



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

CAMPUS IZTACALA

BO1302/97
g.3

**“Evaluación de la calidad bacteriológica
y fisicoquímica de las playas Villa del Mar
y Mocambo en Veracruz, México”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

B I O L O G O

P R E S E N T A :

ZAHAED EVANGELISTA MARTINEZ

ASESOR: OFB. ESPERANZA ROBLES VALDERRAMA.



IZTACALA

LOS REYES IZTACALA.

1997



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS.

A MIS PADRES:

Por brindarme la oportunidad de realizarme como profesionalista, por su confianza, amor, apoyo, y ser un ejemplo de perseverancia y lucha constante. Además de contribuir en la corrección de estilo de éste trabajo.

A MI ESPOSA ANGÉLICA:

Por su amor, consejos y apoyo ilimitado.

A MIS HERMANOS

A MI SOBRINO LUIS

A la QFB Esperanza Robles Valderrama por su apoyo incondicional y por su valiosa dirección en la realización de este trabajo.

Al M en C Ángel Durán Díaz por su asesoría en el análisis estadístico.

Agradezco de manera muy especial a la Biol. Josefina Vazquez Medrano por su apoyo, valiosos consejos y por ser parte importante durante mi formación como Biólogo.

Agradezco las valiosas aportaciones a este trabajo de:

DRA. MA. DEL ROSARIO SÁNCHEZ RODRÍGUEZ.

DR. VÍCTOR RIVERA AGUILAR

BIOL. BLANCA NIEVES MARTÍNEZ RODRÍGUEZ.

ESTE TRABAJO SE REALIZÓ EN LOS LABORATORIOS DE BACTERIOLOGÍA Y DE ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS DEL PROYECTO Cyma DEL CAMPUS IZTACALA.

ZAHAED EVANGELISTA MARTÍNEZ

ÍNDICE.

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	3
JUSTIFICACIÓN	10
OBJETIVOS	12
GENERALIDADES DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN Y LAS BACTERIAS PATÓGENAS	13
ANTECEDENTES	
1. Grupo de los indicadores de contaminación.....	16
2. <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	19
3. <i>Staphylococcus aureus</i>	21
4. <i>Vibrio cholerae</i>	23
DESCRIPCIÓN DEL AREA DE ESTUDIO	27
METODOLOGÍA	
1. Técnicas bacteriológicas	28
2. Técnicas fisicoquímicas	32
3. Métodos estadísticos	33
ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	
1. ANDEVA y LSD para los indicadores de contaminación	36
2. ANDEVA y LSD de la relación CF:EF	44
3. Análisis de "Ji-cuadrada" para la presencia de organismos patógenos	47
4. Análisis de correlación de los parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos	52
5. Discusión final	55
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	57
BIBLIOGRAFÍA	60
ANEXO	71

RESUMEN.

El nadar o practicar deportes acuáticos en aguas contaminadas con desechos fecales, puede convertirse en un peligro potencial para los usuarios, los cuales pueden adquirir diversas enfermedades que van desde leves hasta severas.

En este trabajo se evaluó la calidad bacteriológica y fisicoquímica de las aguas marinas con uso recreativo de las playas Villa del Mar (VM) y Mocambo (M), durante 10 meses, en 2 horarios (matutino y vespertino), seleccionando 3 sitios de muestreo por playa, haciendo un total de 120 muestras y analizando en cada una a los indicadores de contaminación Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) y *Streptococcus* fecales (EF) mediante la técnica del Número Más Probable (NMP); a las bacterias patógenas *Pseudomonas aeruginosa* (P.a), *Stafilococos* Totales y *Staphylococcus aureus* (S.a) por la técnica de Filtro de membrana, y *Vibrio cholerae* (V.c) por la técnica de Moore.

Los resultados del análisis de varianza factorial arrojaron para CT diferencias significativas ($P < 0.05$) entre playas, horarios, muestreos y sus interacciones; para CF las diferencias se encontraron por muestreo y horario ($P < 0.05$), pero no por playas ($P > 0.05$). De las interacciones de los factores sólo en playa-horario no existieron. En relación a los EF las diferencias ($P < 0.05$) se encontraron sólo en el factor muestreo y en las interacciones muestreo-playa y muestreo-horario. La prueba de comparación múltiple de medias para CF y EF dió que para playa y horario los CF no superaron los valores de la norma mexicana (200 org/100 ml), sin embargo no se puede decir que no existiera contaminación fecal ya que en 4 muestreos se rebasó la norma; por otro lado, contemplando los criterios internacionales para EF (100 org/100 ml) tenemos que ambas playas, ambos horarios y todos los muestreos rebasaron los límites permisibles.

La relación CF/EF nos indicó que el tipo de contaminación que predominó en el turno matutino y en 4 muestreos para ambas playas fué principalmente fecal humano, lo cual es explicable pues coincidió con las temporadas vacacionales.

En relación a la presencia de los organismos patógenos, tenemos que para VM, se encontró P.a en 12 muestras de un total de 20 y para M en 10 de 20. En cuanto a S.a se

encontró en 15 muestras de 20 en ambas playas. V.c no 01 se aisló en 3 ocasiones. De acuerdo a la prueba de ji.cuadrada, no se encontró relación significativa ($P>0.05$) entre la presencia de los patógenos con respecto a las playas y horarios.

De los parámetros fisicoquímicos, los únicos que pudieran haber sido influenciados por actividades humanas fueron los sólidos totales y suspendidos que son vertidos al ambiente acuático, ya que pueden incrementar la sobrevivencia de organismos patógenos.

Se concluye que ambas playas estuvieron contaminadