.

Las aguas negras ordinarias son, en general, ligeramente alcalinas, aunque la presencia de algunos desechos industriales pueden producir acidez. En un proceso de tratamiento biológico es conveniente una reacción alcalina, pues la vida bacteriana se desarrolla mejor bajo condiciones ligeramente alcalinas. Las aguas muy alcalinas afectan también la ecología del cuerpo receptor (SARH, Subsecretaría de planeación, 1984).

La alcalinidad del agua puede verse incrementada por la presencia de los fosfatos los cuales se encuentran comúnmente en las aguas residuales domésticas ya que son componentes comunes de los detergentes.

### Cloruros:

Los cloruros son sustancias inorgánicas que se encuentran comúnmente en la orina del hombre y de los animales. La cantidad de cloruros, por encima de su contenido normal en las aguas naturales no contaminadas de una zona, se utiliza como medida de la fuerza de las aguas negras de esa zona o distrito. Como los cloruros son sustancias inorgánicas en solución, no son afectados por los procesos biológicos, ni por la sedimentación (Babbit y Baumann, 1977).

### Conductividad:

La conductividad es la capacidad de una sustancia para conducir calor ó electricidad. En términos generales, la conductividad del agua es proporcional al contenido de iones disueltos presentes; por lo que un agua residual de origen industrial puede presentar una mayor conducción de la corriente eléctrica que las corrientes de otro origen (SARH, Subsecretaría de planeación...1984).

### Demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>):

La materia orgánica biodegradable consiste de compuestos orgánicos que pueden ser utilizados como alimento por los microorganismos, dentro de un intervalo de tiempo razonable.

La cantidad de oxígeno consumida durante la oxidación de la materia orgánica por medio de los microorganismos, es una medida de la cantidad de materia orgánica en las aguas residuales susceptible de ser degradada por medios biológicos. Esta medida está representada como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Este parámetro figura entre las pruebas más importantes de los análisis para fines sanitarios destinados a conocer la capacidad de degradación de la materia orgánica en las aguas residuales (Babbit y Baumann, 1977).

### Demanda química de oxígeno (DQO):

La Demanda Química de Oxígeno analiza tanto la materia orgánica biodegradable como la que no lo es, y nos da una idea del contenido de materia orgánica presente en el agua a depurar (Nalco Chemical Company, 1982; Pesson, 1979).

### **Detergentes:**

Los detergentes son importantes porque son compuestos tóxicos y la mayoría de ellos no son biodegradables. Dentro de los problemas que pueden ocasionar como contaminantes del agua están los siguientes:

Se ha visto que causan daños a los vegetales acuáticos inhibiendo la fotosíntesis y originando la muerte del fitoplancton. Actúa sobre ciertos peces, a los que producen lesiones en las branquias, dificultándoles la respiración, las dosis de toxicidad varían dependiendo de la especie, tipo de detergente, tamaño y otros factores físicos del medio ambiente. La concentración letal en los peces de acuerdo a algunas investigaciones varía de 0.2 a 10 ppm. (SARH, 1979 a).

Desde el punto de vista estético es indeseable la formación de espuma en los cuerpos de agua (SARH, 1979 c).

El contenido tan alto de fosfatos en la formulación de los detergentes comerciales crea el problema de la eutroficación. Este problema consiste en la fertilización excesiva de las plantas acuáticas, lo que ocasiona la reducción de la profundidad de cuerpos receptores y provoca un aumento en la producción de residuos orgánicos disminuyendo el oxígeno necesario para la vida animal (Jiménez, 1994).

Al alterar la tensión superficial de las aguas, originan la pérdida del oxígeno disuelto en ellas y permite la entrada del agua en el plumaje de las aves acuáticas, con la consecuente salida de la capa aislante de aire ocasionando muchas veces su muerte por exceso de peso o por el contacto directo con las aguas frías, de manera similar a como ocurre en presencia de petróleo (Vizcaíno, 1980).

### **Dureza:**

El término dureza se aplica a las aguas en las que es difícil lavar, pues requiere grandes cantidades de jabón para formar espumas.

La dureza de las aguas naturales es producida sobre todo por bicarbonatos y carbonatos de calcio y magnesio, y en menor proporción por el hierro, el aluminio y otros metales. La dureza del agua se debe a la naturaleza de las formaciones geológicas con las que ha tenido contacto (Sawyer, 1994 citado por Andrade, 1997).

### **Fósforo:**

El fósforo es un componente estructural de ácidos nucleicos y es necesario para la transferencia de energía química dentro de los microorganismos. (Ford y Hazen, 1972; Margalef, 1979 citados por Miranda 1988). Sin embargo en

exceso se vuelve un contaminante importante.

El fósforo se presenta en varias formas a un pH de 8 y a 20°C, es la forma  $\text{HPO}_4$  ocupa el 87 %, la forma  $\text{PO}_4$  el 12 % y la forma  $\text{H}_2\text{PO}_4$  el 1 %. Los polifosfatos son encontrados raramente en aguas oceánicas pero en zonas costeras y estuarios su concentración aumenta, principalmente como consecuencia de polución por detergentes (Riley y Chester, 1971; Gutiérrez, 1980 citados por Miranda, 1988).

Casi todo el fósforo se encuentra en forma orgánica, al morir las células, las fosfatasa se encargan de liberar al medio, ortofosfatos, que son asimilados rápidamente, sin embargo una proporción importante se pierde en los sedimentos por medio de diagénesis y son convertidos en minerales fosfatados, tal como la apatita. Esta pérdida se ve balanceada por la entrada del mismo por medio del intemperismo de rocas, que entran al mar por medio de aportes pluviales o de ríos. Chobbie, Copeland y Harrison, 1975; Congdon y Mc Comb, 1980. citados por Miranda 1988).

El lavado y desgaste de las tierras, así como el transporte por los ríos constituyen el mayor aporte de fósforo hacia los estuarios y zonas costeras, los cuales son introducidos como minerales fosfatados en detritos y material orgánico suspendido, así como fosfatos en forma disuelta por aporte fluvial. Otros importantes aportes de fósforo son los desechos domésticos (Botello, 1982).

El principal problema de los fosfatos como contaminante es que influye en los procesos de productividad acuática, causando un crecimiento excesivo de algas y malezas en los cuerpos de agua (eutroficación) (SARH, 1979 b).

### Nitrógeno:

El rápido incremento de descargas contaminantes (sobre todo de origen doméstico) en nuestras aguas naturales ha hecho del nitrógeno uno de los principales contaminantes (Balakrishnan, 1969 citado por Gallegos, 1988).

Cuando los compuestos nitrogenados domésticos generados por una población deben ser desechados, la manera más fácil de lograrlo es descargándolos a ríos, lagos o al mar, lo cual produce gran desequilibrio por sus efectos nocivos. De éstos, la eutrofización es el aspecto más impactante que se considera del caso. Los análisis de nitrógeno en sus diferentes formas se han practicado en aguas contaminadas desde que el hombre se convenció que son un vehículo para la transmisión de enfermedades. Durante mucho tiempo estos análisis fueron la base de juicio para determinar la calidad sanitaria del agua. Hoy en día los análisis del nitrógeno se realizan por las siguientes razones:

Se sabe que las aguas contaminadas tienen el poder de autopurificación en un determinado periodo de tiempo. Las posibilidades de contraer enfermedades



por la ingestión de estas aguas decrecen con el tiempo y el aumento de la temperatura.

Todos los procesos de tratamiento biológico dependen de la reproducción de los organismos empleados, por lo que es importante conocer si el desecho contiene suficiente nitrógeno para aquellos.

El nitrógeno también es importante como elemento fertilizante esencial para el crecimiento de algas; los análisis de nitrógeno sirven para controlar este crecimiento y evitar una sobrepoblación de algas en cuerpos de agua receptores de desechos domésticos. Las formas en que podemos analizar al nitrógeno son las siguientes:

a) Nitratos: Los nitratos se encuentran en cantidades muy pequeñas (trazas) en las aguas superficiales (SARH, 1979 b).

Son nutrientes esenciales para muchos organismos autótrofos fotosintéticos y en algunos casos se han identificado como nutrientes limitantes del crecimiento (Nalco Chemical Company, 1982).

b) Nitritos: Los nitritos están presentes en el agua como compuestos intermedios en los procesos de oxidación o reducción y forman parte del ciclo del nitrógeno (Nalco Chemical Company, 1982).

c) Nitrógeno amoniacal: Es indeseable por su olor desagradable, el cual se puede detectar a un nivel de  $35 \text{ mg/m}^3$  de aire, causa irritación en los conductos respiratorios del hombre a niveles entre 300 y  $500 \text{ mg/m}^3$ .

El amoníaco en forma molecular eleva el pH, produciendo toxicidad en muchos organismos acuáticos, en peces este tóxico ataca el sistema nervioso central. En solución acuosa es tóxico para la fauna acuática, aún en concentraciones de partes por millón. La concentración exacta para su toxicidad depende del pH y la temperatura del agua, ya que éstos afectan las proporciones del amoníaco libre en equilibrio con los iones amonio:  $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} = \text{NH}_4 + \text{OH}^-$ .

La proporción de amonio libre aumenta al elevarse el pH y la temperatura. La fauna acuática expuesta a niveles de amoníaco de 1 ppm en el agua puede sufrir hipoxia ya que se ejerce una demanda muy alta de oxígeno para lograr la oxidación del amonio.

Cuando los peces como las percas, los gobios y truchas arcoiris están expuestos a concentraciones de  $3\text{g/m}^3$  durante un periodo de 2 a 20 hrs. se mueren. Lo mismo sucede con los peces dorados en concentraciones de  $2.5\text{g/m}^3$  por 24 a 96 hrs.

La nitrificación es tres o cuatro veces más lenta que la descomposición oxidante de los carbohidratos. La tasa de nitrificación se reduce también severamente a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, por esta causa, el amoníaco puede convertirse en una "trampa" de contaminación en una corriente de agua.

En una corriente contaminada con una concentración muy baja de oxígeno disuelto ocurrirá muy poca nitrificación, a pesar de que continúa la descomposición de los contaminantes carbonáceos. Según avanza ésta, baja el nivel de nutrientes y parece mejorar la calidad del agua. Cuando esto sucede, el nivel del oxígeno disuelto empieza a subir hasta que se reinicia la nitrificación y se ejerce la demanda nitrogenada de oxígeno.

La presencia de nitrógeno amoniacal así como de nitrógeno orgánico indica que ha ocurrido una contaminación reciente y por lo tanto son un peligro potencial para la salud (De la Lanza, 1986).

### Oxígeno disuelto:

La presencia de materia orgánica en elevadas concentraciones trae como consecuencia un abatimiento de los niveles de oxígeno disuelto. Los peces y la mayoría de los organismos acuáticos son muy sensibles a la falta de oxígeno creando en la mayoría de los casos una mortandad cuando los niveles son demasiado bajos. El rango crítico para la sobrevivencia de los peces es de 3 a 4 ppm. de oxígeno disuelto, algunas especies pueden soportar concentraciones menores a 3 ppm. (Botello, 1982).

El oxígeno disuelto está sujeto a condiciones tanto de índole biológica como a factores abióticos, por ejemplo, la actividad fotosintética de los vegetales trae como resultado cambios en las concentraciones de este gas, mientras que otras características fisicoquímicas de la columna de agua tales como la salinidad, la temperatura, el pH también afectan de manera decisiva su solubilidad en la columna de agua (Botello, 1982).

La baja solubilidad del oxígeno en el agua es el factor principal que limita la capacidad de autopurificación de las aguas naturales, de ahí la necesidad de dar tratamiento a los desechos líquidos, tanto domésticos como industriales (SARH, 1979 b).

La presencia de oxígeno disuelto previene o reduce el inicio de la putrefacción y la producción de grandes cantidades de sulfuros y otros compuestos de mal olor, ya que los microorganismos aerobios usan el oxígeno para la oxidación de la materia orgánica e inorgánica produciendo sustancias finales inofensivas como el bióxido de carbono y agua; los microorganismos anaerobios efectúan la oxidación utilizando el oxígeno disuelto de ciertas sales orgánicas, obteniéndose productos mal olientes. Por lo tanto, es muy importante mantener las condiciones favorables para el desarrollo de los microorganismos aerobios con el fin de evitar olores ofensivos en las fuentes naturales de agua (SARH, 1979 b).

Los niveles de oxígeno disuelto pueden usarse como indicadores de la contaminación excesiva por desechos, en base a su demanda de oxígeno.

Concentraciones bajas se asociarán con mala calidad, mientras que las altas con buena calidad (SARH, 1979 b).

#### **Sólidos:**

La *determinación de los sólidos* es una medida de la cantidad de materia orgánica e inorgánica presente en la muestra (SARH, Subsecretaría de planeación, 1984).

De manera general, puede decirse que el vertimiento de desechos sólidos en las zonas costeras provoca tres tipos de efectos:

- a) Físicos, como el cambio en la topografía del fondo, en la circulación, el incremento en la turbidez, la reducción de la fotosíntesis.
- b) Químicos, como el lavado de los depósitos, la adición de nutrientes y otras sustancias, la reacción con partículas suspendidas, la pérdida de oxígeno disuelto.
- c) Biológicos, como la creación de nuevos hábitat, el cubrimiento de bentos, la destrucción de comunidades planctónicas y bentónicas *principalmente, así como* el cierre de áreas de cultivo debido a la presencia de organismos patógenos (Botello *et al.*, 1984).

La *evaluación de sólidos suspendidos* es importante para determinar la eficiencia de las unidades de tratamiento en el trabajo de control de la contaminación de corrientes (SARH, 1979 a).

Los sólidos suspendidos al depositarse en los fondos de las cuencas receptoras o ser removidos de sus depósitos, producen olores desagradables y una pérdida considerable en la concentración del oxígeno. Los peces y otras especies por lo regular mueren debido al cambio drástico de la concentración del oxígeno y también al asentarse los sólidos en los fondos pueden cubrir áreas naturales de desove de ciertas especies, lo cual inhibe rápidamente su propagación. Cantidades visibles de lodos o sólidos suspendidos crean condiciones insalubres, además de destruir los usos recreacionales de los lagos y lagunas. La presencia de estos sólidos también aumentan de manera considerable la turbidez del agua llegando en ocasiones a inhibir el proceso fotosintético (Botello, 1982).

#### **Sulfatos:**

En ausencia de oxígeno disuelto y nitratos los sulfatos sirven como fuente de oxígeno para las oxidaciones bioquímicas producidas por bacterias anaerobias, en estas condiciones el ion sulfato puede reducirse a ion sulfuro, el cual establece un equilibrio con el hidrógeno y el ácido sulfhídrico. Cuando el pH es menor de 8 el equilibrio se desplaza rápidamente hacia la formación del ácido sulfhídrico no

ionizado, bajo tales condiciones la presión parcial del sulfuro de hidrógeno es lo suficientemente grande para causar serios problemas de olor, siempre que la reducción del ion sulfato produzca una cantidad apreciable del ion sulfuro (SARH, 1979 b; ASTM, 1976).

La principal fuente de  $\text{SO}_4$  en el agua proviene de la oxidación del azufre orgánico. En la desembocadura de los ríos es más abundante el sulfato y es depositado lentamente en los sedimentos del fondo del mar (Riler y Chester 1971; Chávez, 1975; Odum, 1978 citados por Miranda, 1988).

### Temperatura:

La medición de la temperatura es útil debido a que puede indicar su efecto sobre la actividad biológica, la solubilidad de los gases y el efecto de la viscosidad sobre la sedimentación. La temperatura normal de las aguas domésticas es ligeramente mayor que la del agua de abastecimiento a causa del calor agregado durante su utilización. Las temperaturas superiores a las normales, indican residuos industriales calientes; las temperaturas inferiores indican incorporación de agua subterránea superficial. La temperatura de las aguas negras varía ligeramente con las estaciones. La actividad biológica es mayor a temperaturas más altas, hasta  $60^\circ\text{C}$  aproximadamente. A medida que aumenta la temperatura, disminuye la viscosidad, con el incremento resultante en la eficacia de la sedimentación, siempre que no se produzcan corrientes de convección desfavorables (Babbit y Baumann, 1977).

Los efectos dañinos son bastante reducidos, pero en los sitios donde la carga térmica tiende a aumentar pueden llegar a ser graves. En algunas corrientes, los aumentos de temperatura han disminuido su capacidad para asimilar desechos y han destruido la vida acuática (ASTM, 1976).

Parámetros físicos y químicos de importancia sanitaria como la densidad y conductividad se ven afectados por variaciones de temperatura. Al aumentar la temperatura aumenta la conductividad. En general, la velocidad de las reacciones químicas aumenta con la temperatura (SARH, 1979 a)

Los cambios de temperatura en el medio acuático afectan los procesos de purificación natural. El contenido microbiano de las aguas naturales es proporcional a la cantidad de materia orgánica presente. Los organismos encontrados en las aguas naturales son saprofitos (organismos que viven de la energía liberada al consumir la materia orgánica) y tienen un ámbito óptimo de temperatura entre  $22$  y  $28^\circ\text{C}$ . Estos organismos pertenecen al grupo mesofílico. Al aumentar la temperatura aumenta la velocidad de multiplicación bacteriana hasta un máximo de  $28^\circ\text{C}$  siempre y cuando el ambiente sea favorable y exista una cantidad suficiente de alimento. Cuando la temperatura excede los  $20^\circ\text{C}$  se producirá la muerte de los organismos.

A presión atmosférica constante, el nivel de saturación del oxígeno disuelto disminuye al aumentar la temperatura (SARH, 1979 a).

Los peces que viven en agua caliente pueden sobrevivir durante algún tiempo en aguas calentadas artificialmente hasta 34°C, sin embargo, las poblaciones de peces como la perca, carpa y muñonera reducen su actividad a estas temperaturas. En épocas de frío las temperaturas de las corrientes deben permanecer por debajo de los 34°C para prevenir la mortalidad de los peces cuando estos se mueven a través de gradientes de temperatura excesivos. La temperatura máxima para una especie varía con las condiciones fisiológicas del pez, su tamaño y su velocidad de calentamiento (SARH, 1979 a).

## 2. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA

El monitoreo de un cuerpo de agua para detectar su grado de contaminación, conduce a obtener una inmensa cantidad de datos de varios parámetros, que hace difícil detectar patrones de contaminación (León-Vizcaíno, 1992).

Debido a que las diferencias de interpretación de los datos varía de un investigador a otro se desarrolló un método indicador (producto de teorías expuestas por especialistas del ramo) que agrupa los parámetros contaminantes más representativos (SARH, 1979).

El índice de calidad del agua (ICA), como forma de agrupación simplificada de algunos parámetros indicadores de un deterioro en la calidad del agua, es una manera de comunicar y evaluar la calidad de los cuerpos de agua (León-Vizcaíno, 1992).

El ICA está definido como el grado de calidad existente en el agua en el momento de su muestreo, expresado como un porcentaje del agua pura. Así, el agua con una calidad altamente contaminada tendrá un índice cercano o igual a 0 % y de 100 % para el agua con una calidad excelente (Tabla 1).

ICA					
100	NO REQUIERE PURIFICACIÓN			NO REQUIERE PURIFICACIÓN	
90	LIGERA PURIFICACIÓN	ACEPTABLE PARA CUALQUIER DEPORTE ACUÁTICO	ACEPTABLE PARA TODOS LOS ORGANISMOS	LIGERA PURIFICACIÓN PARA ALGUNOS PROCESOS	
80					
70	MAYOR NECESIDAD DE TRATAMIENTO				
60		ACEPTABLE PERO NO RECOMENDABLE	EXCEPTO ESPECIES MUY SENSIBLES	SIN TRATAMIENTO PARA INDUSTRIA NORMAL	ACEPTABLE
50			DUDOSO PARA ESPECIES SENSIBLES		
40	DUDOSO	DUDOSO PARA CONTACTO DIRECTO	SOLO ORGANISMOS MUY RESISTENTES	CON TRATAMIENTO EN LA MAYOR PARTE DE LA INDUSTRIA	
30		SIN CONTACTO CON EL AGUA			
20	INACEPTABLE	USO MUY RESTRINGIDO		USO MUY RESTRINGIDO	RESTRINGIDO
10		INACEPTABLE	INACEPTABLE	INACEPTABLE	INACEPTABLE
0	ABASTECIMIENTO PÚBLICO	RECREACIÓN	PESCA Y VIDA ACUÁTICA	INDUSTRIAL Y AGRÍCOLA	NAVEGACIÓN
					TRANSPORTE DE DESECHOS TRATADOS

Tabla1. Escala de calificación general y uso del agua según su índice de calidad. Fuente: SARH, 1979.

### 3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Laguna Negra de Puerto Marqués se localiza al sureste del Puerto de Acapulco, en la región hidrológica No. 19, enmarcada por las coordenadas extremas formada por los paralelos 16° 47' 28" y 16° 48' 22" de latitud norte y los meridianos 99° 49' 28" y 99° 50' 09" de longitud oeste (Figura 1) (INEGI, 1985).

Laguna Negra de Puerto Marqués forma parte de un sistema hidrológico complejo constituido por el Río la Sabana-Laguna de Tres Palos-Laguna Negra de Puerto Marqués, que cubre un área aproximada de 66.4 Has., con una profundidad media de 3.7 m, en las inmediaciones del poblado Laguna Negra. Su superficie está cubierta por mangle casi en su totalidad y se abre al mar por un canal que divide al cerro de Punta Diamante de la zona de playas de Copacabana-Bonfil-Barra Vieja, que en su conjunto constituirá el denominado Centro Turístico Punta Diamante-Copacabana (CNA, 1992).

El clima que prevalece en la región es del tipo subhúmedo tropical con temperaturas medias anuales de 23.3 a 29.1°C. La época de lluvia generalmente se inicia en junio y finaliza en octubre con una precipitación máxima anual de 1442.6 mm y una mínima de 727.8 mm. La época de estiaje se observa durante los meses de marzo, abril y mayo (CNA, 1992)

Los niveles hidrológicos de Laguna Negra de Puerto Marqués dependen del *régimen de lluvia en la región* y la regularidad de los escurrimientos del río La Sabana que aporta flujo a ésta cuando hay buena temporada de lluvias, además de los escurrimientos pluviales de las subcuencas de los cerros del Revolcadero y La Encantada (CNA, 1992).

Según Lankford (citado en el informe de la CNA, 1992), Laguna Negra de Puerto Marqués es una laguna costera cuya dinámica hidrológica no cumple con las características del ciclo hidrológico de las lagunas costeras del Estado de Guerrero. Esto se debe a que Laguna Negra es alimentada por el río La Sabana (sólo durante las temporadas buenas de lluvia), disminuyendo sus escurrimientos durante los períodos de estiaje porque el río de la Sabana también reparte su caudal con la Laguna de Tres Palos en donde desemboca. Todo esto evita el llenado total de su vaso, presentándose la comunicación con el mar de manera esporádica, lo cual se debe principalmente a la acción de las mareas, permitiendo el intercambio físico, químico y biológico con el mar.

Laguna Negra presenta un azolvamiento gradual originado por los sólidos suspendidos transportados por el río La Sabana, los cuales consisten en productos terrígenos de la erosión pluvial y desechos sólidos generados en la cuenca del río y los márgenes de la laguna por el poblado de Puerto Marqués (CNA, 1992).

El uso actual de Laguna Negra es el de conservación de flora y fauna por lo cual no es aprovechada en sus recursos pesqueros, aún y cuando en sus aguas existen tilapia, charra, lisa, popoyote, camarón y jaiba, entre otras.

Las principales fuentes de contaminación de la Laguna Negra de Puerto Marqués son las siguientes:

El río de la Sabana como afluente principal de la laguna (temporada de avenidas), transportan las descargas de aguas residuales municipales de las colonias Emiliano Zapata, Cd. Renacimiento, la planta de tratamiento de Cd. Renacimiento, además de las descargas del rastro y frigorífico de Cd. Renacimiento, la fábrica de aceite de limón (BENEFRUT), el rastro municipal de la Sabana y la embotelladora de refrescos Yoli de Acapulco, S.A.

Las tres descargas de aguas residuales de Puerto Marqués incluida la de la planta de tratamiento de aguas residuales del poblado Puerto Marqués consisten en 8.5 l/s (CNA, 1992).



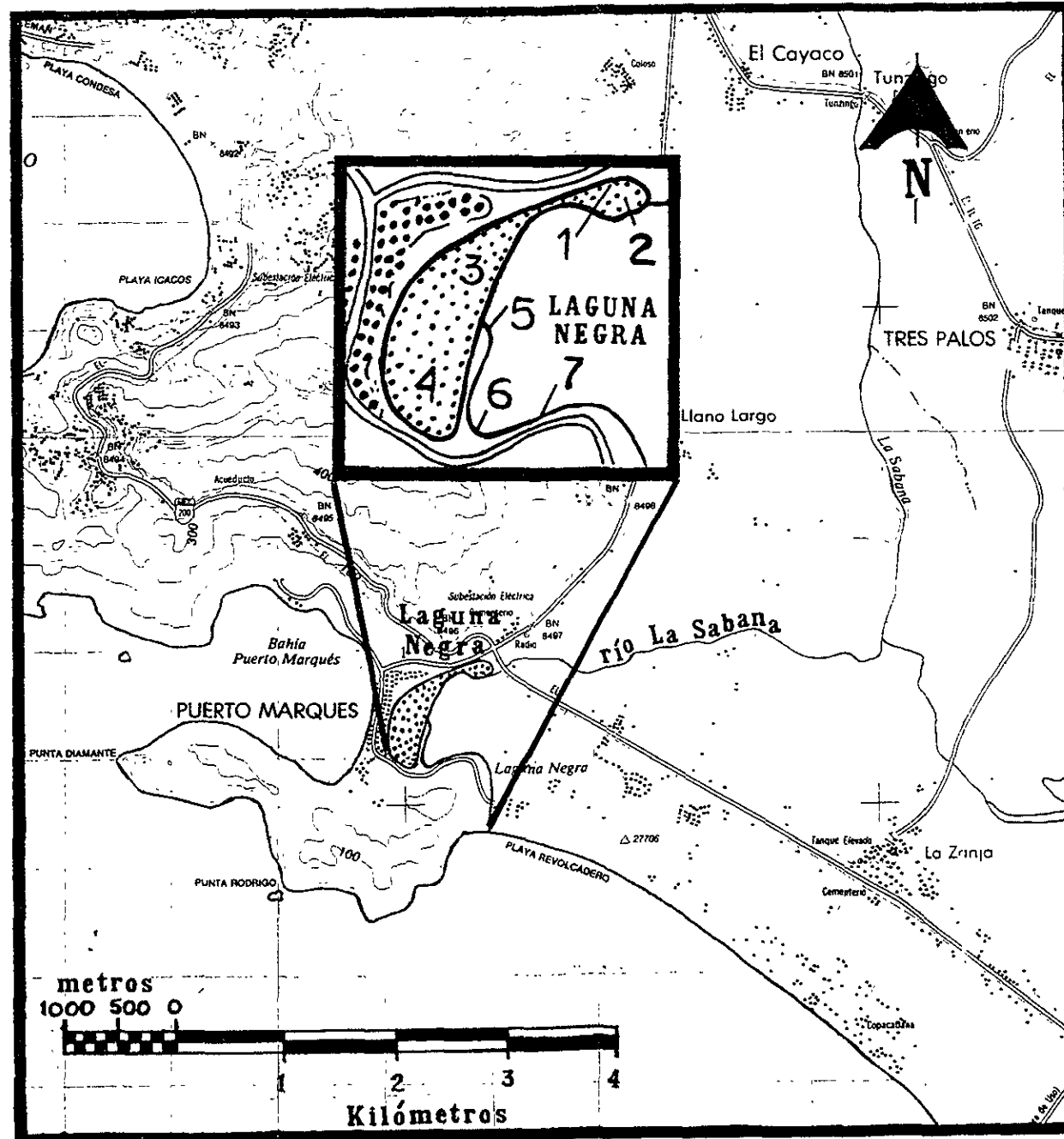


Fig. 1. Mapa de localización de Laguna Negra de Puerto Marqués. Estaciones de muestreo: 1. Descarga A, 2. Descarga B, 3. 100 mts., 4. Placetón, 5. Revolcadero, 6. Puente y 7 Princess.

## IV. MATERIALES Y MÉTODOS

### 1. MUESTREO.

Bajo la asesoría de la Comisión Nacional del Agua y basados en las principales fuentes de contaminación que desembocan en la laguna, se seleccionaron siete estaciones de muestreo y se programaron 11 muestreos mensuales.

No. de estación	Nombre de la Estación
1	Descarga A
2	Descarga B
3	100 metros
4	Placetón
5	Revolcadero
6	Puente
7	Princess

#### Toma de muestras.

Las muestras que se tomaron fueron simples y superficiales (a media agua, aproximadamente 20 cm.) y el procedimiento para su recolección fue el siguiente:

a) Físicoquímicas: El recipiente se enjuagó con el agua que se muestreó y enseguida se sumergió el envase en el sitio de muestreo (SARH, 1986), colectándose el volumen de muestra necesario y preservando de acuerdo a la Tabla 2.

b) Bacteriológicas: Se introdujo el frasco estéril en el sitio de muestreo y se destapó dentro del agua; la boca del envase se colocó en sentido contrario al flujo de la corriente, para evitar que el agua tocara primero las manos del muestreador y después entrara en el frasco. Una vez que se llenó hasta sus 2/3 partes, el frasco se tapó dentro del agua (SARH, 1986). Los requerimientos para la toma de las muestras se presentan en la Tabla 2.

## 2. DETERMINACIONES FISICOQUÍMICAS Y BACTERIOLÓGICAS

### *In situ:*

Los parámetros determinados *in situ* fueron: temperatura del agua y pH con un potenciómetro marca Hanna modelo HI 8314 con un electrodo modelo HI 1332; el oxígeno disuelto con un oxímetro YSI modelo 51 b.

### En laboratorio:

Los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos determinados en el laboratorio fueron: demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, detergentes, nitritos, nitratos, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, fosfatos totales y ortofosfatos, dureza al calcio, dureza total, dureza de magnesio, cloruros, alcalinidad, coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales, *Salmonella* spp., *Shigella* spp. y *Vibrio cholerae*.

Las técnicas de análisis utilizadas se indican en la Tabla 2 y en las Figuras 2 y 3 se describen las técnicas para la determinación de los coliformes fecales, totales y estreptococos fecales. El procedimiento para la identificación de *Salmonella* spp., *Shigella* spp. y *Vibrio cholerae* se presentan en las Figuras 4 y 5.

PARÁMETRO	TIPO DE RECIENTE	PRESERVACIÓN	TAMANO MÍNIMO DE LA MUESTRA (ml)	TÉCNICA	No DE TÉCNICA
pH	-----	-----	-----	Potenciométrica	
Oxígeno disuelto	-----	-----	-----	Oxímetro	
Temperatura	-----	-----	-----	Oxímetro	
Alcalinidad	Plástico/vidrio	Hielo	200	Titulométrica	403
Cloruros	Plástico/vidrio	Hielo	500	Argentométrica	407 A
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO5)	Plástico/vidrio	Hielo	1000	Dilución	507
Demanda química de oxígeno (DQO)	Plástico/vidrio	Ácido sulfúrico hasta pH < 2		Reflujo con dicromato	508 B.
Dureza al calcio	Plástico/vidrio	Hielo	100	Complejometría con EDTA	
Dureza total	Plástico/vidrio	Hielo	100	Complejometría con EDTA	314 B.
Nitratos*	Plástico/vidrio	Ácido sulfúrico hasta pH < a 2	100	Colorimétrica con Brucina	
Nitritos	Plástico/vidrio	Hielo	100	Colorimétrica Di-azotización	419
Nitrógeno amoniacal	Plástico/vidrio	Ácido sulfúrico hasta pH < a 2	500	Kjeldahl-Titulación	417 B
Nitrógeno orgánico	Plástico/vidrio	Ácido sulfúrico hasta pH < a 2	500	Kjeldahl-Titulación	420 A
Ortofosfatos	Vidrio enjuagado con HNO <sub>3</sub> 1+1	Hielo	100	Colorimétrica con cloruro estanoico	424 E
Sólidos suspendidos	Plástico/vidrio	Hielo	-----	Gravimétrica	209 C.
Sólidos totales	Plástico/vidrio	Hielo	-----	Gravimétrica	209 A
Sulfatos	Plástico/vidrio	Hielo	-----	Turbidimétrica	209 B
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	Plástico lavado sin detergente	Hielo	100	Colorimétrica con azul de metileno	512 B.
Coliformes totales (CT)	Plástico/vidrio estéril	hielo	500	Número más probable (NMP)	908 A
Coliformes fecales (CF)	Plástico/vidrio estéril	Hielo	500	Número más probable (NMP)	908 C.
Estreptococos fecales (EF)	Plástico/vidrio estéril	Hielo	500	Número más probable (NMP)	910 A.

Tabla 2. Requerimientos para la toma de muestras y técnicas que se emplearon en los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos (APHA *et al*, 1985 a y b) \*APHA *et al.*, 1976.

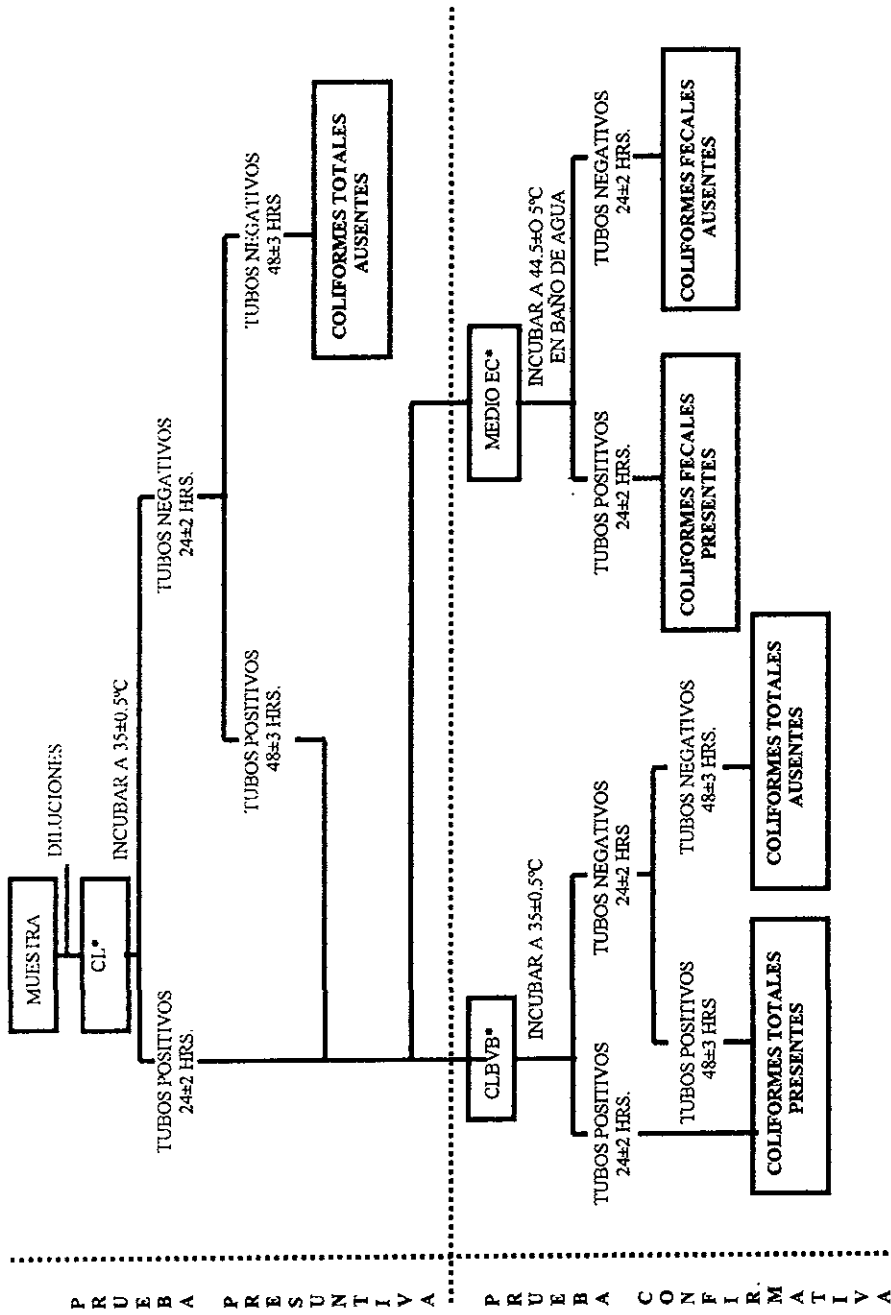


Fig. 2. Prueba para la determinación de coliformes totales y fecales (APHA *et al.* 1985 y Robles *et al.* 1993)  
 \*CL: Caldo lactosado. \*CLBVB: Caldo lactosa bilis verde brillante. \*Medio EC: Medio para *Escherichia coli*.

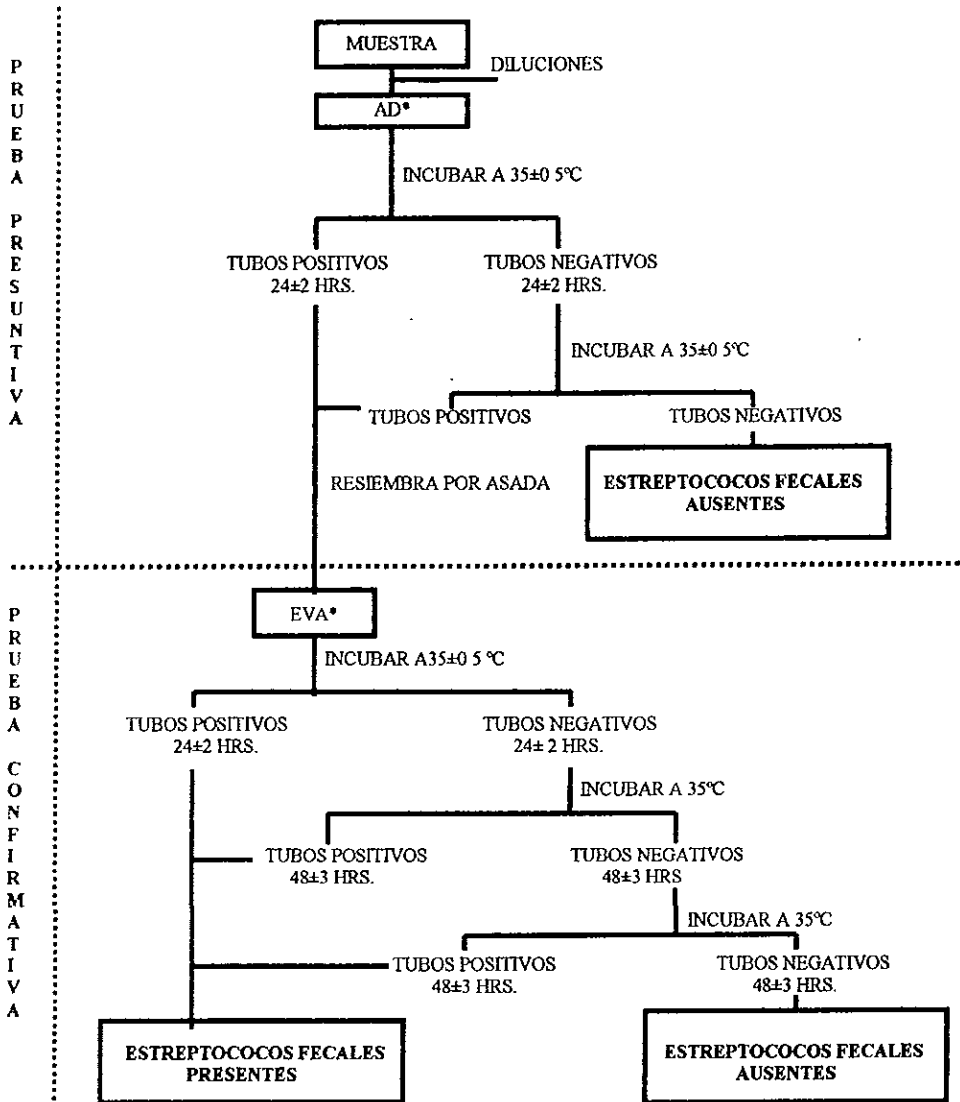


Fig 3. Prueba para la determinación de estreptococos fecales (APHA *et al.*, 1985). \*AD. Azida dextrosa. \*EVA: Etil Violeta Azida

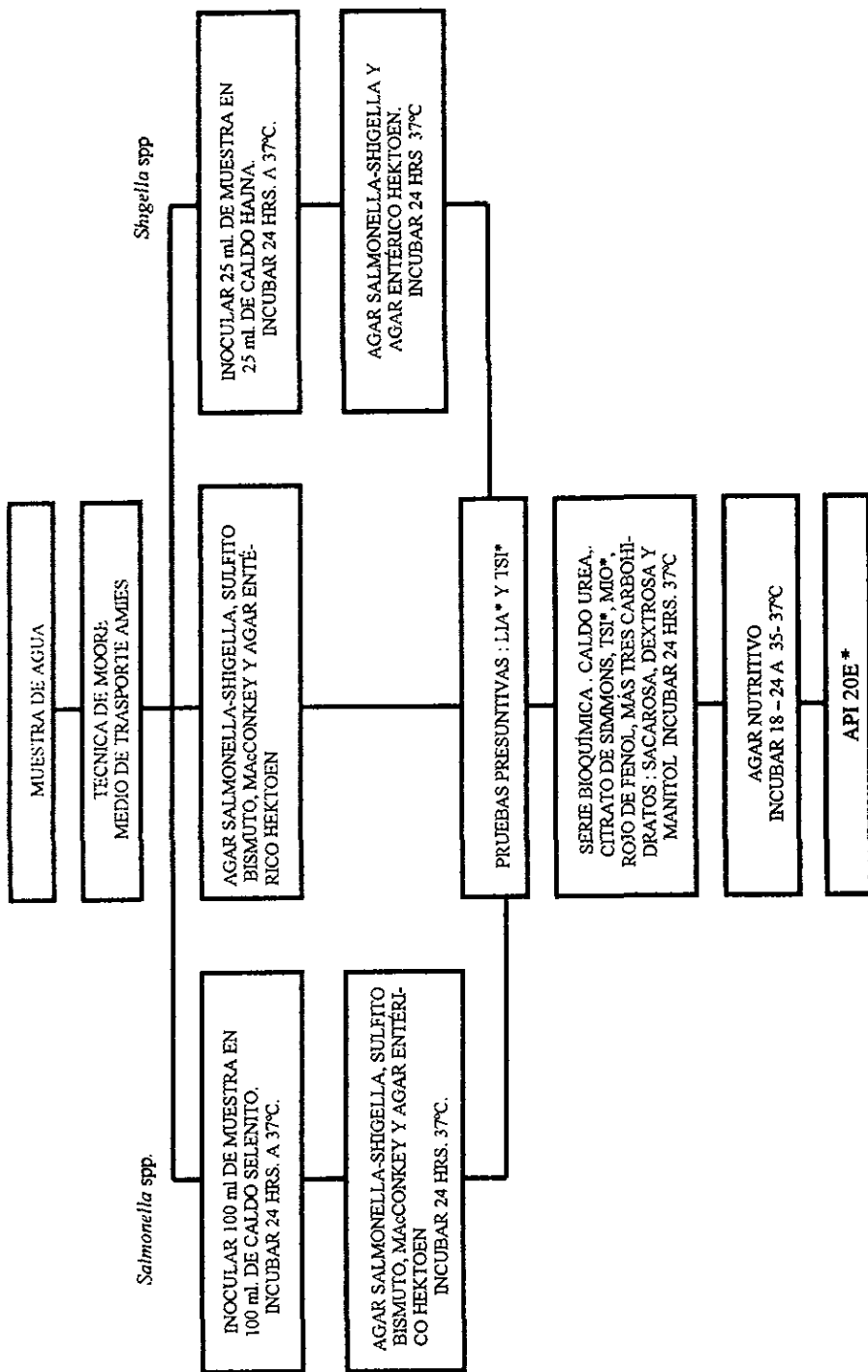


Fig. 4. Técnicas para el aislamiento de *Salmonella* spp. (APHA *et al.* 1985) y *Shigella* spp. (IPN, 1993). \*TSI: Agar Triple Azúcar y Hierro. \*LJA: Agar Lisina y Hierro \*MIO: Agar para Movilidad, Indol y Ornitina. \*API 20E: Testis bioquímicos para la identificación de Enterobacterias.

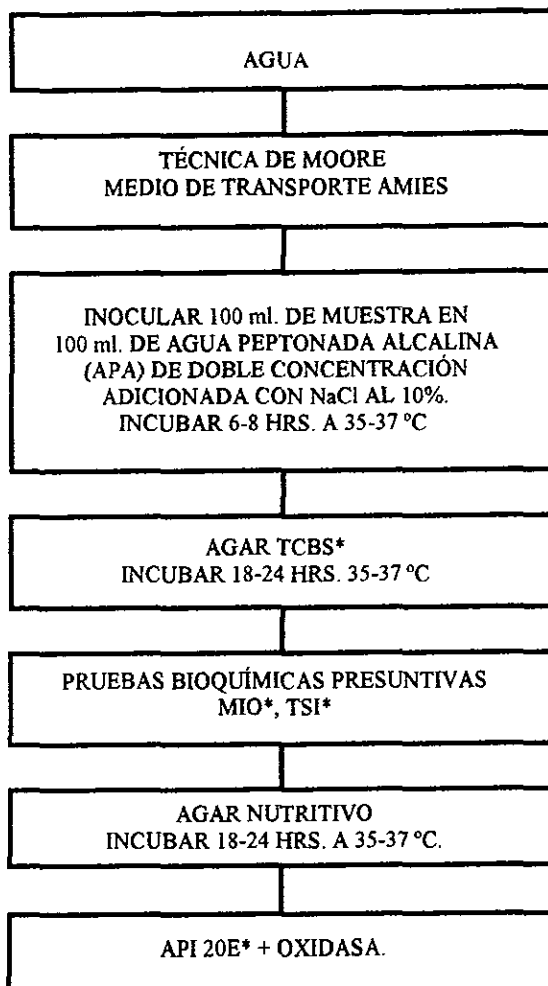


Fig 5. Técnica para el aislamiento de *Vibrio cholerae* (Modificada de Sánchez, 1992)  
\*TCBS: Agar Tiosulfato Citrato Bilis Sacarosa. \*MIO: Agar para Movilidad, Indol y Ornitina \*TSI: Agar Triple Azúcar y Hierro. \*API 20E: Tests bioquímicos para la identificación de Enterobacterias.



### 3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

A los resultados obtenidos de los parámetros bacteriológicos (cuyos datos de coliformes fecales, coliformes totales y estreptococos fecales fueron transformados a logaritmos base 10) y fisicoquímicos se les aplicó un análisis de componentes principales (CP) a partir de la matriz de datos constituida por 29 variables conformadas por parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos y 75 observaciones que corresponden a 7 estaciones de muestreo en 11 meses. Se aplicó un análisis estadístico discriminante el cual dio como resultado la selección de los parámetros con mayor relevancia y se obtuvieron las medidas descriptivas: media y desviación estándar.

El método de CP es una combinación de análisis estadísticos, de análisis de correlación, de varianza y de regresión, analiza simultáneamente el arreglo de la distribución interrelacionada y variabilidad de los datos, para transformar la información y caracterizar los procesos, composición y análisis de los datos más esenciales, que son importantes cuando se analizan las fluctuaciones observadas de las características individuales del sistema (Esparza, 1996).

La finalidad de este análisis fue el de poder seleccionar las variables que más determinan la variación de los datos. Para medir ésto se utilizó como criterio aquella variable que tuviera un factor de peso o carga mayor de 0.70 (Kleinbaum y Kupper, 1978).

Una vez realizado el análisis se procedió a aplicar un análisis discriminante para comparar estaciones y periodos de muestreo considerando únicamente las variables que tuvieron los factores de carga más altos ya que el incluir a todas las variables de un mismo componente sería redundante (Kleinbaum y Kupper, 1978).

El análisis discriminante se aplicó por estación y periodo de muestreo con el objeto de poder determinar si existían diferencias significativas entre las estaciones y entre los periodos de muestreo, y por otra parte encontrar las variables que más discriminan a los lugares y periodos de muestreo. Para seleccionar estas variables el criterio se basó en elegir aquellas que tuvieran las correlaciones más altas con las funciones discriminantes (Kleinbaum y Kupper, 1978). Posteriormente se calcularon las distancias de Mahalanobis con el fin de determinar la semejanza o diferencia entre los 7 lugares y los 11 muestreos, lo cual se representó gráficamente en un diagrama de dispersión.

#### 4. CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)

El ICA fue calculado de manera anual por estación de muestreo aplicando la siguiente ecuación de acuerdo a SARH, 1979:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (li Wi)}{\sum_{i=1}^n Wi}$$

Donde:

$I$  = Índice de calidad general

$li$  = Índice de calidad del parámetro considerado, obtenido al aplicar la fórmula correspondiente de acuerdo a la Tabla 3.

$Wi$  = Valor de la importancia relativa del parámetro considerado de acuerdo a la Tabla 4.

El resultado final en la aplicación del ICA SARH (1979) consideró calificaciones que varían desde "aceptable" hasta "inaceptable" (Tabla 1) para los diferentes usos considerados:

- a) Abastecimiento público.
- b) Recreación.
- c) Pesca y vida acuática.
- d) Industrial y agrícola.
- e) Navegación.
- f) Transporte de desechos tratados (cuerpos receptores que sirvan como drenaje).

1. pH	$I_{pH} = 10^{0.2335pH - 0.440}$ si el pH es menor que 6.7 $I_{pH} = 100$ si el pH está entre 6.7 y 7.3 $I_{pH} = 104.22 - 0.295pH$ si el pH es mayor que 7.3 (pH) en unidades de pH.	2 color	$I_C = 123 C^{-0.295}$ (C) en unidades de color escala de platino cobalto
3 Turbiedad	$I_t = 180 (t)^{-0.178}$ (t) en UTJ	4 Grasas y aceites	$I_{GyA} = 87.25 (GyA)^{-0.298}$ (GyA) en mg/L
5 Sólidos suspendidos	$I_{SS} = 266.5 (ss)^{-0.37}$ (ss) en mg/L	6 Sólidos disueltos	$I_{sd} = 109.1 - 0.0175 (sd)$ (sd) en mg/L
7 Conductividad eléctrica	$I_{CE} = 540 (CE)^{-0.379}$ (CE) en $\mu\text{Mho/cm}$	8 Alcalinidad	$I_a = 105 (a)^{-0.186}$ (a) en mg/l como $\text{CaCO}_3$
9 Dureza total	$I_D = 10^{1.974 - 0.00174(D)}$ (D) en mg/L como $\text{CaCO}_3$	10 N de nitratos	$I_{NO_3} = 162.2 (NO_3)^{-0.343}$ ( $\text{NO}_3$ ) en mg/L
11 N amoniacal	$I_{NH_3} = 45.8 (NH_3)^{-0.343}$ ( $\text{NH}_3$ ) en mg/L	12 Fosfatos Totales	$I_{PO_4} = 34.215 (PO_4)^{-0.46}$ ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en mg/L
13 Cloruros	$I_{Cl} = 121 (Cl)^{-0.223}$ (Cl) en mg/L	14. Oxígeno disuelto	$I_{OD} = \frac{(OD)}{OD \text{ sat}}$ 100 (OD) mg/L a T° de campo OD sat mg/L de saturación a la misma T° de campo.
15. Demanda bioquímica de oxígeno	$I_{DBO} = 120 (DBO)^{-0.673}$ (DBO) en mg/L	16 Coliformes totales	$I_{CT} = 97.5 (CT)^{-0.27}$ (CT) = NMP coli/100ml
17. Coliformes fecales	$I_{EC} = 97.5 \{5(EC)\}^{-0.27}$ (EC) = Escherichia coli/100ml	18 Detergentes	$I_{SAAM} = 100 - 16.678 (SAAM) + 0.1587 (SAAM)^2$ (SAAM) en mg/L

Tabla 3. Ecuaciones definidas para el índice individual de cada uno de los quince parámetros seleccionados para conformar el índice general. Fuente: SARH, 1979.

PARÁMETRO	IMPORTANCIA RELATIVA	PARÁMETRO	IMPORTANCIA RELATIVA
pH	1.0	N de nitratos	2.0
Color	1.0	N amoniacal	2.0
Turbiedad	0.5	Fosfatos totales	2.0
Grasas y aceites	2.0	Cloruros	0.5
Sólidos suspendidos	1.0	Oxígeno disuelto	5.0
Sólidos disueltos	0.5	DBO	5.0
Conduc. eléctrica	2.0	Coliformes totales	3.0
Alcalinidad	1.0	Coliformes fecales	4.0
Dureza total	1.0	Detergentes (SAAM)	3.0

Tabla 4. Importancia relativa de los parámetros para definir el índice de calidad.  
Fuente. SARH, 1979

## 5 INDICADORES BACTERIOLÓGICOS.

La calidad bacteriológica fue analizada de manera anual para cada una de las estaciones de muestreo utilizando las medias geométricas de los resultados obtenidos de los coliformes fecales, coliformes totales y estreptococos fecales.

## 6. RELACIÓN COLIFORMES FECALES/ESTREPTOCOCOS FECALES.

Para determinar el origen de la contaminación fecal, se utilizaron los datos crudos obtenidos por mes de muestreo para cada una de las estaciones de muestreo aplicando la siguiente relación: CF/EF.

Una proporción mayor a 4.1 fue considerada como indicativo de contaminación derivada de aguas domésticas compuestas por excremento humano. Mientras que una proporción menor a 0.7 se consideró como una contaminación debida a fuentes no humanas.

Proporciones entre 0.7 y 4.4 usualmente indican una mezcla de agua proveniente de fuentes humana y animal (APHA, *et al.*, 1985 b).

## 7. PORCENTAJE DE REMOCIÓN

Para determinar la remoción en forma porcentual de la DBO<sub>5</sub>, DQO, sólidos suspendidos y bacterias coliformes se utilizó la siguiente fórmula de acuerdo a D.S.N Y. (1990):

$$\text{Eficiencia} = \frac{A - B}{A} 100$$

Donde:

A = Afluente

B = Efluente

Se consideró la estación 3 (100 mts.) como el afluente por ser en ésta donde se juntan los desechos provenientes de las estaciones 1 y 2 (Descarga A y Descarga B). La estación 7 (Princess) fue considerada como el efluente por ser la última estación de muestreo.

## VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

#### 1.1 Análisis de Componentes Principales.

A los datos obtenidos se les aplicó primero un análisis de componentes principales con el objeto de agrupar los parámetros en diferentes componentes de acuerdo a su similitud. Así tenemos que de este análisis se obtuvieron seis componentes, los cuales en conjunto explicaron el 74.7 % de la variación total (Tabla 5). El componente 1 explicó el 34.4 % de la variación total y quedó constituido por los siguientes parámetros: Sólidos disueltos, sólidos totales, conductividad, dureza total, dureza de calcio, dureza de magnesio, cloruros y sulfatos. El componente 2 explicó el 13.5 % quedó constituido por los coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales. El componente 3 quedó integrado por los ortofosfatos y los fosfatos totales, este componente explicó el 9.1 %. El componente 4 con 7.3 % quedó constituido por los nitritos; el componente 5 integrado por el oxígeno disuelto con un 5.8 % y finalmente el componente 6 con un 4.6 % formado por el nitrógeno orgánico. Como puede observarse, las variables que conformaron cada uno de los componentes están relacionados entre sí. Así por ejemplo, en el componente 1, la conductividad del agua es proporcional al contenido de sólidos disueltos representados estos básicamente por iones conductores de la electricidad (SARH, 1984). En el componente 2, las variables que lo integraron (CT, CF y EF) se encuentran muy relacionadas ya que estas tres variables constituyen el grupo de bacterias utilizadas como indicadores de contaminación bacteriológica. En el componente 3 la relación que guardan sus variables es debida a que los ortofosfatos y fosfatos totales son las diversas formas en las que el fósforo puede presentarse.

COMPONENTE	VALOR CARACTERÍSTICO	VARIANZA EXPLICADA (%)	% DE VARIANZA ACUMULADO	VARIABLES QUE CONSTITUYEN EL COMPONENTE
1	8.94	34.4	34.4	Sólidos disueltos; sólidos totales, conductividad, dureza total, dureza de calcio, dureza de mg, cloruros, sulfatos.
2	3.52	13.5	47.9	CT, CF, EF.
3	2.36	9.1	57.01	Ortofosfatos, fosfatos totales.
4	1.91	7.3	64.3	Nitritos
5	1.50	5.8	70.1	Oxígeno disuelto.
6	1.19	4.6	74.7	Nitrógeno orgánico.

Tabla 5. Resultados del análisis de Componentes Principales, el cual indica la interrelación existente entre las variables (parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos) que conforman los 6 componentes.

## 2. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DESCRIPTIVO.

### 2.1 Resultados por estación de muestreo.

Los resultados del análisis se presentan en la Tabla 6 y en las Figuras 6 a 14.

La estación 7 (Princess) presentó los valores promedio más altos en los sólidos disueltos ( $8234.68 \pm 5909.32$  mg./l), sulfatos ( $446.65 \pm 368.47$  mg./l) cloruros ( $4152.87 \pm 2803.42$  mg./l), conductividad ( $11993.27 \pm 8666.37$   $\mu$ Mho/cm) y oxígeno disuelto ( $3 \pm 1.87$  mg/l). Mientras que los valores más bajos en esta misma estación se presentaron en los coliformes fecales ( $2.86 \pm 1.39$  NMP/100 ml). Esto se debe principalmente a que la estación 7 (Princess) tiene cercanía con el mar lo cual sugiere la entrada de agua marina a la laguna incrementando la concentración en los parámetros antes mencionados. Conforme se va alejando de esta estación hacia los sitios de aporte de agua dulce (Descarga A y Descarga B) se aprecia una disminución en dichos parámetros (Figuras 6 a 10).

Las dos corrientes acuáticas engendran sedimento de origen marino y terrestre. La distribución de éstos se determina por la acción de las corrientes locales, y aparecen partículas de mayor tamaño mientras más fuerte es la corriente, y viceversa. En términos generales, los sedimentos dominantes son de tamaño pequeño como el cieno, el fango y la arcilla; en los canales de circulación, conformados por la acción de la marea o la influencia de los ríos, predominan las arenas. Otro fenómeno originado por las dos masas de agua es la turbidez, auspiciada por la existencia notable de material de origen terrígeno en suspensión (Contreras, 1985).

Las lagunas costeras son de los ambientes de transición cambiantes en sus aspectos hidrológicos, biológicos y geomorfológicos; en este último el aporte de materiales disueltos y suspendidos procedente de tierra dentro, es el responsable de las modificaciones geográficas. Los terrígenos aportados por los ríos y escurrimientos juegan un papel muy importante en la generación de barras y consecuentemente en el aislamiento de cuerpos de agua costeros, modificando y azolvando las comunicaciones efímeras con el ambiente marino, dando como resultado la escasa o nula penetración de la biota (De la Lanza, 1986). Laguna Negra presenta un azolvamiento gradual originado por los sólidos suspendidos transportados por el río La Sabana, los cuales consisten en productos terrígenos de la erosión pluvial y desechos sólidos generados en la cuenca del río y los márgenes de la laguna por el poblado de Puerto Marqués (CNA, 1992).



Por otra parte, la salud de los sistemas lagunares está en función de una buena mezcla de agua dulceacuícola y marina, del establecimiento de regímenes salobres o estuarinos; si domina una de las dos masas de agua, pueden presentarse los siguientes problemas: Cuando hay dominio dulceacuícola se propicia una sobreconcentración de nutrientes, lo que podría provocar una eutroficación. Cuando la dominante es marina, hay lavado y extracción constante hacia el océano de elementos nutritivos y producción primaria, y un insumo de especies depredadoras hacia el interior de la laguna (Contreras, 1985).

En lo que respecta al contenido de sales, en las lagunas costeras la diferencia de salinidad genera corrientes verticales, pues hay la tendencia a equilibrar la concentración de sales, por medio de una difusión del agua (de mayor a menor densidad) (Contreras, 1985).

Las fuentes de sulfatos  $SO_4$ , que es la forma de azufre principal disponible, son reducidas por vegetales e incorporada a las proteínas puesto que este elemento es constituyente esencial de ciertos aminoácidos, además de que también es componente de algunas sustancias como lípidos, porfirinas y ligninas. Cuando los organismos excretan o cuando los cuerpos de plantas y animales son desintegrados por los organismos, el sulfato puede ser devuelto al agua, o bien se desprende en forma de  $H_2S$  (ácido sulfhídrico), parte de este se convierte en sulfato mediante las bacterias sulfurosas, también se encuentra como sulfuro en ciertas partes del mar, principalmente en el fondo donde hay materia orgánica en descomposición (Riley y Chester, 1971; Chávez, 1975; Odum, 1978 citados por Miranda, 1988).

Respecto a los coliformes fecales, el valor más bajo puede deberse a que la estación 7 (Princess) fue el último sitio de muestreo, lo cual sugiere que a lo largo de la laguna existen zonas de contaminación y autpurificación en donde se lleva a cabo la degradación de los contaminantes, las bacterias disminuyen conforme se van desarrollando los microorganismos depredadores y el contenido de oxígeno se incrementa (SARH, 1984)

Para la estación 6 (Puente) los valores promedio más altos se registraron en los ortofosfatos ( $1 \pm 0.72$  mg/l) y el valor más bajo se presentó en el nitrógeno orgánico ( $0.59 \pm 0.45$  mg/l) (Figuras 12 y 13). Antes de llegar a esta estación desemboca el río la Sabana, el cual puede ser el aporte principal de ortofosfatos que son una forma de fósforo, éste último es un componente estructural de los ácidos nucleicos y es necesario para la transferencia de energía química dentro de los organismos (Riley y Chester, 1971; Gutiérrez, 1980 citados por Miranda, 1988). El contenido de fosfatos en lagunas costeras procede del lavado y desgaste de las tierras adyacentes, así como el transporte por los ríos y es la fuente principal de este ion para estos sistemas, los cuales

son introducidos como minerales fosfatados en detritos y material orgánico suspendido; así como fosfatos en forma disuelta por aporte fluvial (Burton y Liss, 1976 citados por De la Lanza, 1986; Botello, 1982); así mismo la descomposición de la *materia orgánica vegetal acuática* y circundante, constituyen otra fuente adicional que en un momento dado participan dentro del ciclo de los nutrimentos y enriquecen la producción de la zona costera (Burton y Liss, 1976 citados por De la Lanza, 1986). Esta concentración se verá aumentada por el aporte de desechos urbanos, industriales ya que el uso de detergentes es cada vez mayor tanto a nivel industrial como doméstico, su concentración aumenta día con día en aguas superficiales (De la Lanza, 1986; Botello, 1982). En sistemas lagunares y estuarinos el daño de dicha contaminación radica en la adición de compuestos fosforados y consecuentemente, la modificación temporal o permanente resultante puede conducir a crecimientos excesivos de especies no adecuadas para aquellas que mantienen un equilibrio ecológico o aún para aquellas de importancia comercial (De la Lanza, 1986). Casi todo el fósforo se encuentra en forma orgánica, al morir las células, las fosfatasa se encargan de liberar al medio, ortofosfatos, que son asimilados rápidamente, sin embargo, una proporción importante se pierde en los sedimentos por medio de diágénesis y son convertidos en minerales fosfatados, tal como la apatita (Hobbie, Copeland y Harrison, 1975; Congdon y McComb, 1980 citados por Miranda, 1988).

Por otra parte, el escurrimiento de aguas dulces, generalmente por los ríos, aporta grandes cantidades de *nutrientes alóctonos* a los sistemas costeros (CECODES, 1981). El nitrógeno y el fósforo orgánicos pueden tener también un origen regional o autóctono; ello se atribuye fundamentalmente al proceso fotosintético realizado por el fitoplancton, las algas, los vegetales sumergidos, la vegetación periférica y la vegetación terrestre. Puede considerarse que todo el material nitrogenado y fosforado de este origen se aporta al sedimento, ya que su consumo directo por herbívoros es relativamente bajo y sólo los detritófagos lo consumen en forma significativa por lo cual, el material vegetal se deposita en el fondo y se transforma principalmente por las bacterias, o se entierra en el sedimento, donde su mineralización total depende de factores fisicoquímicos (De la Lanza y Arenas, 1986).

En cuanto al nitrógeno orgánico, los resultados bajos reflejan el proceso de autopurificación, proceso biológico normal que se da en los medios acuáticos y en el que interviene un elevado número de microorganismos de distintos tipos. Estos organismos utilizan y mineralizan las sustancias orgánicas aportadas durante la contaminación. Después de su transformación, estas serán utilizadas por los vegetales. Se han podido determinar zonas diferenciadas aguas abajo del punto de vertido (zona de influencia de la contaminación), correspondientes a la biodegradación progresiva de la materia orgánica hasta una zona de

recuperación (Pesson, 1979). Aunque la estación 6 (Puente) registró el valor promedio más bajo, era de esperarse que de acuerdo al proceso de autopurificación que fuera la estación 7 (Princess) la que tuviera el valor menor, aunque la diferencia entre una y otra fue muy pequeña (0.59 y 0.64 respectivamente) lo cual podría ser explicado al aporte de nitrógeno orgánico (autóctono o alóctono) en la estación 7 (Princess).

La estación 5 (Revolcadero) presentó el valor promedio más alto en la dureza total ( $1834.94 \pm 1886.33$  mg./l) (Figura 8). Diversos contaminantes inorgánicos provienen de descargas domésticas e industriales contienen diversas sustancias disueltas, entre los que podemos encontrar a los carbonatos que producen la dureza en las aguas.

En la estación 4 no se apreciaron valores ni elevados ni bajos, lo cual puede deberse a la localización de dicha estación dentro de la laguna, es decir, que la autopurificación se encuentra en proceso y aparentemente no se recibe ningún tipo de descarga.

Para la estación 3 (100 mts.) el valor logarítmico promedio más alto se presentó en los coliformes fecales con  $5.09 \pm 1.37$  NMP/100 ml (Tabla 6, Figura 14) lo cual es explicado a que en esta estación se junta el agua proveniente de las estaciones 1 y 2 (Descarga A y Descarga B) (Figura 1) incrementando los coliformes fecales. Durante la trayectoria de la laguna hasta la última estación de muestreo se observan disminuciones e incrementos en el contenido de coliformes, teniendo entonces en la estación 4 (Placetón) un valor de  $4.42 \pm 1.89$  NMP/100 ml, la estación 5 (Revolcadero) con  $2.88 \pm 1.22$  NMP/100 ml, la estación 6 (Puente) con  $3.00 \pm 1.55$  NMP/100 ml y la estación 7 (Princess) con  $2.86 \pm 1.39$  NMP/100 ml. El crecimiento urbano de la zona costera ha repercutido y deteriorado la biota acuática, debido a la presencia de organismos patógenos entre los que se encuentran las bacterias. Éstas habitan normalmente en el tubo digestivo del hombre y son eliminadas en sus heces y su sola presencia en los medios acuáticos naturales, significa contaminación fecal y la posible presencia de bacterias patógenas, así mismo algunos organismos acuáticos pueden concentrarlas (De la Lanza, 1986; Botello, 1982). Así, la presencia de coliformes fecales indica contaminación de origen doméstico, y consecuentemente desde el punto de vista ecológico y de las especies que ahí existen, representan un peligro potencial (De la Lanza, 1986).

En la estación 2 (Descarga B) el valor promedio más alto se obtuvo en el nitrógeno orgánico ( $1.31 \pm 1.11$  mg./l) y el valor más bajo en la conductividad ( $332.03 \pm 3585.25$   $\mu$ Mho/cm). El nitrógeno orgánico incluye compuestos naturales como proteínas, péptidos, ácidos nucleicos, urea y muchos compuestos sintéticos. Los trabajos químicos con aguas de desecho domésticas y aguas recién contaminadas, muestran que la mayor parte del nitrógeno está

presente originalmente en forma de nitrógeno orgánico (proteínas) y amoniacal. A medida que pasa el tiempo, el nitrógeno orgánico se convierte en amoniacal y posteriormente, si se encuentran condiciones aerobias, se oxida a nitritos y nitratos. Así, se considera que las aguas que contienen nitrógeno orgánico y amoniacal nos indicarán una contaminación fecal reciente (De la Lanza, 1986).

Muchas lagunas costeras mexicanas se rodean de manglares. Éstos son vegetales halófitos que exhiben una zonación generalizada, ganan terreno al agua, atrapan sedimento, son áreas de resguardo para organismos mayores y ofrecen sustrato a especies bentónicas (Contreras, 1985).

En ambientes lagunares el aporte de materiales orgánicos proviene fundamentalmente de manglares, fanerógamas acuáticas y algas bentónicas (Mann, 1982 citado por De la Lanza, 1986). La vegetación de Laguna Negra está representada por *Avicennia germinans* (mangle negro). El mangle tira hojas a una tasa excepcionalmente alta en relación con otras plantas (alrededor de 1000 g. peso seco/m<sup>2</sup>/año) (Flores Verdugo *et al.*, 1987-1990 citados por Holguín *et al.*, 1999). Estas hojas, después de sufrir autólisis y descomposición por bacterias y hongos, se convierten en detritus (partículas de materia orgánica en descomposición) el cual es rico en contenido calórico, proteico y carga microbiana (Espinosa *et al.*, 1981 citado por Holguín *et al.*, 1999). El detritus que causa la descomposición de las hojas del mangle es muy importante y significa un suministro de energía al sistema (Contreras, 1985; Valiente, 1987; Kennish, 1986 citados por Castro, 1991), ya que la mayor fuente de nutrientes inorgánicos es la remineralización de la materia orgánica principalmente de la descomposición de las hojas de mangle y vegetación asociada (Castro, 1991) además es fuente de alimentación para muchos de los organismos que habitan en un manglar (Robertson y Duke, 1987 citados por Holguín *et al.*, 1999). Algunos de estos organismos detritívoros pertenecen a especies de gran importancia comercial, como el camarón, el callo de hacha, la pata de mula, los ostiones, los mejillones y muchos otros (Yañez-Arancibia *et al.*, 1988 citados por Holguín *et al.*, 1999; Sordo *et al.*, 1980), pero a su vez sirven de alimento a peces también de importancia pesquera, tales como juveniles de pargos, robalos y corvinas (Clough, 1982 citado por Holguín *et al.*, 1999). El manglar constituye, pues, el punto de partida de una cadena alimenticia compleja, cuyos residuos orgánicos son el alimento básico de numerosas especies animales (especialmente en las fases larvarias y juveniles) las cuales, a su vez, son consumidas por depredadores de niveles superiores (Blasco, 1987; Clough, 1982 citado por Holguín *et al.*, 1999), aunque muchos organismos asociados al manglar no son detritívoros por sí mismos se benefician indirectamente de la cadena alimenticia basada en este ingrediente (Clough, 1982 citado por Holguín *et al.*, 1999). El detritus no sólo sirve de alimento a los habitantes del manglar, ya que cerca del 25 % del material detrítico es transportado a mar abierto por

efecto de las mareas, constituyendo, así, asilos y ecosistemas exportadores de nutrientes (Clough, 1982 citado por Holguín *et al.*, 1999; Heald, 1971 citado por Dawes, 1991).

Además del aporte de materiales orgánicos por parte de los mangles hacia los sistemas lagunares, éstos también tienen un papel importante en la estabilización del sustrato manteniendo los sedimentos (McConnaughey, 1974; Ibarra, 1995; Dawes, 1991). Las raíces del mangle, además de servir de anclaje y sostén al mismo, atrapan el sedimento de origen terrestre y marino, permitiendo la acumulación de sedimento ofreciendo sustrato a especies bentónicas y la colonización de más plantas (Holguín *et al.*, 1999). También contribuyen al reciclamiento del nitrógeno y el fósforo extrayéndolos de estratos sedimentarios más profundos que de otra manera serían inaprovechables (De la Lanza y Arenas, 1986; Páez, 1999).

Para la estación 1 (Descarga A), los valores más bajos se observaron en los sólidos disueltos ( $487.82 \pm 161.65$ ), cloruros ( $33.65 \pm 12.91$  mg./l), sulfatos ( $77.50 \pm 29.41$  mg./l), dureza total ( $144.97 \pm 18.67$  mg./l) y el oxígeno disuelto con  $1.79 \pm 1.63$  mg./l. Esto se explica a que esta estación corresponde a un aporte de agua dulce por lo que el contenido de sales disminuye y consecuentemente los sólidos disueltos.

El flujo de agua dulce es necesario para que las lagunas costeras funcionen normalmente; así la región de baja salinidad de una laguna es importante para la protección de formas juveniles de peces, de invertebrados y especies de ostiones (CECODES, 1981).

Cuando se descargan a una corriente contaminantes, se puede hablar de una primera zona de degradación en donde se reduce el abastecimiento de oxígeno disuelto (SARH, 1984).

En cuanto al oxígeno disuelto, en general, las concentraciones fueron bajas (Figura 11) esto puede deberse a que la presencia y difusión de un factor ambiental tan importante como el oxígeno disuelto está condicionado además de la presión, por la temperatura y la salinidad o contenido de sólidos disueltos (Contreras, 1993), puede también disminuir de las masas de agua debido a la oxidación o descomposición del material orgánico realizado por la acción de bacterias y otros organismos presentes en ella. En esta descomposición bacteriana se consume el oxígeno disuelto, esto es muy notorio en aquellos cuerpos lagunares con circulación pobre donde el poco movimiento del agua no permite que esta se oxigene. La baja intensidad en la circulación se propicia en la medida del aislamiento con el mar. Así, entre más confinado sea un cuerpo acuático menor será su capacidad de reintercambio. Lo anterior reviste importancia, pues la capacidad de recuperación a una "eventual" contaminación

está en función de las tasas de recambio, por lo que generalmente se considera como una trampa de contaminantes (Yañez-Arancibia, 1986). Los mecanismos que permiten a las lagunas ser trampas eficientes de nutrientes, también contribuyen como trampas de contaminantes (CECODES, 1981). La circulación lagunar depende del encuentro de dos corrientes de agua, que motivan además, diferencias de temperatura y salinidad. Un factor determinante en la circulación de las lagunas costeras es el viento, a causa de la escasa profundidad de aquéllas. Al existir una mínima contribución por parte de los ríos (salvo en épocas de lluvias), la influencia de éstos se manifiesta solamente como una alteración local. Por otro lado, las lagunas, al ser someras, establecen zonas de calentamiento. El número y el tamaño de las bocas de comunicación con el mar, son otro factor determinante (Contreras, 1985). Una comunicación con el mar, tanto en volumen como intensidad, es vital para el funcionamiento ecológico de los sistemas lagunares (Contreras y Casillas, 1993 citados por Contreras, 1993). La eutroficación puede entonces presentarse provocada por la liberación de compuestos del nitrógeno y del fósforo, principalmente en formas inorgánicas ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ). Cuando hay un volumen insuficiente de oxígeno en el agua, se puede seguir produciendo la desintegración bacteriana de casi todos los compuestos orgánicos; no obstante, dicha descomposición en ausencia de oxígeno ya no produce las mismas substancias. La descomposición anaeróbica produce gases que forman burbujas en el agua y que contribuyen a que haya en ella malos olores. Esta descomposición es la fuente principal del metano y el sulfuro de hidrógeno (Rosas *et al.*, 1985 citado por Botello *et al.*, 1984; Andrade, 1997; Dickson, 1980; Yañez-Arancibia, 1988; Contreras, 1993; Páez, 1999).

ESTACIÓN	SOL. DIS. mg/l	CONDUCT. µMHO/cm	N. ORGÁNICO mg/l	ORTOFOS. mg/l	OD. mg/l	D. TOTAL mg/l	CLORUROS mg/l	SULFATOS mg/l	COL. FEC. Log. base 10
1 DESCARGA A	487.82 (161.65)	720.64 (147.98)	1.05 (0.88)	0.69 (0.82)	1.79 (1.63)	144.97 (18.67)	33.65 (12.91)	77.50 (29.41)	4.90 (1.32)
2 DESCARGA B.	471.14 (2452.93)	332.03 (9585.26)	1.31 (1.11)	0.64 (0.18)	2.29 (0.84)	164.18 (555.514)	39.33 (1305.75)	162.02 (118.34)	4.15 (1.35)
3 100 MTS.	5411.40 (3135.96)	7989.20 (4765.32)	1.13 (1.01)	0.72 (0.46)	2.34 (1.55)	1328.97 (826.68)	2676.96 (1552.77)	304.93 (206.87)	5.04 (1.37)
4 PLACETÓN	6280.60 (3030.17)	9241.0 (4204.36)	0.83 (0.50)	0.83 (0.45)	2.79 (1.49)	1445.84 (1017.32)	3133.53 (1545.52)	348.44 (240.65)	4.42 (1.89)
5 REVOLCADERO	6667.09 (5512.96)	9697.45 (8230.87)	1.12 (1.25)	0.79 (0.49)	2.26 (1.64)	1834.94 (1886.33)	3486.66 (2540.98)	380.33 (332.66)	2.88 (1.22)
6 PUENTE	8053.66 (5612.06)	11954.51 (8179.01)	0.59 (0.45)	1.00 (0.72)	2.15 (1.43)	1788.33 (1430.02)	3975.66 (2712.32)	434.73 (333.23)	3.00 (1.55)
7 PRINCESS	8234.68 (5909.32)	11993.27 (8666.37)	0.64 (0.59)	0.65 (0.45)	3.00 (1.87)	1789.11 (1486.94)	4152.87 (2803.42)	446.65 (368.47)	2.86 (1.39)

Tabla 6. Medias y desviaciones estándar ( ) para cada una de las estaciones de muestreo de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos más relevantes.

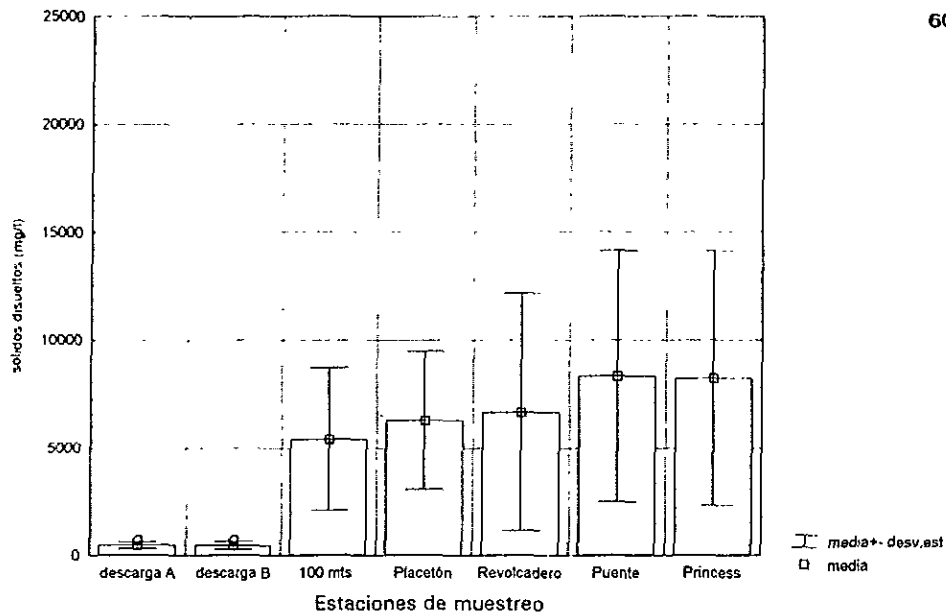


Fig. 6. Medias y desviaciones estándar de los sólidos disueltos para cada una de las estaciones de muestreo.

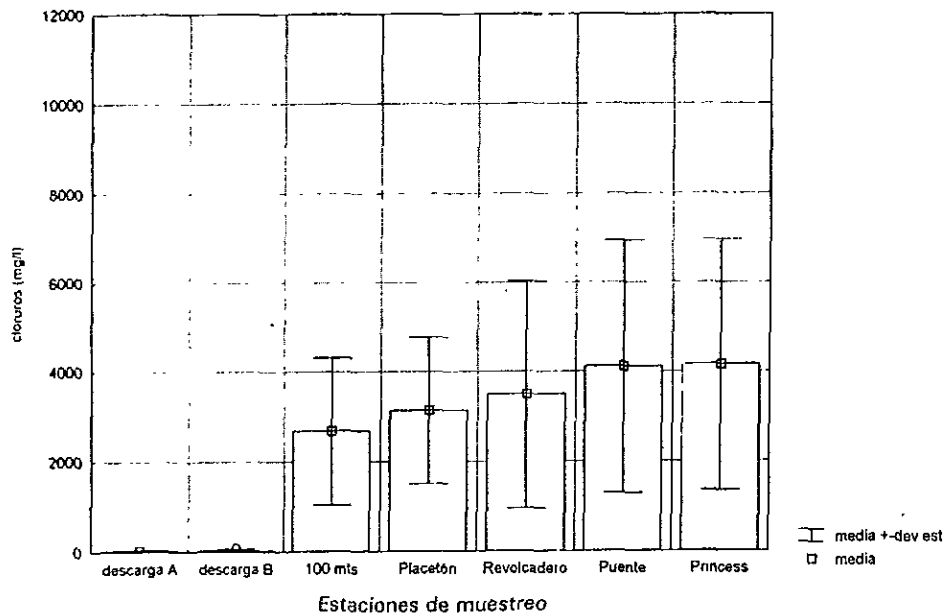


Fig. 7. Medias y desviaciones estándar de los cloruros para cada una de las estaciones de muestreo.



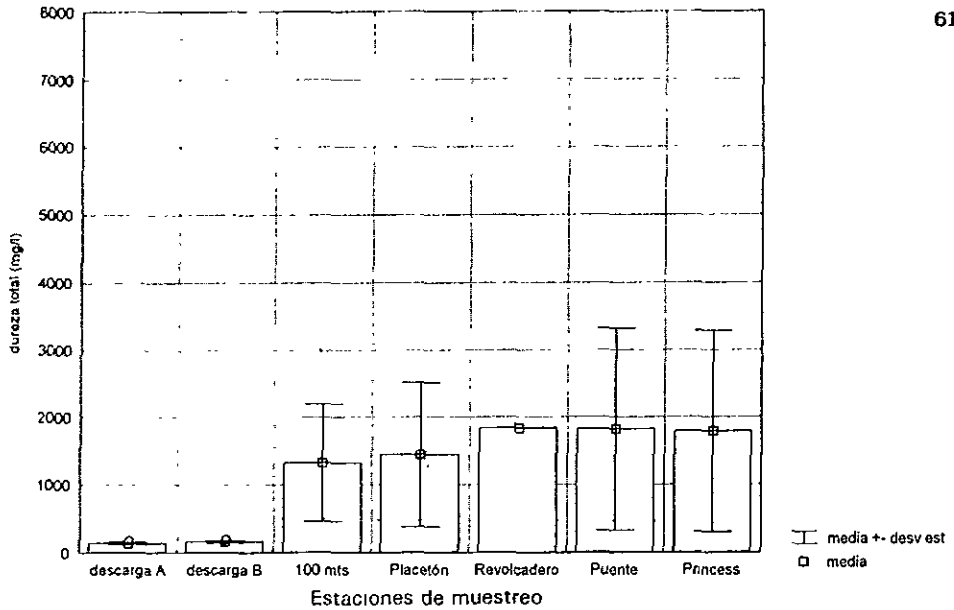


Fig. 8. Medias y desviaciones estándar de la dureza total para cada una de las estaciones de muestreo.

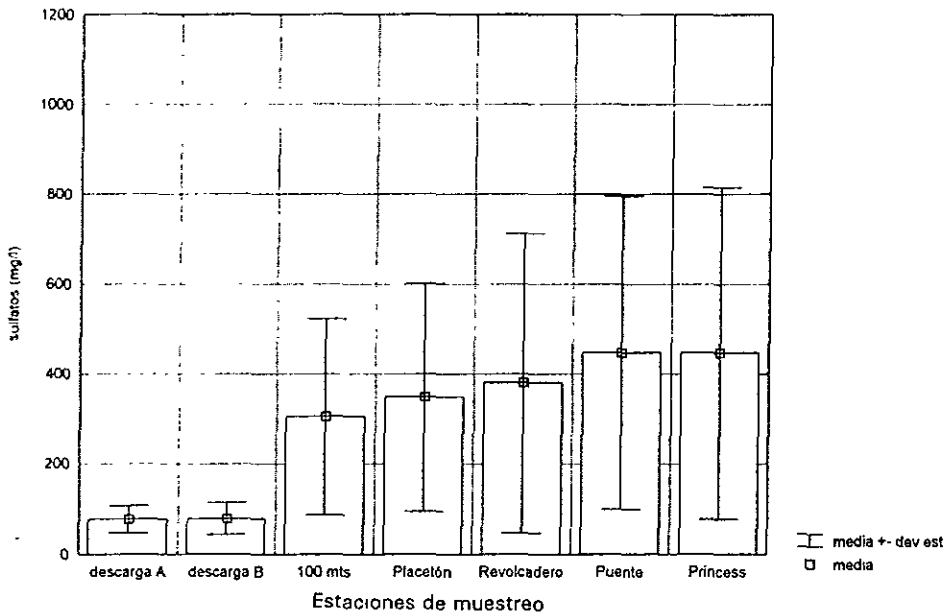


Fig. 9. Medias y desviaciones estándar de los sulfatos para cada una de las estaciones de muestreo.

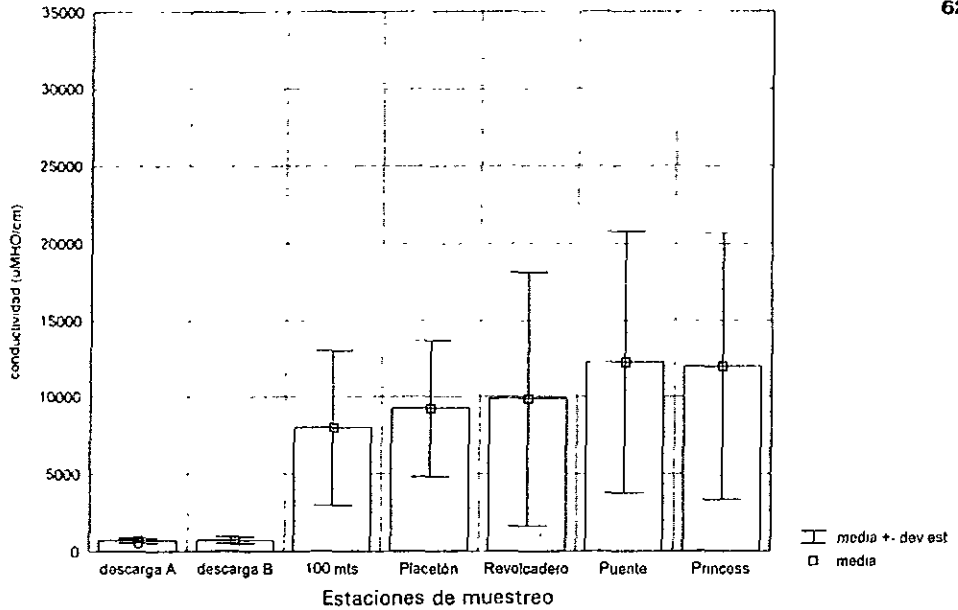


Fig. 10. Medias y desviaciones estándar de la conductividad para cada una de las estaciones de muestreo.

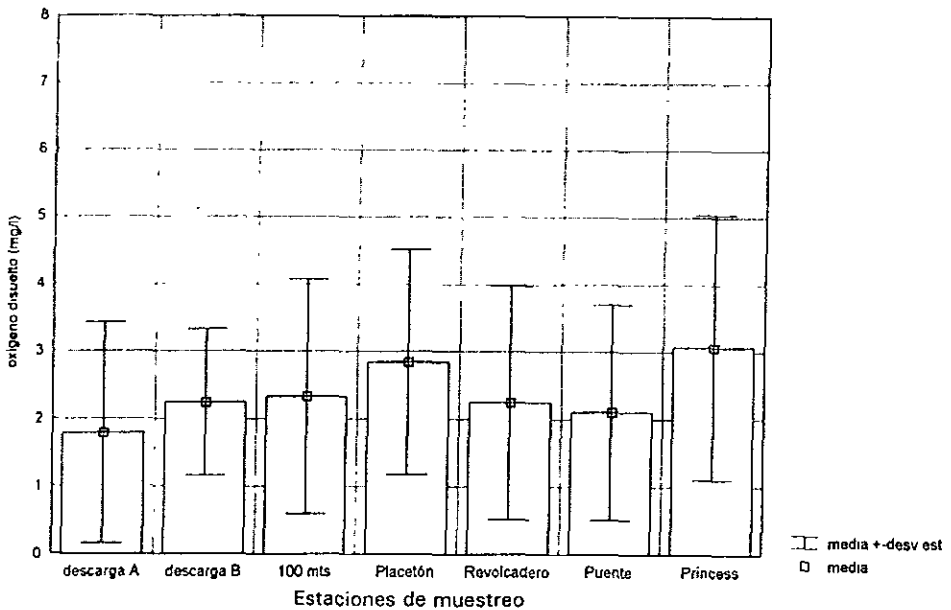


Fig. 11. Medias y desviaciones estándar del oxígeno disuelto para cada una de las estaciones de muestreo.

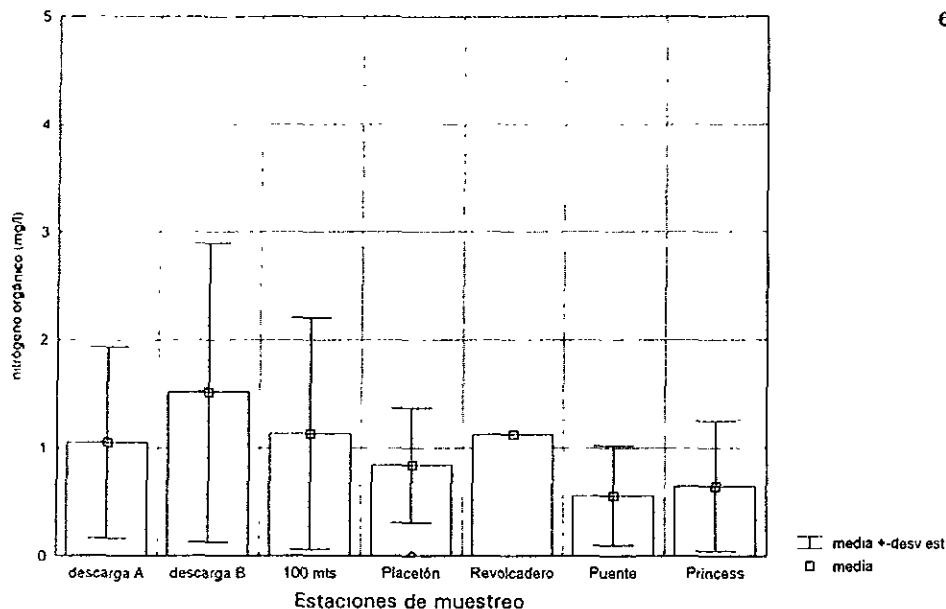


Fig. 12. Medias y desviaciones estándar del nitrógeno orgánico para cada una de las estaciones de muestreo.

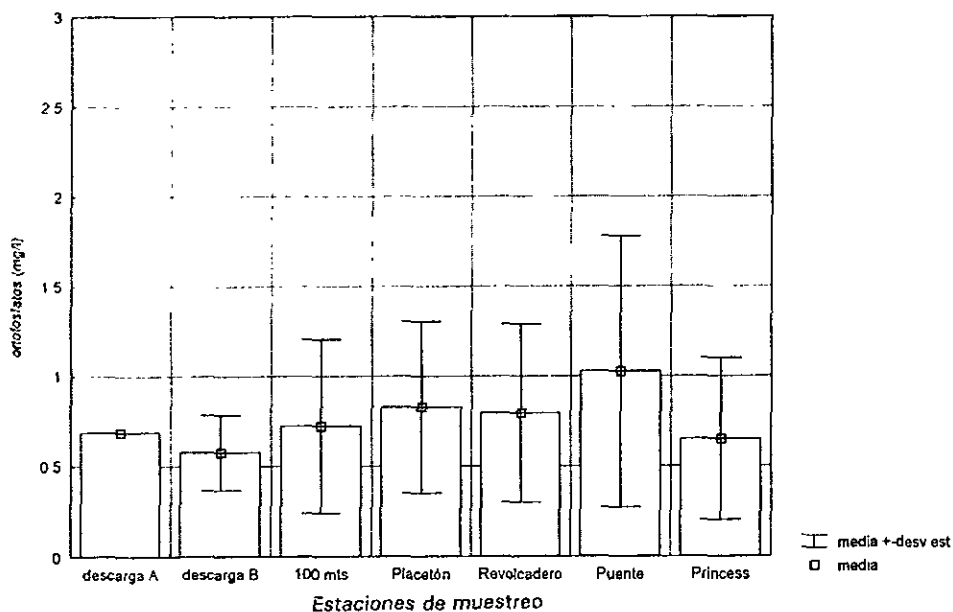


Fig. 13. Medias y desviaciones estándar de los ortofosfatos para cada una de las estaciones de muestreo.

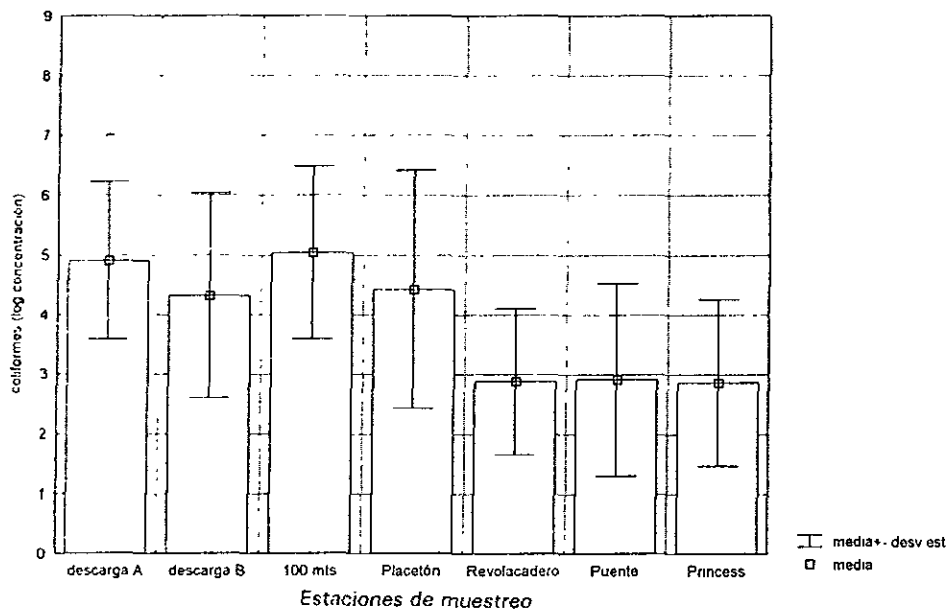


Fig. 14. Medias y desviaciones estándar de los coliformes fecales para cada una de las estaciones de muestreo.

## 2.2 Resultados por muestreo.

De los parámetros fisicoquímicos analizados por muestreo se observó lo siguiente:

Los primeros meses de 1997 (enero, marzo y mayo) se presentaron en la mayoría de los parámetros (sólidos disueltos, cloruros, sulfatos, dureza total, conductividad, ortofosfatos y coliformes fecales) los valores promedio más altos en comparación con los meses correspondientes a 1996 (enero y mayo), lo cual indica que en 1997 hubo mayor contaminación, esto puede estar relacionado sobretodo en el mes de mayo de 1997 a la importancia que este mes representó (periodo de descanso del 1° de mayo y proximidad del festival Acapulco 1997) por lo que un aporte continuo de descargas pudo llegar a la laguna, provocando un aumento en la concentración de los contaminantes. Además, en mayo de 1997 que corresponde a la temporada de sequía, se vieron incrementados los sólidos disueltos ( $12484.18 \pm 7580.10$  mg./l), cloruros ( $5953.40 \pm 3622.13$  mg./l), sulfatos ( $694.69 \pm 379.40$  mg./l), dureza ( $2927.01 \pm 2076.515$  mg./l), conductividad ( $18932.80 \pm 11477.50$   $\mu$ Mho/cm) (Tabla 7, Figuras 15 a 19) lo cual resulta ser lógico por la relación que existe entre estos parámetros, es decir, que al aumentar el contenido de sales como los cloruros, sulfatos, calcio y magnesio (estos últimos que producen la dureza del agua) incrementan el contenido de sólidos disueltos y por consiguiente, la conductividad. Además, durante la temporada de sequía, se concentran los parámetros a causa de las temperaturas más elevadas, la evaporación y la infiltración de agua (Andrade, 1997).

Los valores más bajos se registraron en junio de 1996 (temporada de lluvias) en los sólidos disueltos ( $612 \pm 440$  mg./l), cloruros ( $339.38 \pm 298.69$  mg./l), sulfatos ( $40.42 \pm 10.60$  mg./l) y la conductividad ( $1045.60 \pm 599.57$   $\mu$ Mho/cm) (Tabla 7, Figuras 15 a 17 y 19). Lo anterior puede deberse a que durante la temporada de lluvias, existe una disminución en los parámetros analizados debido al proceso de dilución que ocurre al aumentar la proporción de aguas de composición natural que se mezclan con las de origen antrópico.

Las lagunas muestran considerables variaciones en su salinidad, tanto en el espacio como en el tiempo, ya que la mayoría de ellas recibe afluentes de ríos cuyo volumen cambia en cada temporada (Colombo, 1977, citado por Contreras, 1993). En México, los regímenes climáticos de estiaje y lluvia propician en las lagunas cambios en la salinidad. Durante la época de mayor evaporación, por la elevada temperatura, ocasiona una reducción de la superficie acuática y por tanto, aumento en la concentración de la salinidad. Con la época lluviosa, el volumen lagunar aumenta, y se establece la comunicación con el mar disminuyendo el contenido de sales (Castellanos 1975 citado por Contreras, 1993).

En el mes de octubre de 1996 también se registraron valores promedio bajos en diversos parámetros: sólidos disueltos ( $1616.18 \pm 1705.81$  mg./l), cloruros ( $758.31 \pm 855.97$  mg./l), los sulfatos ( $85.26 \pm 99.66$  mg./l), dureza total ( $388.47 \pm 398.18$  mg./l), conductividad ( $2286.37 \pm 2493.44$  mg./l), ortofosfatos ( $0.70 \pm 0.53$  mg./l), nitrógeno orgánico ( $1.20 \pm 0.74$  mg./l), lo cual no fue a causa de una dilución provocada por lluvias o descargas, sino al nivel de agua muy bajo en la laguna, existiendo zonas donde casi no había agua (Tabla 7, Figuras 15 a 21).

En cuanto al oxígeno disuelto, se observaron disminuciones en su concentración principalmente en octubre de 1996, enero, marzo y mayo de 1997, los cuales (a excepción de octubre de 1996) registraron los valores más altos en la mayoría de los parámetros. La disminución de oxígeno disuelto se debe a que hubo mayor cantidad de materia orgánica la cual al ser degradada por los microorganismos consumen en mayor medida el oxígeno. Lo mismo ocurre con los ortofosfatos que son utilizados por las bacterias (y plantas) como nutrientes. El nitrógeno orgánico también es degradado rápidamente por la acción bacteriana dejando bajas concentraciones de oxígeno. Para el caso de octubre de 1996, la baja concentración de oxígeno se debió al nivel bajo de agua, al poco movimiento de ésta no permitiendo su oxigenación (Figura 22).

Los valores promedio más altos de oxígeno disuelto se presentaron en junio de 1996 ( $4.14 \pm 0.81$  mg./l), abril de 1996 ( $3.61 \pm 0.88$  mg./l), enero de 1996 ( $3.10 \pm 2.22$  mg./l) y diciembre de 1995 ( $3.42 \pm 1.0$  mg./l). Debido a que junio de 1996 corresponde a la temporada de lluvias, el oxígeno disuelto se vio incrementado, ya que la temperatura en la superficie del agua es más baja, los vientos presentes en esta temporada influyen provocando un mayor oleaje y mezcla aumentando la posibilidad de que la superficie de las aguas presenten mayor concentración de oxígeno. El resto de los meses (enero y abril de 1996 y diciembre de 1995) debido a que presentaron valores bajos en los demás parámetros, el consumo de oxígeno no fue tan elevado (Figura 22).

En el caso de los ecosistemas costeros de nuestro país, las altas temperaturas disminuyen la solubilidad del oxígeno. Los vientos, la poca profundidad y sobretodo la elevada productividad, la depositación de materia orgánica hacia los sedimentos y el aporte de origen antrópico hacen oscilar notablemente las variaciones diarias del oxígeno disuelto (Edwards, 1979; Mee, 1978 citados por Contreras, 1993).

Respecto a los ortofosfatos, en general, los valores medios fueron bajos en todos los meses de muestreo oscilando de 0.33 a 1.25 mg./l. También las concentraciones de nitrógeno orgánico fueron bajas encontrándose valores entre 0.48 y 1.72 mg./l (Figuras 20 y 21).

Para los coliformes fecales, los valores más altos se registraron en los meses de junio y octubre de 1996 (Tabla 7, Figura 23). En el caso de junio de

1996 las lluvias que se presentaron provocan el arrastre de materia fecal la cual pudo ser transportada hasta la laguna por lo cual se incrementaron los valores de los coliformes fecales.

MUESTREO	SOL. DIS. mg/l	CONDUCT. µmhos/cm	N. ORG. mg/l	ORTOFOFOS. mg/l	OD mg/l	D. TOTAL mg/l	CLORUROS mg/l	SULFATOS mg/l	COL. FEC. Log. base 10.
DIC. 85	2777.32 (2270.89)	4370.23 (3586.18)	0.81 (0.19)	0.57 (0.23)	3.42 (1.00)	696.90 (411.58)	1599.17 (1087.49)	148.35 (71.56)	3.58 (0.58)
ENE. 86	3214.29 (1984.14)	5225.43 (3302.82)	1.07 (0.18)	1.17 (0.71)	3.10 (2.22)	724.17 (411.99)	1599.74 (1086.93)	96.51 (9.92)	3.49 (0.75)
FEB. 86	3679.00 (2318.39)	5512.86 (3573.35)	0.79 (0.33)	0.56 (0.56)	2.96 (0.99)	936.64 (488.82)	1542.17 (1046.08)	193.81 (62.91)	2.89 (0.59)
ABR. 86	4844.32 (2396.92)	6554.80 (3244.73)	0.58 (0.67)	0.64 (0.31)	3.61 (0.88)	889.07 (553.72)	2453.16 (1314.84)	252.91 (63.52)	3.04 (1.87)
ABR. 86	5471.07 (3641.56)	6954.71 (4597.69)	0.48 (0.83)	1.34 (0.52)	2.13 (1.65)	700.70 (8400.43)	2631.07 (1872.56)	463.38 (334.65)	2.80 (1.34)
MAY. 86	8530.86 (6283.73)	10550.86 (7366.04)	1.72 (2.17)	0.43 (0.34)	2.66 (0.73)	3039.57 (2074.86)	4298.97 (3264.48)	545.81 (355.03)	3.66 (2.48)
JUN. 86	612.00 (440.02)	1045.80 (599.57)	1.28 (0.34)	0.68 (0.20)	4.14 (0.61)	417.28 (188.17)	339.38 (288.69)	40.42 (10.66)	5.55 (0.52)
OCT. 86	1616.16 (1705.81)	2288.37 (2493.34)	1.20 (0.74)	0.70 (0.53)	0.89 (0.88)	388.47 (398.18)	758.31 (855.97)	85.26 (99.66)	4.94 (1.30)
ENE. 87	6885.47 (3372.85)	11338.51 (5890.00)	0.83(0.24)	0.33 (0.25)	0.78 (0.73)	1507.41 (896.22)	3647.71 (1907.08)	440.61 (211.87)	4.43 (1.93)
AGO. 87	6816.57 (4704.34)	11416.14 (7767.14)	0.52 (0.19)	1.25 (0.46)	0.68 (0.24)	1552.54 (1017.07)	3441.38 (2486.98)	320.23 (186.05)	4.34 (1.98)
MAY. 87	12484.18 (7580.10)	18932.60 (11477.50)	1.22 (1.18)	0.64 (0.57)	2.10 (0.71)	2627.01 (2076.519)	5953.40 (3622.13)	694.69 (379.40)	4.28 (2.12)

Tabla 7. Medias y desviaciones estándar ( ) obtenidas para cada uno de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos más relevantes para cada uno de los muestreos.



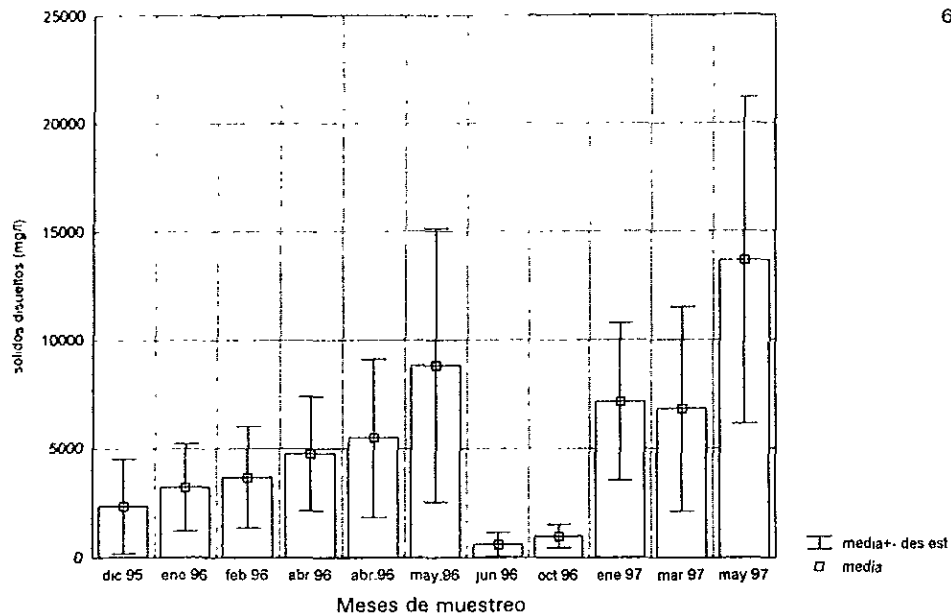


Fig. 15. Medias y desviaciones estándar de los sólidos disueltos para cada uno de los meses de muestreo.

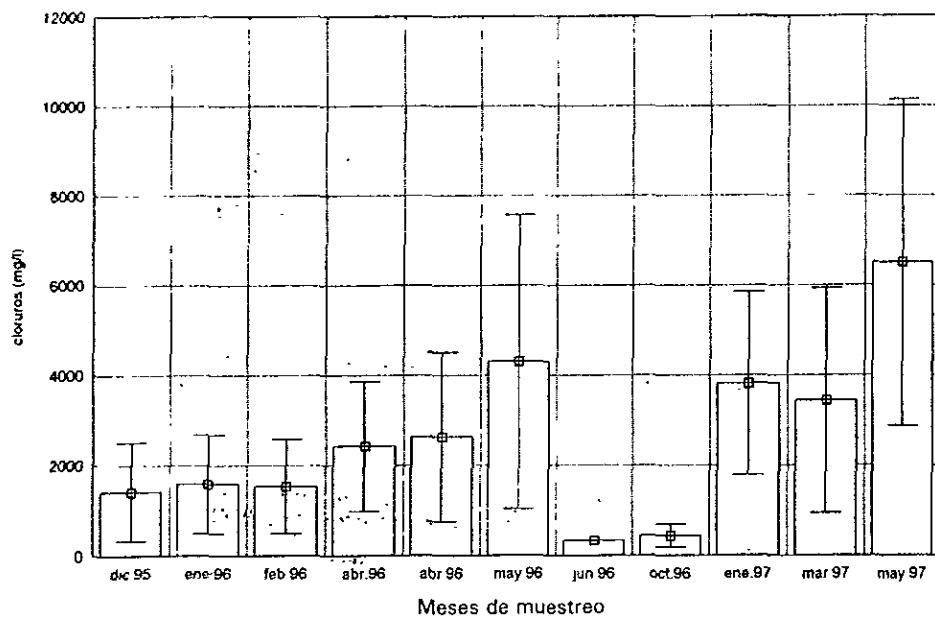


Fig. 16. Medias y desviaciones estándar de los cloruros para cada uno de los meses de muestreo.

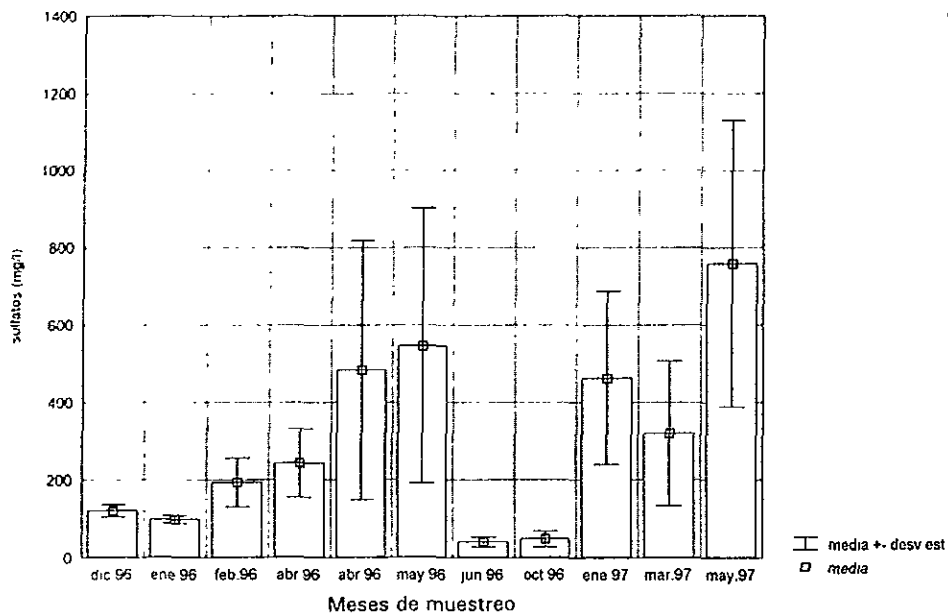


Fig. 17. Medias y desviaciones estándar de los sulfatos para cada uno de los meses de muestreo.

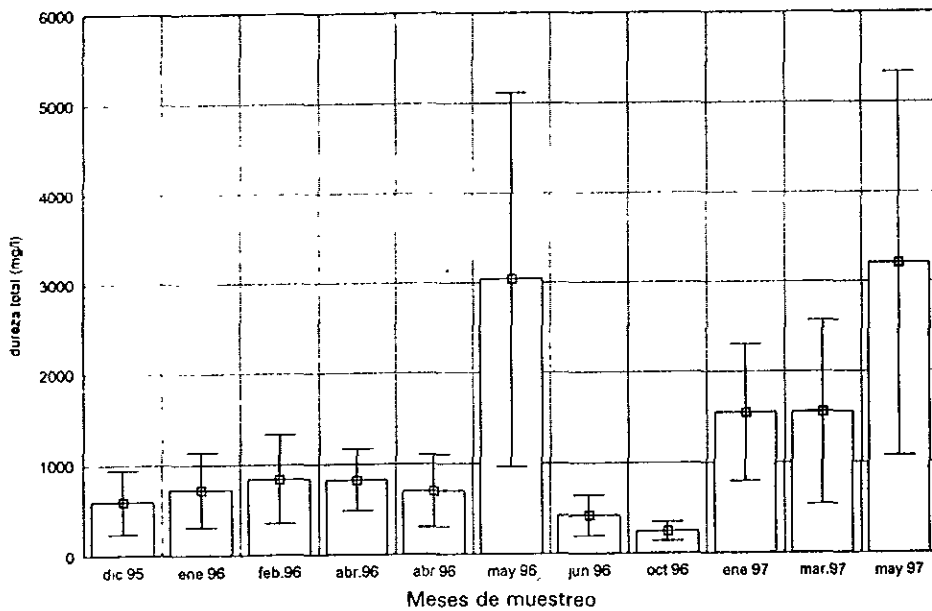


Fig. 18. Medias y desviaciones estándar de la dureza total para cada uno de los meses de muestreo.

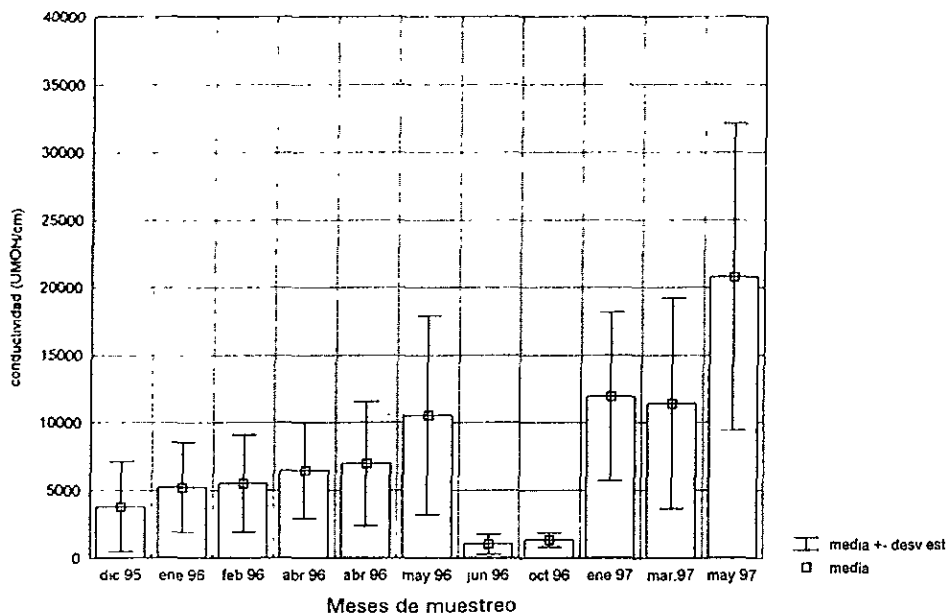


Fig. 19. Medias y desviaciones estándar de la conductividad para cada uno de los meses de muestreo.

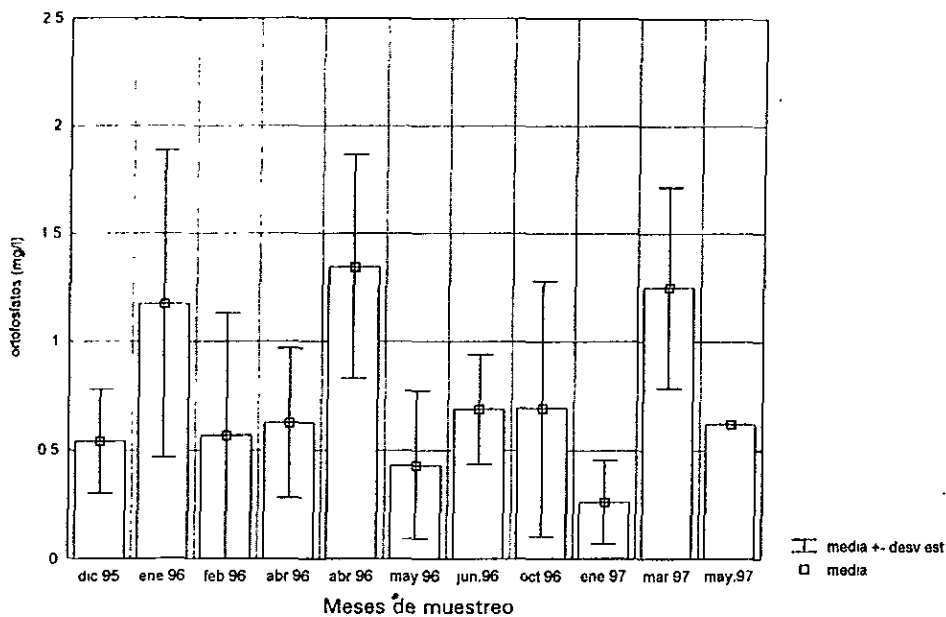


Fig. 20. Medias y desviaciones estándar de los ortofosfatos para cada uno de los meses de muestreo.

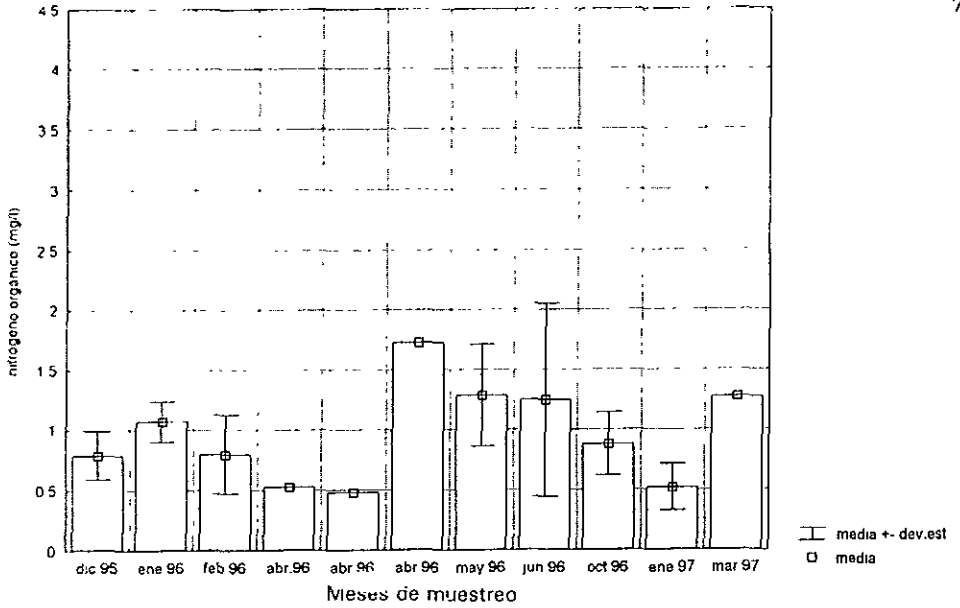


Fig. 21. Medias y desviaciones estándar del nitrógeno orgánico para cada uno de los meses de muestreo.

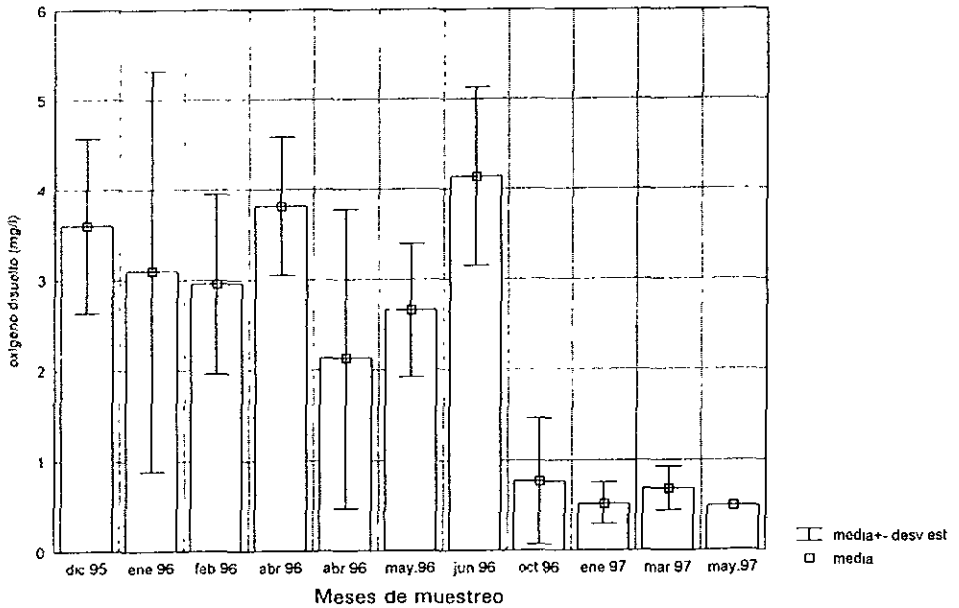


Fig. 22. Medias y desviaciones estándar del oxígeno disuelto para cada uno de los meses de muestreo.

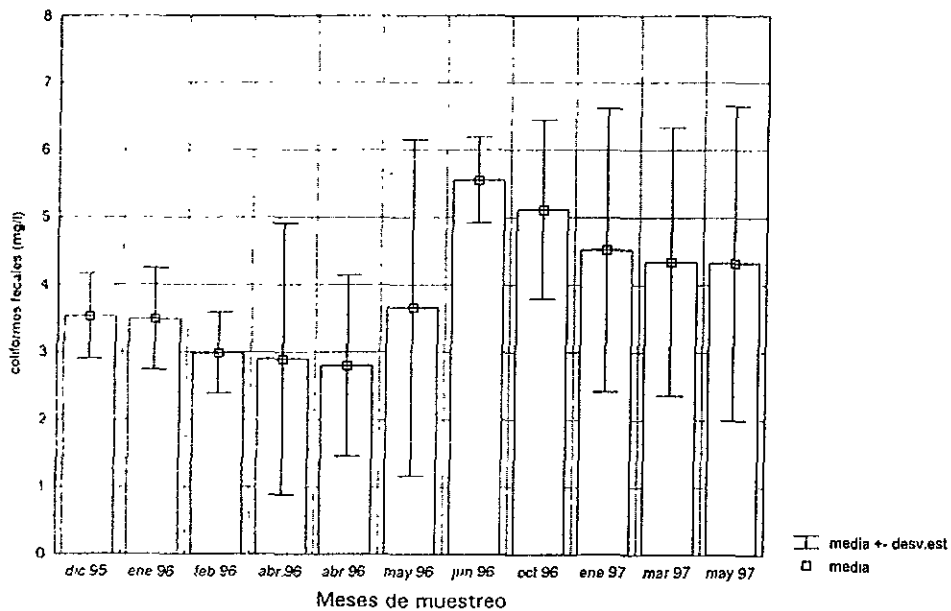


Fig. 23. Medias y desviaciones estandar de los coliformos fecales para cada uno de los meses de muestreo.

### 3. ANÁLISIS DISCRIMINANTE.

#### 3.1 Análisis discriminante por estación de muestreo.

De los datos obtenidos mediante el análisis discriminante (Tabla 8) se formaron tres funciones: la primera comprendida por los sólidos disueltos, conductividad y cloruros; la segunda función comprendida por el oxígeno disuelto y los coliformes y la tercera función por el nitrógeno orgánico. Sin embargo, solo la primera función resultó estadísticamente significativa ( $P < 0.05$ ) con un nivel de significancia de 0.0245 explicando el 66.5 % de la variación total de los datos.

Para comparar las 7 estaciones de muestreo se calcularon a partir de la matriz de datos del análisis discriminante las distancias de Mahalanobis con su respectivo nivel de significancia observada la cual se muestra en la Tabla 9 y Figura 24.

Se puede observar que la estación 1 (Descarga A) fue diferente a las otras estaciones de muestreo (Placetón, Revolcadero, Puente y Princess) con niveles de significancia de 0.021, 0.002, 0.0016 y 0.00017 respectivamente, mientras que resultó con características similares a las estaciones 2 y 3 (Descarga B y 100 mts.) con niveles de significancia mayores a 0.05 (0.9162 y 0.0862).

Las estaciones 1 y 2 corresponden a las Descargas A y B que provienen de las aguas residuales de las zonas adyacentes por lo que la similitud entre ellas es lógica así como la similitud de estas descargas con la estación 3 (100 mts) que se consideró como el sitio donde se mezclan estas descargas y que puede considerarse como el punto donde todavía no se inicia un proceso degradativo de los contaminantes. El resto de las estaciones de muestreo se encuentran distribuidas a lo largo de la laguna y es donde puede apreciarse el proceso de autopurificación. Así, mediante las distancias de Mahalanobis es posible observar dicho proceso. La distancia que guarda la estación 1 (Descarga A) con el resto de los lugares es la siguiente: 0.87 con la estación 2 (Descarga B), 3.88 con la estación 3 (100 mts.), 5.19 con la estación 4 (Placetón), 6.83 con la estación 5 (Revolcadero), 7.11 con la estación 6 (Puente) y 9.09 con la estación 7 (Princess).

El proceso de autopurificación se adapta a innumerables condiciones; este puede retrasarse, interrumpirse, o acelerarse mediante la entrada de nuevos materiales de desecho o aguas tributarias, por lo cual, no siempre es posible apreciar valores correspondientes a un cuerpo de agua bien regulado o sin problemas de contaminación (SARH, 1984).

En la Figura 24 se muestra el diagrama de dispersión para los lugares de muestreo, en el cual se aprecian 7 grupos los cuales corresponden a los lugares de muestreo.

Las estaciones 1 y 2 (Descarga A y Descarga B) se encuentran agrupadas y muy cercanas entre sí (distancia de Mahalanobis de 0.87). La estación 3 (100 mts.) se encuentra más separada y con mayor cercanía con la estación 4 (Placetón) seguida de las estaciones 1 y 2 (Descarga 1 y Descarga 2) con unas distancias de 0.44, 2.60 y 3.88 respectivamente. La estación 5 (Revolcadero), 6 (Puente) y 7 (Princess) se encuentran distribuidas de manera muy similar conservando diferencias pequeñas entre sí (Revolcadero con Puente con una distancia de 1.65, Revolcadero con Princess de 2.21 y Puente con Princess de 0.99).

FUNCIÓN	VALOR CARACTERÍSTICO	$\chi^2$	NIVEL DE SIGNIFICANCIA OBSERVADA (P)	% DE VARIANZA ACUMULADO	VARIABLES
1	1.0	76.3	0.0245	66.5	Sólidos disueltos, conductividad, cloruros.
2	0.3136	30.28	0.8670	87.2	Oxígeno disuelto Coliformes fecales
3	0.1018	12.28	0.9956	93.9	Nitrógeno orgánico

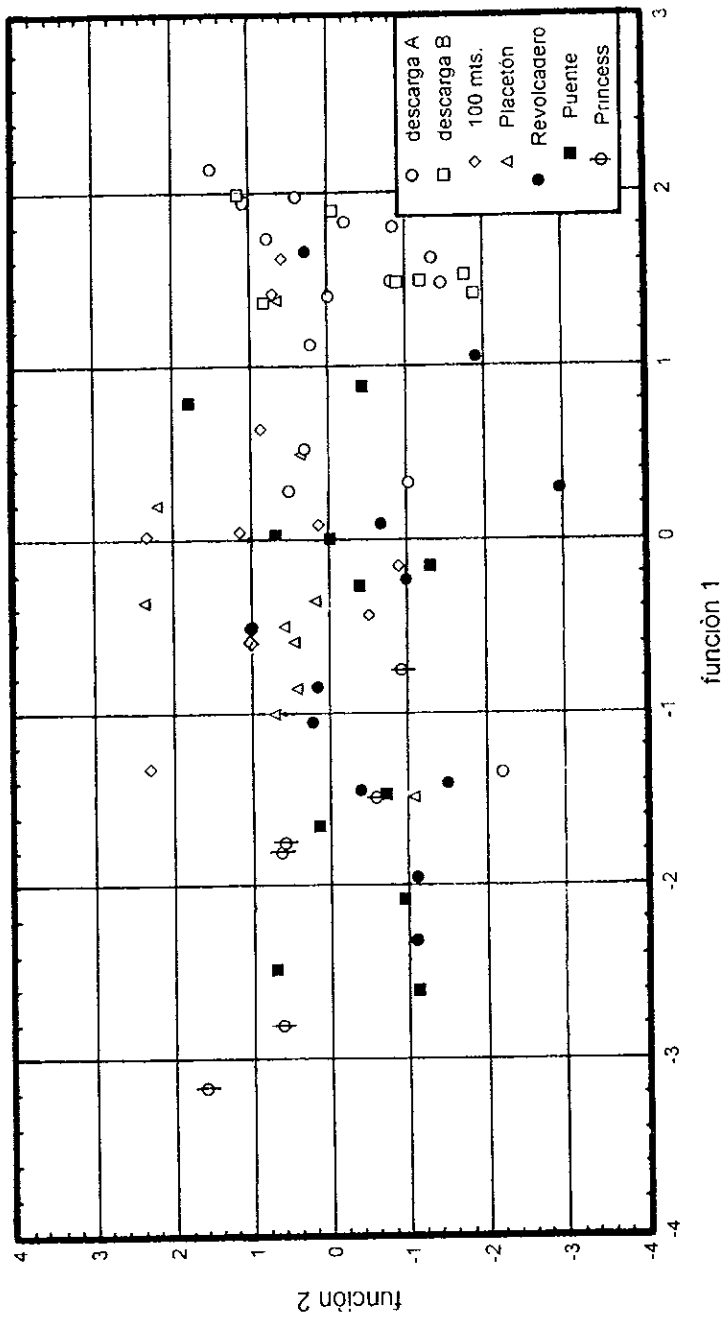
Tabla 8. Resultados del análisis discriminante por estación de muestreo, apreciándose la formación de 3 funciones y las variables que las conforman.

ESTACIÓN	1 DESCARGA A	2 DESCARGA B	3 100 MTS.	4 PLACETÓN	5 REVOLCA- DERO	6 PUENTE	7 PRINCESS
1 DESCARGA A	0 ---	0.87 (0.91)	3.88 (0.086)	5.19 (0.021)	6.83 (0.002)	7.11 (0.0016)	9.09 (0.00017)
2 DESCARGA B	0.87 (0.91)	0 ---	2.60 (0.31)	3.30 (0.15)	3.48 (0.10)	4.45 (0.036)	5.43 (0.011)
3 100 MTS.	3.88 (0.086)	2.60 (0.31)	0 ---	0.44 (0.99)	3.66 (0.11)	2.76 (0.26)	3.12 (0.19)
4 PLACETON	5.19 (0.021)	3.30 (0.15)	0.44 (0.99)	0 ---	3.03 (0.20)	1.57 (0.68)	1.65 (0.64)
5 REVOLCADERO	6.83 (0.002)	3.48 (0.10)	3.66 (0.11)	3.04 (0.20)	0 ---	1.65 (0.61)	2.21 (0.39)
6 PUENTE	7.11 (0.0016)	4.45 (0.036)	2.77 (0.26)	1.57 (0.68)	1.65 (0.61)	0 ---	0.99 (0.87)
7 PRINCESS	9.09 (0.00017)	5.43 (0.011)	3.12 (0.19)	1.65 (0.64)	2.21 (0.39)	0.99 (0.87)	0 ---

Tabla 9. Distancias de Mahalanobis y niveles de significancia ( ) observados entre la estaciones de muestreo.



Fig 24 Diagrama de dispersión de las dos primeras funciones discriminantes por estación de muestreo.



### 3.2 Análisis Discriminante por Muestreo.

Los resultados obtenidos del análisis discriminante por muestreo mostraron la formación de 4 funciones las cuales resultaron estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ). La primera función explicó el 36.2 % de la variación total de los datos y quedó integrada por la dureza total y los sulfatos; la segunda función explicó el 28.0 % de la variación quedando formada por la conductividad y el oxígeno disuelto; la tercera función explicó el 16.2 % quedando conformada por los ortofosfatos y la cuarta función explicó el 8.6 % de la variación total de los datos quedando integrada por los sólidos disueltos y los cloruros. En conjunto, estas 4 funciones explicaron el 89.0 % de la variación total (Tabla 10).

Para poder comparar los 11 meses de muestreo también se obtuvieron las distancias de Mahalanobis con su respectivo nivel de significancia observada las cuales se muestra en la Tabla 11.

En los resultados de la comparación entre los muestreos se aprecia la existencia de diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) en la mayoría de los muestreos, excepto en los siguientes:

*Respecto al mes de diciembre de 1995 éste no difirió significativamente con los meses enero de 1996, febrero de 1996, abril de 1996 y junio 1996. Referente al mes de enero de 1996 este no difirió de febrero de 1996, abril de 1996 y junio de 1996.*

*El mes de febrero de 1996 no difirió de abril de 1996 y junio de 1996. Finalmente el mes de abril de 1996 con junio de 1996 con un nivel de significancia de 0.17.*

En el diagrama de dispersión (Figura 25) se aprecia que en el mes de mayo 1996 es el que se encuentra más aislado del resto de los muestreos estando más cerca de él el mes de mayo de 1997 octubre de 96 y junio 96 con distancias de Mahalanobis de 23.60, 25.51 y 29.78 respectivamente. Otro grupo apartado lo constituyen los meses de enero de 1997, marzo de 1997 y mayo de 1997 cuyas distancias entre sí son las siguientes: enero de 1997 con el marzo de 1997 con una distancia de 7.36, enero de 1997 con mayo de 1997 con una distancia de 8.53; marzo de 1997 con mayo de 1997 con una distancia de 13.88, aunque el mes más cercano al mes de marzo de 1997 octubre de 1996 con una distancia de 8.20.

El mes de enero de 1996 también se encuentra un tanto aislado pero en menor medida que los anteriores (mayo de 1996, enero de 1997, marzo de 1997 y mayo de 1997) donde más cercanos a él son: el mes de diciembre de

1995 con una distancia de 3.08 seguido del mes de febrero de 1996 con una distancia de 3.46 y del mes de abril de 1996 con 3.81.

De acuerdo con lo anterior, también entre los muestreos existieron diferencias significativas lo cual es justificado por las innumerables condiciones que prevalecen en el momento de realizar los muestreos (secas, lluvias) haciendo que el poder de autopurificación sea muy variable. Así, en temporada de secas con las temperaturas más elevadas del agua se facilita la actividad de las bacterias provocando la disminución del oxígeno en el agua aunque el fitoplancton suministra oxígeno adicionalmente debido a la irradiación luminosa más intensa (Andrade, 1997). La actividad metabólica durante los meses estivales acelera el consumo de los elementos nutritivos suministrados por las aguas residuales (Andrade, 1996).

Aunado a la temperatura, la diferencia de concentración de oxígeno entre lluvias y secas y entre estaciones son debidas al grado de agitación del agua, la velocidad de la misma, accidentes de terreno y a la acción de los vientos que constituyen factores importantes en la reoxigenación del medio. La solubilidad del oxígeno es el factor más limitante en la capacidad de purificación de las aguas naturales y en los tratamientos de las aguas residuales para degradar la materia orgánica que es descargada (Sawyer, 1994 citado por Andrade, 1997). Así, en la época de lluvias hay mayor grado de agitación del agua y acción de los vientos lo que permite la oxigenación del agua.

Por otra parte, al realizar la comparación de los datos mediante el análisis estadístico inferencial y el análisis discriminante, se pudo apreciar que existen similitudes en los resultados obtenidos: el análisis descriptivo muestra la semejanza entre los meses de diciembre de 1995, enero, febrero, abril, y junio de 1996 los cuales presentan en común las bajas concentraciones de ciertos parámetros y las altas concentraciones en el oxígeno disuelto coincidiendo con el análisis discriminante donde no existieron diferencias significativas entre estos muestreos.

El resto de los meses (abril, mayo y octubre de 1996, enero, marzo y mayo de 1997) en el análisis discriminante si presentaron diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) lo cual concuerda con el análisis descriptivo ya que en 1997 hubo mayor concentración en los parámetros que en 1996 y también entre los mismos muestreos de 1997 existieron diferencias donde mayo presentó los valores más altos en la mayoría de los parámetros. En 1996, mayo también registró los valores más elevados en la mayoría de los parámetros que abril y octubre del mismo año existiendo también diferencias entre estos dos últimos meses, en donde abril obtuvo los valores más elevados en la mayoría de los parámetros. Las similitudes entre los meses que presentaron diferencias significativas fueron las altas concentraciones en los parámetros y disminución

en el oxígeno disuelto, aunque octubre presentó bajas concentraciones en los *parámetros incluyendo el oxígeno disuelto*. Ambos análisis (descriptivo e inferencial) consideraron a casi los mismos parámetros como relevantes, a excepción de los coliformes fecales y el nitrógeno orgánico, pero el análisis discriminante permite conocer si hay diferencias significativas o no entre los *meses de muestreo* y nos proporciona la distancia que existe entre ellos, así mismo, mediante un diagrama de dispersión permite observar con mayor facilidad la manera en que los muestreos se agruparon, lo que en el análisis descriptivo no puede visualizarse.

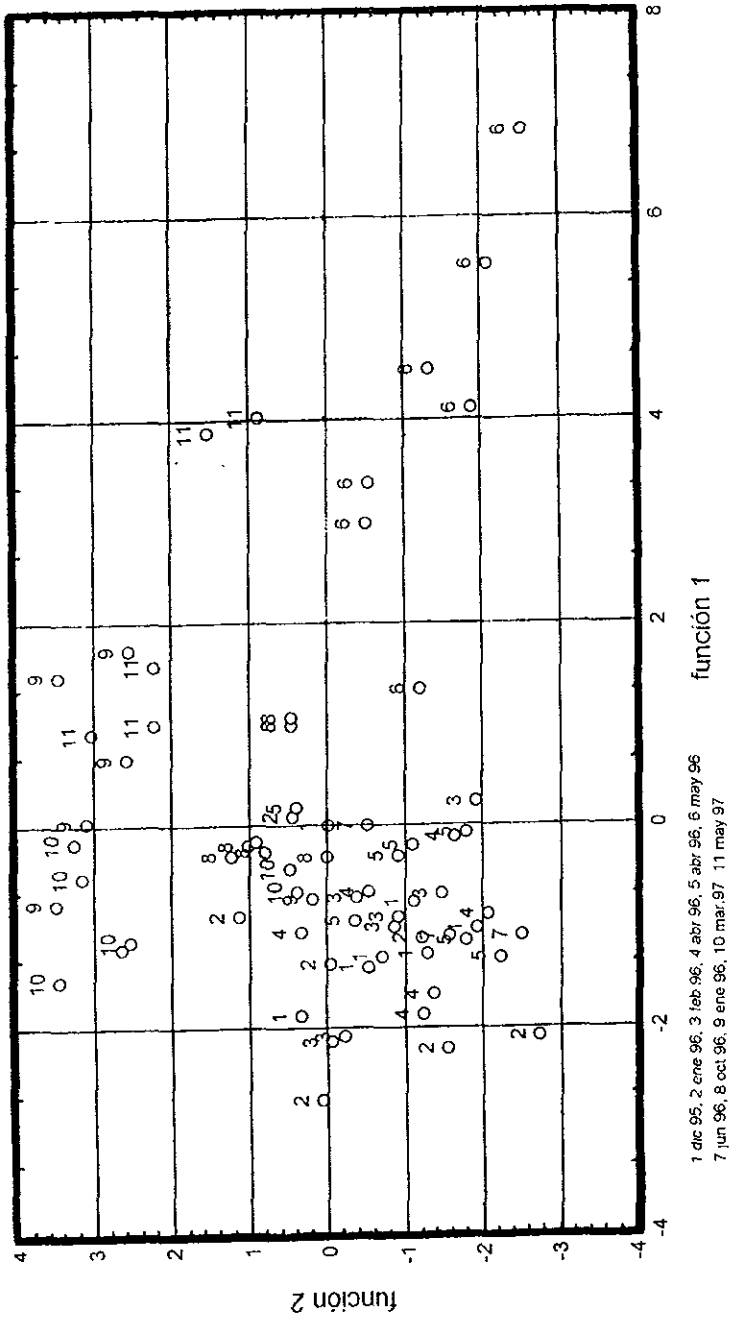
FUNCIÓN	VALOR CARACTERÍSTICO	$\chi^2$	NIVEL DE SIGNIFICANCIA OBSERVADO (P)	% DE VARIANZA ACUMULADA	VARIABLES
1	2.82	293.91	0.0	36.2	Dureza total, sulfatos
2	2.19	208.09	0.0	64.2	Conductividad, Oxígeno disuelto
3	1.27	133.87	0.0	80.4	Ortofosfatos.
4	0.6690	81.51	0.00025	89.0	Sólidos disueltos, cloruros

Tabla 10. Resultados del análisis discriminante por muestreo, apreciándose la formación de 4 funciones y las variables que la conforman.

MUESTREO	DIC. 95	ENE. 96	FEB. 96	ABR. 96	MAYO 96	JUN. 96	OCT. 96	ENE. 97	MZO. 97	MAY. 97
DIC. 95	0 (0.00000)	3.08 (0.54)	2.90 (0.57)	1.55 (0.900)	18.39 (0.00003)	33.75 (0.00)	4.02 (0.5)	13.78 (0.0005)	15.22 (0.0002)	19.79 (0.00001)
ENE. 96	3.08 (0.53)	0	3.46 (0.44)	3.81 (0.37)	17.41 (0.00005)	38.12 (0.00)	6.70 (0.15)	18.17 (0.00003)	11.12 (0.003)	21.10 (0.000006)
FEB. 96	2.90* (0.57)	3.46 (0.44)	0	2.98 (0.56)	15.84 (0.00014)	33.88 (0.00)	6.81 (0.14)	16.62 (0.00008)	15.73 (0.00015)	18.13 (0.00003)
ABR. 96	1.55 (0.90)	3.81 (0.37)	2.98 (0.56)	0	13.16 (0.00008)	31.41 (0.00)	6.38 (0.17)	15.04 (0.0002)	16.13 (0.0001)	18.13 (0.000003)
ABR. 96	18.39 (0.00003)	17.41 (0.00005)	15.84 (0.00014)	13.16 (0.00008)	38.25 (0.00)	23.63 (0.000021)	19.11 (0.00002)	26.39 (0.00)	24.53 (0.000001)	27.33 (0.00)
MAYO 96	33.75 (0.00)	38.12 (0.00)	33.88 (0.00)	31.41 (0.00)	0	29.78 (0.0000001)	25.51 (0.00)	34.77 (0.00)	45.29 (0.00)	23.60 (0.000001)
JUN. 96	4.02 (0.5)	6.38 (0.15)	6.81 (0.14)	6.38 (0.17)	29.78 (0.000021)	0	13.79 (0.003)	22.24 (0.00004)	23.27 (0.00002)	21.65 (0.00005)
OCT. 96	9.03 (0.013)	8.90 (0.014)	10.35 (0.005)	9.11 (0.012)	19.10 (0.00002)	13.79 (0.003)	0	8.13 (0.024)	8.20 (0.022)	15.93 (0.0001)
ENE. 97	13.78 (0.0005)	18.17 (0.00003)	16.62 (0.00008)	15.04 (0.0002)	26.39 (0.00)	34.77 (0.00)	8.13 (0.024)	0	7.36 (0.04)	8.53 (0.018)
MZO. 97	15.22 (0.0002)	11.12 (0.003)	15.73 (0.0015)	16.13 (0.0001)	45.26 (0.000001)	23.27 (0.00)	8.20 (0.022)	7.36 (0.04)	0	13.88 (0.0005)
MAY. 97	19.79 (0.00001)	21.10 (0.00006)	18.13 (0.00003)	18.13 (0.00003)	23.60 (0.00001)	21.65 (0.000054)	15.93 (0.0001)	8.53 (0.018)	13.88 (0.0005)	0

Tabla 11. Distancias de Mahalanobis y niveles de significancia ( ) observados entre los muestreos.

Fig.25 Diagrama de dispersión de las dos primeras funciones discriminantes por mes



#### 4. CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA).

De acuerdo con los resultados obtenidos del ICA (Tabla 12) y considerando que el uso actual de la laguna es de conservación de flora y fauna, la estación 5 presentó el valor más alto (65.94) seguida de las estaciones 7 (Princess), 6 (Puente) y 1 (Descarga A) presentando valores de 65.4, 62.62 y 61.12 respectivamente, cayendo dentro del mismo intervalo indicando una calidad no adecuada para especies muy sensibles.

Las estaciones 2 (Descarga B), 3 (100 mts) y 4 (Placetón) presentaron valores correspondientes a 54.37, 54.2 y 50.9 respectivamente. Estas tres estaciones se encuentran dentro del mismo intervalo, con una calidad dudosa para especies sensibles.

Es importante señalar que la capacidad de una corriente para recuperarse después de recibir elementos contaminantes, se ve afectado por los desechos domésticos. Las corrientes que reciben tales desechos, pasan por un ciclo clásico de autopurificación por zonas. Esto se realiza a lo largo de la trayectoria de la laguna. De modo que dichas zonas tienen una importancia primordial en la purificación natural de los cuerpos de agua (SARH, 1984).

De acuerdo con lo anterior, los resultados obtenidos son lógicos excepción de la estación 1 (Descarga A) que presentó un valor de 61.12 encontrándose así mismo entre los cuatro valores más altos, esto puede deberse a que dicha estación además de ser de poco flujo contuviera más agua de otros usos que el de desechos domésticos.

A partir de la estación 5 (Revolcadero) se observa un aumento en la calidad del agua, pero al llegar a la estación 6 (Puente) la calidad disminuye, lo cual puede explicarse a que en la estación 6 se reciben descargas de la planta de tratamiento y del río La Sabana que en temporada de avenidas transporta las descargas de aguas municipales de las colonias Emiliano Zapata y Cd. Renacimiento entre otros. Para la estación 7 (Princess) última estación de muestreo la calidad del agua aumenta.

Desde el punto de vista de la salud pública, es esencial que las corrientes estén bien ajustadas. Debido a su capacidad para responder a la entrada de materias extrañas, los cuerpos de agua se deshacen rápidamente de los contaminantes, conservándose limpias y saludables, constituyendo un verdadero valor para la comunidad. Sin embargo, nunca podrá excederse la capacidad de las corrientes para eliminar a los contaminantes, sin sufrir las consecuencias de un retraso en el proceso de autopurificación (SARH, 1984).

Debido a su capacidad para purificarse, un cuerpo de agua normal estará exento de bacterias patógenas y no será tóxica para ninguna flora o fauna acuática normal (SARH, 1984).

ESTACIONES	ICA ANUAL	USO ACTUAL	USO OBTENIDO
1 DESCARGA A	Máx. 78.57 Prom. 61.12 Mín. 42.53	Conservación de flora y fauna.	Recreación. Aceptable pero no recomendable. Pesca y vida acuática. Excepto especies muy sensibles.
2 DESCARGA B	Máx. 67.41 Prom. 54.37 Mín 45.17	Conservación de flora y fauna.	Recreación. Sin contacto con el agua. Pesca y vida acuática. Dudoso para especies Sensibles.
3 100 MTS.	Máx 69.87 Prom. 54.20 Mín. 39.13	Conservación de flora y fauna.	Recreación Dudoso para contacto directo Pesca y vida acuática. Dudoso para especies sensibles.
4 PLACETÓN	Máx. 74.63 Prom. 50.90 Mín 31.26	Conservación de flora y fauna	Recreación. Dudoso para contacto directo. Pesca y vida acuática. Dudoso para especies sensibles..
5 REVOLCADERO	Máx 83.25 Prom. 65.94 Mín 50.69	Conservación de flora y fauna	Recreación. Aceptable pero no recomendable Pesca y vida acuática Excepto especies muy sensibles.
6 PUENTE	Máx 79.36 Prom. 62.62 Mín. 43.09	Conservación de flora y fauna.	Recreación. Aceptable pero no recomendable. Pesca y vida acuática Excepto especies muy sensibles.
7 PRINCESS	Máx. 81.21 Prom. 65.40 Mín 47.53	Conservación de flora y fauna.	Recreación. Aceptable pero no recomendable. Pesca y vida acuática Excepto especies muy sensibles.

Tabla 12. Índice de Calidad del Agua anual de cada estación de muestreo de Laguna Negra, así como el uso actual y el uso obtenido de acuerdo a la escala de calificación del ICA.



## 5. CALIDAD BACTERIOLÓGICA

### 5.1 Indicadores bacteriológicos

Los resultados del análisis de los indicadores bacteriológicos utilizando las medias geométricas (Tabla 13) mostraron lo siguiente:

Para los coliformes fecales la estación 3 (100 mts.) registró la media geométrica más alta con un valor de 109849.15 NMP/100 ml y la estación 7 (Princess) presentó la media más baja con 733.70 NMP/100 ml, esto significa que se está llevando a cabo la depuración de coliformes fecales (CF) aunque, en la estación 6 (Puente) hubo un incremento (media geométrica de 821.94 NMP/100 ml) lo cual hace pensar que hubo una descarga en este sitio.

Respecto a los coliformes totales (CT), la media geométrica más alta se presentó en la estación 3 (100 mts) con un valor de 134506.53 NMP/100 ml y la media geométrica más baja se obtuvo en la estación 5 (Revolcadero). Durante la trayectoria del agua hasta la última estación de muestreo se registraron incrementos y disminuciones en los CT como fue el caso de la estación 6 donde se observó una media geométrica de 1057.35 NMP/100 ml aumentando aún más en la última estación 7 (Princess) (pero siempre menor a las estaciones 1 a 3) lo cual es el resultado de recibir diversas descargas entre las que se encuentran las provenientes del hotel Princess.

En cuanto a los estreptococos fecales (EF) éstos se presentaron en menor cantidad, lo cual es justificado ya que las descargas que se vierten en la laguna son de origen doméstico (humano) y no de origen animal. Así tenemos que la estación 1 (Descarga A) registró la media geométrica más alta (4190.63 NMP/100 ml) y la media geométrica más baja (123.83 NMP/100 ml) en la estación 6 (Puente). Aquí nuevamente se aprecia el proceso de depuración aunque, en la estación 7 (Princess) se registró un ligero incremento en los EF (129.70 NMP/100 ml). Se puede considerar que el agua se encuentra expuesta a diversas fuentes de contaminación ya que durante su trayecto a Laguna Negra puede recibir aportes de contaminación fecal de animales, pero sólo cuando defecan y si lo hacen directamente sobre el agua. En las estaciones donde no hay ningún tipo de descarga, las poblaciones bacterianas pueden deberse al arrastre de excretas de animales silvestres (mamíferos y aves) por el agua de lluvia, los cuales son posteriormente dispersados entrando de esta manera por distintos sitios a la laguna.

Las fluctuaciones observadas en los niveles de contaminación coniforme, además de deberse al proceso de autopurificación, también pueden ser debido a fenómenos de dilución y de sedimentación, ya que al tener el aporte de ríos cuyas aguas contienen gran cantidad de material orgánico particulado en suspensión al que *van adheridas cantidades muy variadas de bacterias* (Botello, 1982).

INDICADORES DE CONTAMINACIÓN	1 DESCARGA A	2 DESCARGA B	3 100 MTS.	4 PLACETÓN	5 REVOLCADE RO	6 PUENTE	7 PRINCESS
COLIFORMES TOTALES NMP/100 ml	108148.59	26594.10	134506.53	30107.13	909.691	1057.35	1428.69
COLIFORMES FECALES NMP/100 ml	80432.57	20827.704	109849.15	26567.70	755.08	821.94	733.70
ESTREPTOCOCOS FECALES NMP/100 ml	4190.63	809.44	1836.98	1496.83	175.38	123.83	129.70

Tabla 13. Medias geométricas anuales de las bacterias indicadoras de contaminación fecal (CT, CF y EF) para cada una de las estaciones de muestreo.

### 5.1.1. Relación coliformes fecales / estreptococos fecales

Con los resultados obtenidos de los coliformes fecales y estreptococos fecales se procedió a calcular la relación CF/EF con el objeto de conocer el origen de la contaminación fecal. Una proporción superior a 4 indica una contaminación fecal humana, mientras que una relación inferior a 0.7 sugiere una contaminación de origen no humano (APHA *et al.* 1985 b).

En este estudio en la mayoría de los casos la relación CF/EF fue mayor a 4 tanto en temporadas como en las estaciones de muestreo (Tabla 14) lo cual significa que predominó el origen humano. Esto resulta lógico ya que en la laguna se descargan desechos domésticos crudos provenientes de Cd. Renacimiento, La Sabana y casas aledañas.

MUESTREO	1 DESCARGA A	2 DESCARGA B	3 100 MTS.	4 PLACETÓN	5 REVOLCADERO	6 PUENTE	7 PRINCESS
DICIEMBRE 95	1	2.5	4	23.9	3.66	----	0.19
ENERO 96	3.29	2.27	8	5.75	3.93	175	14
FEBRERO 96	17.5	7.33	8.33	20	11	10	10
ABRIL 96	171.4	-----	266.666	0.058	1	2	9
ABRIL 96	17.14	22.7	17.17	15.42	4.9	74.07	0.33
MAYO 96	15	3428	1600	3	2	0.5	6
JUNIO 96	44.44	70	-----	-----	115	342.8	115
OCTUBRE 96	70.76	-----	110.2	116.45	11	16.92	27.5
ENERO 97	0.625	-----	160	68.75	3.18	5	1.77
MARZO 97	1000	32.85	70	36.66	3.85	1.21	4.25
MAYO 97	26.08	-----	242.8	1411.7	0.388	0.0363	16.5

Tabla 14. Resultados de la relación CF/EF que determinan el origen de la contaminación.

## 5.2 Bacterias patógenas

En el análisis bacteriológico para la detección de *Salmonella* spp., *Shigella* spp. y *Vibrio cholerae* sólo se detectó a esta última en casi todos los meses y estaciones de muestreo (a excepción del mes de enero 97 en las estaciones 100 mts., Placetón, Revolcadero, Puente y Princess).

Las actividades de los microorganismos son afectadas intensamente por las condiciones físicas y químicas de sus ambientes. No todos los organismos responden igualmente a un factor ambiental dado. De hecho, algunas condiciones ambientales que pueden ser extremadamente perjudiciales para un organismo pueden ser beneficiosas para otro (Brock, 1978).

Tal es el caso de *Salmonella* y *Shigella* siendo esta última menos resistente frente a una variedad de agentes físicos y químicos por lo cual, *Shigella* es una de las bacterias entéricas patógenas más difíciles de aislar.

Comúnmente, las enterobacterias así como las bacterias patógenas no sobreviven mucho tiempo fuera de su hospedero cuando son incorporadas a aguas salinas pudiendo desaparecer en un periodo de tiempo variable, de acuerdo con condiciones fisicoquímicas como son la temperatura, la salinidad (Zobell, 1936 citado por Rodríguez y Romero, 1981; Romero y Rodríguez, 1982).

Considerando que el área de estudio es una Laguna costera, no se descarta la posibilidad de que las concentraciones de sales como los cloruros y sulfatos (que oscilaron de 12.9 a 9414.8 mg/l y 21 a 1086 mg/l respectivamente) pudieran interferir en la sobrevivencia de las salmonelas y shigelas. Contrariamente ocurrió con *V. cholerae* que se presentó en casi todos los meses y estaciones de muestreo debido a que vibrio puede sobrevivir por largos periodos en ambientes salinos. Se ha determinado que la salinidad óptima para el crecimiento de *V. cholerae* es de 25o/oo (Sánchez, 1991).

También se ha considerado la sedimentación y adsorción de bacterias como factores físicos importantes en la remoción de bacterias ya que las aguas residuales al ponerse en contacto con el cuerpo de agua, se distribuyen tanto en las capas superficiales como en toda la profundidad. De manera que el material particulado que contiene bacterias se va sedimentando para formar depósitos lodosos los cuales pueden adsorber bacterias (Nusbaum y Garner, 1955 citados por Rodríguez y Romero, 1981; Grimes, 1975 citado por Botello, 1982).

Además de los factores físicos y químicos, hay otros de naturaleza biológica, que producen también efectos sobre los microorganismos de las aguas, reportándose el consumo de bacterias por organismos depredadores tales como protozoarios y copépodos que se encuentran presentes en aguas negras y de mar (Waskman y Carey, 1935 citados por Rodríguez y Romero, 1981; Hendricks, 1974 citado por Botello, 1982).

Finalmente, es importante señalar que la cantidad y variedad de bacterias patógenas, difiere de acuerdo al estado de salud de la comunidad, naturaleza y grado de tratamiento de los desechos, capacidad de autopurificación de los cuerpos de agua y características físicas y químicas del agua (S.R.H., 1979 citado por Andrade, 1996).

## 6. PORCENTAJE DE REMOCIÓN

Las fuentes naturales de agua con problemas de contaminación, ya sean de origen natural o producidos por el hombre, tiene la capacidad de autopurificarse, es decir, restablecer por medios naturales el estado de pureza del agua (Esparza, 1996).

La composición de las aguas residuales se analiza con diversas mediciones físicas, químicas y biológicas. Las mediciones más comunes incluyen la determinación del contenido de sólidos, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), la demanda química de oxígeno (DQO) y las bacterias indicadoras de contaminación fecal (coliformes fecales, coliformes totales y estreptococos fecales).

A través de ríos ya sea de flujo intermitente o continuo se aportan materiales inorgánicos y orgánicos a los sistemas lagunares; algunos son producto de la lenta transformación en la fase sedimentaria (disolución de calizas y sustancias húmicas, etc.) otros son primordialmente de naturaleza vegetal, ricos en celulosa y lignina y otros más son de origen animal, cuyos aportes son básicamente productos de excreción como orinas (ricas en urea y ácido úrico) y heces. También se consideran dentro de estos aportes los desechos humanos llevados a los ríos de manera accidental o intencional (como es el caso de Laguna Negra), ya sea como afluente de áreas urbanas o industriales. Por otra parte la materia orgánica de origen marino que ingresa a las lagunas proviene fundamentalmente de la plataforma, constituida de manera primordial por material orgánico suspendido, tanto vivo como en diferentes grados de descomposición (De la Lanza y Arenas, 1986; De la Lanza, 1988)

También la vegetación sumergida y periférica, con una composición química dependiente de las especies, es uno de los elementos principales en el aporte del material orgánico al sistema lagunar. En las lagunas costeras, estos materiales orgánicos representan una fuente de energía para heterótrofos por lo que su interpretación y significado en ambos casos es distintos (De la Lanza, 1988).

El objetivo de calcular los porcentajes de remoción de la materia orgánica (mediante la DBO<sub>5</sub> y DQO), los sólidos (suspendidos y sedimentables) y las bacterias indicadoras de contaminación fecal, fue evaluar su degradación natural mediante el grado de remoción de los parámetros mencionados en el agua de Laguna Negra. Para tal efecto, se consideró la estación 3 (100 mts.) como el afluente por ser ésta donde se juntan los desechos provenientes de las estaciones 1 y 2 (Descarga A y Descarga B). La estación 7 (Princess) fue considerada como el efluente por ser la última estación de muestreo antes de salir al mar.

Los resultados obtenidos de la remoción porcentual de los sólidos mostraron para el caso de los sólidos sedimentables una remoción del 9 % mientras que para los sólidos suspendidos no se observó ninguna remoción (Tabla 15). Entre los materiales sólidos se incluyen materiales como arena, arcilla, tierra, cenizas, desechos sólidos, materia vegetal, basura, papel, metales y plástico. Algunos de estos contaminantes tienen un origen natural; pero muchos otros son sustancias artificiales que entran al agua como resultado de las actividades humanas. Estos contaminantes sólidos afectan el aspecto del agua, y cuando se sedimentan en el lecho o flotan en la parte superior del cuerpo de agua interfieren con la vida animal (Dickson, 1980). Este material particulado puede destruir las estructuras de alimentación y de respiración de los animales al reducir la fotosíntesis de las plantas y disminuir la penetración de la luz, y cuando ésta se deposita en el fondo puede asfixiar a los organismos (Páez, 1999).

Para la DBO<sub>5</sub> se observó en el "afluente" un valor promedio de 31.21 mg/l y para el "efluente" un valor promedio de 10.96 mg/l, lo cual nos dio una remoción del 64.9 %, esto indica un incremento del oxígeno y por consiguiente una disminución en contenido de la materia orgánica biodegradable. En el caso de la DQO, ésta presentó una remoción del 8.7 % (Tabla 15). Dado que los materiales que se descargan en la laguna comúnmente son de origen doméstico están compuestos de materia orgánica, la cual está sujeta al ataque bacteriano. En este proceso oxidativo los compuestos orgánicos se reducen a compuestos inorgánicos más estables, como el bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el agua (H<sub>2</sub>O) y los nitratos (NO<sub>3</sub>). Cuando el aporte de materia orgánica es grande aparece una intensa actividad bacteriana, hasta que los procesos oxidativos de degradación influyen en el suministro de oxígeno disuelto en el agua, provocando condiciones hipóxicas o anóxicas. En este caso, la degradación posterior depende de la actividad de las bacterias anaeróbicas, las cuales producen metano (CH<sub>4</sub>), amonio (NH<sub>3</sub>) y ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S) (Páez, 1999).

Respecto a los datos bacteriológicos, el valor porcentual de remoción para los coliformes totales fue del 98.8 %, para los coliformes fecales el 98.4 % y para los estreptococos fecales el 84.1 % aunque cabe aclarar que la

concentración bacteriana inicial fue tan alta que a pesar del elevado porcentaje de remoción, los valores en el efluente fueron todavía elevados (44667.27, 44545.63 y 2708.73 NMP/100 ml respectivamente).

Aunque de manera general, se observó una disminución tanto en la materia orgánica medida por la DBO<sub>5</sub> y DQO y en el contenido bacteriológico, ésta no resulta ser satisfactoria si consideramos que la remoción de los contaminantes es indispensable para obtener el agua de calidad adecuada para que pueda ser reusada en diversas actividades como son el uso doméstico, agropecuario, industrial, recreativo, para mantener la vida acuática y silvestre, debiendo cumplir con una serie de características físicas, químicas y biológicas (bacteriológicamente segura en el uso doméstico y recreativo) (Dickson, 1980).

Aunque la autodepuración estabiliza algunas de las corrientes contaminadas, durante el proceso, el material contaminante es asimilado por diferentes procesos (oxidación química, sedimentación, floculación, actividad microbiana) y la velocidad con que se realizan éstos depende del tipo, origen y cantidad de material contaminante, aereación del medio, trayectoria de las corrientes, tiempo y condiciones adecuadas de temperatura, luz solar, etc. (Andrade, 1997; Páez, 1999). Sin embargo, conforme aumentan los volúmenes de los desechos, comienza a reducirse la capacidad de las aguas para tratar esa carga de contaminación (Dickson, 1980), es decir, que la materia orgánica se acumula cuando el aporte excede la capacidad del cuerpo de agua para eliminar a todos los contaminantes haciéndose irremediables las consecuencias provocando que el proceso de autodepuración se retrase o se interrumpa (SARH, 1984).

La acumulación de la materia orgánica y la desoxigenación de las aguas tienen efectos importantes sobre la fauna y flora, y cuando existen muy bajos niveles de oxígeno, innumerables plantas y animales quedan excluidos. Así, si el aporte de los desechos está dentro de la capacidad de las aguas receptoras, esto podría implicar enriquecimiento y beneficio en primera instancia para las plantas, pero cuando la capacidad de las aguas receptoras se excede, la acumulación de los desechos y el desarrollo de las condiciones producen un deterioro de la fauna y la flora (Páez, 1999).



PARÁMETRO	DBO <sub>5</sub>	DQO	Sólidos suspend.	Sólidos sedim.	Coliformes totales	Coliformes fecales	Estreptococos fecales
% DE REMOCIÓN	64.9	8.7	0	9	98.8	98.4	84.1

Tabla 15. Remoción porcentual de materia orgánica, sólidos y bacterias coliformes.

## VIII. CONCLUSIONES.

1. De acuerdo con el análisis de Componentes Principales (CP) se determinaron los parámetros que más influencia tuvieron sobre el comportamiento del agua de Laguna Negra, siendo estos: sólidos disueltos, nitrógeno orgánico, ortofosfatos, dureza total, cloruros, sulfatos, conductividad, oxígeno disuelto y coliformes fecales.
2. La temporada de secas favoreció la concentración de los contaminantes como lo indican los valores promedio. Así mismo, las lluvias favorecen la dilución de los contaminantes.
3. De la comparación entre las estaciones de muestreo, la estación 1 (Descarga A) presentó características similares a las estaciones 2 (Descarga B) y 3 (100 mts.), dichas estaciones resultaron ser diferentes al resto de los sitios de muestreo.
4. De la comparación entre los meses de muestreo se observaron diferencias en la mayoría de ellos.
5. El Índice de Calidad del Agua (ICA) y de acuerdo al uso actual de la Laguna (conservación de flora y fauna) mostró para las estaciones 2 (Descarga B), 3 (100 mts.) y 4 (Placetón) un uso dudoso para especies sensibles y para las estaciones 1 (Descarga A), 5 (Revolcadero), 6 (Puente) y 7 (Princess) un uso no recomendable para especies muy sensibles.
6. Las estaciones con mejor calidad fueron: 5 (Revolcadero), 7 (Princess) y 6 (Puente).
7. Mediante el análisis bacteriológico del agua se encontraron niveles altos de bacterias coliformes así como la presencia de bacterias patógenas. Se determinó un alto índice de CF Y CT. Así mismo, se detectó la presencia de *Vibrio cholerae* en la mayoría de los meses y estaciones de muestreo. No se detectó la presencia de *Salmonella* spp. ni *Shigella* spp.
8. Se determinó que la contaminación fue predominantemente de origen humano.

- 9 Los porcentajes de remoción mostraron la existencia de una depuración para el caso de la DBO del 64.8 % y para los coliformes totales y fecales del 98.76 y 98.43 % respectivamente. Para los estreptococos fecales fue del 84.1 %. Los resultados obtenidos para el caso de los coliformes, a pesar de tener porcentajes elevados de remoción, el número final de coliformes y estreptococos siguió siendo elevado.

## IX. RECOMENDACIONES

- *Tomar medidas necesarias para evitar en lo posible descargar en la Laguna y en caso de tener que hacerlo, reunir las a la "entrada" de la laguna y darles un tratamiento previo antes de ser vertidas para lo cual se sugiere el establecimiento de plantas de tratamiento con la finalidad de favorecer la conservación del cuerpo mismo, permitiendo que los niveles de contaminantes se reduzcan haciéndose más tolerables y disminuyendo impactos en la laguna.*
- *Determinar las condiciones de calidad a las que deberán sujetarse las descargas que se viertan en la Laguna para evitar rebasar su capacidad de autodepuración.*
- *Controlar todas las descargas nuevas que se presenten en un futuro obligando a los responsables a construir los sistemas de tratamiento que requieran sus efluentes.*
- *Los porcentajes de remoción podría mejorar si no se vertieran otras descargas a lo largo de la laguna. Los ecosistemas de este tipo deben ser manejados adecuadamente ya que no siempre podrán asimilar los desechos que reciben para volverlos inocuos.*
- *La información obtenida es importante en la toma de decisiones y da las bases para administrar y normar sobre los recursos. Aunque, la vigilancia de una contaminación como la de Laguna Negra no puede estar basada en la simple colección de datos y observaciones, por lo que un programa efectivo de prevención de la contaminación debe ser capaz de adaptarse a las condiciones sociales, económicas y políticas del área de estudio.*
- *Que las autoridades correspondientes pugnen por la creación de un área protegida, para que Laguna Negra se conserve con el menor impacto posible por las actividades que se realizan a su alrededor.*

## XI. BIBLIOGRAFÍA

- Anzures, A.; Meneses, Y.; Villatoro, R. y Luna, C. (1995). "Enterobacterias en agua, sedimento y camarón blanco (*Penaeus vannamei*) del Mar Muerto, Chiapas". Gaceta Médica de México 131 (1).
- Andrade, E. (1997). "Contribución al estudio de la calidad del agua del río Papaloapan". Tesis Profesional. ENEP Iztacala. UNAM 73 p.
- ASTM (American Society For Testing and Materials). (1992). "Manual de aguas para usos industriales". Limusa. México. Vol. 3 202 p.
- ASTM (American Society For Testing and Materials). (1976). "Manual de aguas". 3ª. edición. Ed. Limusa.
- APHA; AWWA; WPCF. (1985) a. "Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales". Ediciones Díaz de Santos. España.
- APHA; AWWA; WPCF. (1985) b. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 16<sup>th</sup>. Edition. U.S.A 1268 p.
- APHA; AWWA; WPCF. (1976). "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 14<sup>th</sup>. Edition. U.S.A.
- Babbit, H. E.; Baumann, E. R. (1977). "Alcantarillado y tratamiento de aguas negras". C.E.C.S.A. México. 520 p.
- Bañuelos, Y. (1982). "Variación estacional de la contaminación bacteriana coliforme en tres lagunas costeras del estado de Tabasco, México". Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. 34 p.
- Barrera, G. (1995). "Contaminación de origen fecal en la laguna de Tamiahua, Veracruz y su influencia en tres especies de importancia comercial". Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 60 p.
- Becerra, N. y Botello, A. (1994). "Bacterias coliformes totales, fecales y patógenas en el sistema lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas, México". Hidrobiológica. 5(1-2): 87-94
- Blasco, F. (1987). "Los manglares". Mundo Científico. No. 114 Vol. 11 616-625.
- Botello, A. (1978). "Variación de los parámetros hidrológicos en las épocas de sequía y lluvias (Mayo y Noviembre de 1974) en la laguna de Términos, Campeche, México". An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 5(1):159-178.

- Botello, A. (1982). "La contaminación en el mar". Ciencia y Desarrollo. 43(VIII):90-101.
- Botello, A. (1982). "Niveles actuales de compuestos organoclorados, desechos industriales y coliformes en los sistemas lagunares costeros del Estado de Tabasco". Informe Técnico. Inst. de Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. 59 p.
- Botello, A.; Ponce, G.; Toledo, A.; González, G.; y Villanueva, S. (1984). "Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México". Ciencia y Desarrollo. Vol. XVII/ Núm. 102. Enero- Febrero pág. 28-48.
- Botello, A. y Páez, F. (1987). "El problema crucial: la contaminación". Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos, Centro de Ecodesarrollo, Vol. 1 México. 180 p.
- Botello, A. (1990). "Impacto Ambiental de los hidrocarburos organoclorados y de microorganismos patógenos específicos en lagunas costeras del Golfo de México". Informe final presentado a OEA/CONACyT. 1989-1990.
- Brock, T. (1978). "Biología de los microorganismos". 2<sup>da</sup>. edición Omega. México. 906 p.
- Brock, T. (1991). "Microbiología". 6<sup>ta</sup>. edición. Prentice-Hall Hispanoamericana. México. pág. 704-706
- CECODES, (1981). "Las lagunas costeras de Tabasco. Un ecosistema en peligro." Centro de ecodesarrollo. 109 p.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). (1992). "Informe del estudio de clasificación de las aguas de la Laguna Negra de Puerto Marqués". 45 p.
- Contreras, E. F. (1985). "Lagunas costeras mexicanas". Centro de Ecodesarrollo. Secretaría de Pesca. México. 253 p.
- Contreras, F. (1993). "Ecosistemas Costeros Mexicanos". Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. UAM Iztapalapa. México. pág. 1-3, 22-41
- Corral, J. L. y Perea, E. P. (1992). Cap. 45. *Salmonella*. Perea, E. (Ed). "Enfermedades infecciosas y microbiología clínica" Ed. DOYMA. España. Vol. // 1131 p.
- Davis, B. D.; Dulbecco, R.; Eisen, H. N.; Ginsberg, H. S.; Wood, W. B. (1972). "Tratado de microbiología". Salvat. España. 520 p.
- Dawes, C. (1991). Cap. 19. Comunidades de mangles. "Botánica marina". Ed. Limusa. México. pág. 553-577

- De la Lanza, G. (1986). "Calidad ambiental de la Laguna de Mezcaltitán, Nayarit, México, durante el estiaje". An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México. 13(2): 315-328.
- De la Lanza, G. y Arenas, V. (1986). "Disponibilidad de nutrimentos a partir de materia orgánica en un sistema lagunar". Ciencia. 37, pág. 247-254.
- Díaz, V. (1996). "Tratamiento avanzado de cloro ozono para agua de suministro con presencia de *Vibrio cholerae*". Tesis Profesional. ENEP Iztacala. UNAM. 80 p.
- Dickson, T. R. (1980). "Química, enfoque ecológico". Ed. Limusa. 406 p.
- Divo, A. (1990). "Microbiología médica". 4<sup>ta</sup>. edición. Interamericana. México. 446 p.
- D.S.N.Y. (Departamento de Sanidad de Nueva York). (1990). "Manual de tratamiento de aguas negras". Ed. Limusa. México. 227 p.
- Ducoing, E.; Barrera, E. y Ramírez, R. (1990). "Monitoreo ambiental en la laguna de Tamiahua, Veracruz". Res. VIII Congreso. Nal. Oceanogr. 17
- Esparza, L. (1996). "Caracterización fisicoquímica y bacteriológica del Río Santiago de Ocotlán, Jal. a Santiago Ixcuintla, Nay., en el periodo de 1992 a 1994". Tesis Profesional. ENEP Iztacala. UNAM.
- Ezcurra, E. y Loa, E. (1993). "Las zonas húmedas de México". DUMAC. Vol. XV Núm. 1
- Fernández de Castro, J. (1991). "El cólera. Un problema no resuelto". Ciencias. 24: 32-41.
- Flores, F. (1994). "Introducción". Humedales. Red para la Conservación de los Humedales. México. 31 p.
- Freeman, B. (1989). "Microbiología de Burrows". 22<sup>ava</sup>. edición. Interamericana. México. 1181 p.
- Gallegos, E. (1988). "Estudio de los organismos de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* Winogradsky 1982 en los procesos de nitrificación en un estanque de estabilización en Santo Tomás Atzingo, Estado de México". Tesis Profesional. ENEP Iztacala. UNAM. 126 p.
- Gloyna, E. F. (1973). "Estanques de estabilización de aguas residuales". Organización Mundial de la Salud. Suiza. 191 p.
- Gray, N. F. (1989). "Biology of wastewater treatment". Oxford Science, Oxford, New York. pp. 828

- Hammer, D. y Bastian, B. (1989). "Wetlands Ecosystems: Natural Water Purifiers?". In Hammer, D. (Ed.). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment : Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, Inc. USA 831 p.
- Holguín, O.; Bashan, Y.; Mendoza, R.; Amador, E.; Toledo, G.; Vázquez, P. y Amador, A. (1999). "La microbiología de los manglares. Bosques en la frontera entre el mar y la tierra". *Ciencia y Desarrollo*. Enero-Febrero. Volumen XXV. Núm. 144. 26-35 p.
- Ibarra, S. (1990). "Lagunas costeras de Baja California". *Ciencia y Desarrollo*. 92(XVI): 9-42
- Ibarra, S. (1995). "Plantas marinas y pesquerías costeras". *Ciencia y Desarrollo*. Enero-Febrero pág. 36-40.
- INEGI. Carta Topográfica, escala 1:50,000. 1985. E14C57.
- Instituto Politécnico Nacional. (1993). "Manual de laboratorio de microbiología sanitaria". 2ª. edición. Ed. Amador, R., Fernández, E.; Rodríguez, R.
- Jansen, M. (1987). "Introducción a la microbiología médica". Hispanoamericana. México. pp. 552
- Jiménez, C. (1994). "Sistemas biológicos: Una Alternativa para la Remoción de Detergentes en el agua". *Calidad Ambiental*. ITESM Vol. # Núm 1 pág.11-14
- Kleinbaum, G. D. y Kupper, L. (1978) "Applied Regression Analysis and other Multivariable Methods". Duxbury.
- Krieg, N. y Holt, J. (1984). "Bergey's Manual of Systematic Bacteriology". Vol. 1. Ed. Williams & Wilkins. USA. 964 p.
- Kusler, J. A.; Mitsch, W. J. y Larson, J. S. (1994). "Humedales". *Investigación y Ciencia*. pág. 6-13
- Lagunes, C. Pacheco, J.; Brito, E. y Castillejos, B. (1994). "Contaminación bacteriana en agua, sedimento y organismos de los bancos ostrícolas del sistema Pom-Atasta, Campeche, México". Res. III Congreso de Ciencias del Mar. La Habana, Cuba. 517
- León-Viscaíno, L. (1992). "Índices de calidad del agua (ICA). Forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala". Sociedad Mexicana de Ing. Sanitaria, A.C. *Memorias VIII Congreso Nal., Cocoyoc, Morelos* 22-25 septiembre 1992.



- Lugo, A (1990). "Introducción". In Lugo, A.; Brison, M. y Brown, S. (Eds.) *Ecosystems of the World 15. Forested Wetlands*. Elsevier Science Publishing Company Inc. Netherlands.
- McConaughy, B. (1974). "Introducción a la biología marina". Ed. Acribia. España. 455p.
- Metcalf & Eddy. (1985). "Ingeniería Sanitaria: Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales". 2ª. edición. Labor. España. 969 p.
- Mendoza, P. y Peredo, M. (1981). "Shigellas". Asoc. Mexicana de Profesores de Microbiología. Ed. Francisco Méndez Oteo. México.
- Miranda, R. (1988). "Variación estacional de los nutrientes (nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, fosfatos, ortofosfatos y silicatos) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz". Tesis Profesional de Licenciatura. ENEP Iztacala UNAM.
- Mitsch, W. and Gosselink, J. (1994). "Wetlands". In Novotny, V. (Ed.). *Water Quality Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold. New York.
- Mogollón, J.; Ramírez, A.; García, B. y Bifano, C. (1993). "Uso de los parámetros fisicoquímicos de las aguas fluviales como indicadores de influencias naturales y antrópicas" *Interciencia*. Sep-Oct., Vol. 18 No.5 249-253
- Murray, P. R.; Drew, W.; Kobayashi, G. y Thompson, J. (1992). "Microbiología médica". Wolfe Publishing Limited. España. 725 p.
- Myrvik, Q. N.; Pearsall, N. y Weiser, R. S. (1974). "Bacteriología y Micología médica". Interamericana. México. 510 p.
- Nalco Chemical Company (1982). "Manual del agua. Su Naturaleza, tratamiento y aplicaciones". Mac Graw-Hill.
- Olarte, J. (1991). "El germen del cólera". *Ciencias*. 24: 43-50.
- Páez, F. (1999). "La contaminación y polución costera". *Ciencia y Desarrollo*. Enero-Febrero. Volumen XXV, Núm. 144. Pág. 60-65.
- Parissi, C. (1990). "Análisis de coliformes fecales en 2 lagunas costeras del estado de Veracruz, por medio de la técnica de filtro de membrana". Tesis Profesional. Universidad Veracruzana.
- Pesson, P. (1978). "La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas". Ediciones Mundi-Prensa. España. 335 p.

- Prats, G. y Mirelis, B. (1992). Cap. 44. Enterobacterias. Perea (Ed). "Enfermedades infecciosas y microbiología clínica". Ed. DOYMA. España. Vol. // 1131 p.
- Quijano, S.; Salinas, E.; Contreras, C. y Sosa, A. (1992). "Calidad del agua en la laguna de Cuyutlán como posible indicadora de su rehabilitación". Res. IX Congreso Nal. Oceanogr. 287
- Robles, V. E.; Rivera, A. F.; Gallegos, N. E. y Rivera, A. V. (1991). "Técnicas de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos del agua y aguas de desecho". ENEP Iztacala. UNAM. México. pp. 73
- Robles, V. E. (1994). "Contaminación de Moluscos. ¡ Cuidado con los Ostiones ¡". Información Científica y Tecnológica. Octubre 1994. Vol. 16 Núm. 217 pág. 39-41.
- Rodríguez, H. y Romero, J. (1981). "Niveles de contaminación bacteriana en dos sistemas fluvio-lagunares asociados a Laguna de Términos, Campeche". An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 8(1):63-68.
- Rodríguez, H. (1986). "Bacterias Coliformes en el procesamiento de ostiones (*Crassostrea virginica*) en Tabasco, México". An. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 13(1):445-448.
- Rodríguez, H. y Botello, A. (1987). "Contaminación enterobacteriana en la red de agua potable y en algunos sistemas acuáticos del sureste de México". Cont. Amb. 3:37-53.
- Rosas, I.; Yela, A.; Salinas, E. y Calva, E. (1994). "Bacterias entéricas en la atmósfera". Ciencia y Desarrollo 118. pág. 52-57.
- Romero, J. y Rodríguez, H. (1982). "Niveles actuales de contaminación coliforme en el sistema lagunar del Carmen-Machona, Tabasco". An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México, 9(1):121-126.
- Romero, J.; Ferrara, M.; Lizarraga, L. y Rodríguez, H. (1986). "Variación estacional de las poblaciones de enterobacterias en la laguna de Términos, Campeche, México". An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México. 13(3):73-86.
- Sánchez, P. S. (1991). "Manual de métodos de aislamiento e identificación de *Vibrio cholerae* en aguas". IMTA. CETESB. OPAS. Curso realizado del 23 al 27 de sept. México. 70 p
- SARH (1986). Manual de "Técnicas de muestreo de aguas y determinaciones en el campo". 4<sup>ta</sup>. edición. México. 75 p.

- SARH; Subsecretaría de Planeación. Dirección Gral. de usos del agua y prevención de la contaminación. (1984). Manual de "Aprovechamiento de aguas residuales en el riego agrícola". 304 p.
- SARH. (1979) a. "Manual del curso análisis de aguas y aguas de desecho". 4<sup>a</sup> edición. Vol. I
- SARH. (1979) b. "Manual del curso análisis de aguas y aguas de desecho". 4<sup>a</sup> edición. Vol. II
- SARH. (1979) c. "Manual del curso análisis de aguas y aguas de desecho". 4<sup>a</sup> edición. Vol. III
- SARH. (1979). "Índice de calidad del agua". Dirección General de protección y Ordenación Ecológica. México, D.F
- SARH. (1984). "Manual de microbiología del agua". México, D.F:
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Subsecretaría de Ecología. Dirección Gral. de Prevención y control de la contaminación del agua. (1984). "Principales estrategias de acción en materia de prevención y control de la contaminación del agua".
- Solis, S. (1988). "Investigación e informe sobre las principales fuentes de contaminación y algunos efectos sobre los cuerpos de agua en el estado de Veracruz". Tesis Profesional. Fac. Biol. Universidad Veracruzana. 43 p.
- Sordo, L.; Castellanos, T.; Padilla, G. y Romero, L. (1980). "Los manglares sudcalifornianos desaladores de agua de mar". Ciencia y Desarrollo. Enero-Febrero. Núm. 30:7-8 p.
- Soto, R. y Esquivel, A. (1995). "Determinación de bacterias coliformes totales y fecales en agua y sedimento de la laguna Superior, Oaxaca, México". Res. VI Congr. Latinoamericano de Ciencias del Mar. 712
- Soto, R.; Esquivel, A. y Bulit, C. (1996). "Identificación de géneros de enterobacterias en agua y sedimento de la laguna de Chautengo, Guerrero". Res. X Congr. Nal. Oceanogr.
- Soto, C; Bulit, C. y Esquivel, H. (1996). "Bacterias coliformes totales y fecales en agua y sedimento y su relación con las variables ambientales de la laguna de Chautengo, Guerrero". Res. X. Encuentro Reg. de Investigación y Desarrollo Sustentable. Guerrero, Oaxaca y Chiapas. 5
- Tena, G. (1995). "La persistencia del cólera. Uno de los dramas del fin del milenio". Ciencia y Desarrollo. 125: 52-55.
- Turk, A.; Turk, J. y Wittes, J. (1973). "Ecología, Contaminación, Medio ambiente". Ed. Interamericana. México. 227 p.

- Valdés, D.; Trejo, J. y Real, E. (1988). "Estudio hidrológico de la Laguna Celestún, Yucatán, México, durante 1985". *Ciencias Marinas* 14(2):45-68.
- Velázquez, C. (1992). "Determinación de *Vibrio cholerae* O1 en agua salobre y alimentos marinos frescos en la zona Puerto-Boca del Río-Mandinga". Res. IX Congr. Nal. Oceanogr. 311.
- Vilaclara, G. y Sládecek, V. (1991). "Valores guía de calidad de aguas naturales y contaminadas por materia orgánica antropogénica". Memorias XI Coloquio de Investigación. ENEP Iztacala. Del 2 al 6 de diciembre de 1991.
- Vizcaíno, F. (1980) "La contaminación en México". Fondo de Cultura económica.
- Volk, W. (1996). "Microbiología básica". 7ª edición. Ed. Harla. México. 819 p.
- Westermann, P. (1993). "Aquatic microbiology". In Timothy E. Ford (ed.). Blackwell Scientific Publishers. London.
- Yañez-Arancibia, A. (1986). "Ecología de las zonas costeras. Análisis de siete tópicos". AGT Editor, S.A. México. 11-39 p.
- Zinsser. (1987). "Microbiología". 18ª edición. Panamericana. Argentina.

## XII. GLOSARIO

**Adsorción:** Adherencia que tiene lugar en la superficie de un sólido o de un líquido en contacto con otro medio.

**Agar de MacConkey:** Medio de cultivo selectivo y diferencial para el aislamiento y diferenciación de bacilos entéricos fermentadores y no fermentadores de lactosa.

**Agar entérico Hektoen:** Medio de cultivo diferencial, selectivo para el aislamiento y diferenciación de *Salmonella* y *Shigella* de otros bacilos entéricos gram negativos.

**Agar Lisina y Hierro (LIA por sus siglas en inglés):** Este medio es empleado para determinar la capacidad de las bacterias para descarboxilar o desaminar la lisina.

**Agar Salmonella y Shigella (SS):** Medio de cultivo altamente selectivo, que inhibe el desarrollo de la mayoría de los coliformes y permite el de especies de *Salmonella* y *Shigella*.

**Agar Sulfito Bismuto (SB):** Medio de cultivo selectivo para el aislamiento de *Salmonella*.

**Agar Triple Azúcar y Hierro (TSH por sus siglas en inglés):** Prueba bioquímica utilizada para determinar la capacidad de un organismo de atacar un hidrato de carbono específico incorporado en un medio de crecimiento básico, con la producción o no de gases, junto con la determinación de posible producción de ácido sulfhídrico.

**Agar Tiosulfato-Citrato-Bilis-Sacarosa (TCBS):** Medio de cultivo selectivo y diferencial para vibrios permitiendo diferenciar a los fermentadores y no fermentadores de sacarosa.

**Aguas residuales:** Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

**AMIES:** Medio de transporte y mantenimiento que se utiliza en la recogida, transporte y conservación de muestras microbiológicas. Esencialmente, es un medio no nutritivo, semisólido muy reductor, que inhibe las reacciones

enzimáticas autodestructivas dentro de las células y evita los efectos letales de la oxidación. Es un medio que no debe potenciar el crecimiento lujurioso.

**Anorexia:** Pérdida de apetito.

**Anoxia:** Falta de oxígeno en la sangre.

**API 20E:** Es un sistema para la identificación de las Enterobacteriaceae y otros bacilos gram negativos mediante 20 tests bioquímicos estandarizados y miniaturizados y una base de datos. Los tests se inoculan con una suspensión bacteriana que rehidrata los medios. Durante la incubación el metabolismo de la bacteria produce cambios de color espontáneos o bien al añadir reactivos. La lectura de las reacciones se hace de acuerdo con una tabla de lectura y la identificación mediante una tabla de identificación API 20E Índice.

**Azida dextrosa (AD):** Caldo utilizado para la determinación de estreptococos fecales en la fase presuntiva.

**Bazo:** Órgano esponjoso, del tamaño de un puño, localizado detrás del estómago. El bazo forma parte del sistema linfático, está compuesto por dos tipos de tejido. La pulpa blanca produce linfocitos, algunos de los cuales liberan anticuerpos en el torrente sanguíneo para combatir las infecciones. La pulpa roja es predominante, contiene macrófagos que eliminan células rotas, parásitos, pigmentos biliares y otras sustancias de desecho de la sangre.

**Caldo de enriquecimiento:** Caldo empleado para acrecentar el desarrollo de ciertas especies bacterianas, inhibiendo el de los microorganismos superfluos.

**Caldo lactosado (CL):** Caldo utilizado para investigar la presencia de coliformes determinando la capacidad de las bacterias para fermentar la lactosa.

**Caldo Lactosa Bilis Verde Brillante (CLBVB):** Caldo utilizado para la determinación de coliformes totales en la fase confirmativa.

**Caldo Hajna:** Medio líquido de enriquecimiento selectivo para patógenos entéricos como *Salmonella* y *Shigella*.

**Caldo rojo de fenol con carbohidratos (sacarosa, dextrosa y manitol):** Caldo utilizado para determinar la capacidad de un organismo para utilizar un carbohidrato y producir ácidos como productos finales, con o sin gas, que se puede detectar mediante una campana de Durham, que consiste en un tubo de vidrio invertido dentro del tubo que contiene el caldo con el microorganismo. Si

se produce gas durante la fermentación, se observará la aparición de una burbuja en la campana.

**Caldo Selenito:** Medio de enriquecimiento, tiene la ventaja de inhibir los bacilos no patógenos, mientras que permite el desarrollo de *Salmonella*.

**Caldo urea:** Medio utilizado para determinar la capacidad de un organismo para desdoblar la urea.

**Citrato de Simmons:** Prueba bioquímica para determinar la capacidad de un organismo para utilizar citrato de sodio como única fuente de carbono para metabolismo y desarrollo.

**Colapso cardiovascular:** Postración repentina de las fuerzas vitales, determinadas por debilidad de la influencia necesaria de los centros nerviosos.

**Contaminación marina:** La introducción directa o indirecta por el hombre, de cualquier elemento o sustancia extraña al ambiente marino que ocasiona alteraciones en la calidad de este recurso modificando las características físicas, químicas y biológicas naturales del medio trayendo como consecuencia cambios perjudiciales a los recursos vivos, peligros a la salud humana, alteración en las actividades marinas, incluyendo la pesca y la reducción del valor recreativo.

**Diagénesis:** Etapa final del ciclo sedimentario en la que una vez depositados los materiales sufren una alteración química y física que provoca generalmente su compactación.

**Descarga:** Acción de verter, infiltrar, depositar o inyectar aguas residuales a un cuerpo receptor en forma continua, intermitente o fortuita.

**Enterobacteria:** Bacteria de un habitat intestinal. En sentido amplio, comprende los bacilos y vibriones gram negativos, facultativamente fermentadores, agrupados en las familias *Enterobacteriaceae* y *Vibrionaceae*, junto con sus géneros afines. En sentido estricto, comprende sólo algunos géneros de la familia *Enterobacteriaceae*.

**Esplenomegalia:** Engrosamiento del bazo.

**Etil Violeta Azida (EVA):** Caldo utilizado para la determinación de estreptococos fecales en la fase confirmativa.

**Floculación:** Coagulación de un precipitado finamente dividido, para formar

partículas de mayor tamaño , de naturaleza gelatinosa.

**Hipoxia:** Estado que presenta un organismo viviente sometido a un régimen respiratorio con déficit de oxígeno.

**Medio de cultivo:** Las sustancias o materiales en que se desarrollan los microorganismos que proporciona los requerimientos nutritivos necesarios para el crecimiento bacteriano.

**Medio Escherichia coli (EC):** Caldo empleado en la determinación de coliformes fecales en la fase confirmativa.

**MIO (Movilidad, Indol y Ornitina):** Prueba bioquímica utilizada para la identificación de Enterobacterias sobre la base de movilidad, la producción de ornitina descarboxilasa y de Indol.

**Muestra simple:** Es aquella muestra individual tomada en un corto periodo, de forma tal que el tiempo empleado en su extracción sea el transcurrido para obtener el volumen necesario.

**Muestreo:** Es el proceso que consiste en separar una pequeña porción (muestra) del total, de tal manera que represente el carácter y calidad de la masa de la cual se tomó.

**Parámetro:** Variable que se utiliza como referencia para determinar la calidad física, química y biológica del agua.

**Shock hipovolémico:** Situación de insuficiencia circulatoria aguda de la sangre. Es el resultado de la incapacidad del corazón de bombear un volumen adecuado de sangre a la presión adecuada para que pueda llegar a los principales órganos del cuerpo. El shock puede ser producido por infecciones, traumatismo, quemaduras, hemorragias, intoxicaciones. Cuando se pierde una cantidad excesiva de agua y electrolitos (conductores ionicos) en el tracto gastrointestinal, los riñones o la piel, disminuye el volumen de líquido extracelular y puede aparecer un shock. El shock se caracteriza por debilidad, respiración rápida, pulso cardiaco acelerado y débil, disminución de la presión arterial y piel fría y húmeda. Durante las primeras fases el paciente está consciente, pero disminuye el estado de alerta.

**Técnica del hisopo de Moore:** Incluye la sumersión en el agua a muestrear de hisopos (de gasa sujetadas con hilo nylon), por distintos periodos de tiempo,



mediante los cuales el tránsito de agua en el área de muestreo actúa concentrando varias sustancias en particular y consecuentemente a la flora microbiana. En la mayoría de los casos esta técnica se usa para obtener indicaciones de organismos patógenos, sin buscar cuantificar las especies presentes en un volumen dado.

Tenesmos: Deseo doloroso de defecar sin conseguirlo.

Toxemia: Situación clínica carecterizada por la presencia de toxinas o materiales en la sangre de origen bacteriano. Cuando las propias bacterias invaden el torrente circulatorio, se habla de bacteriemia.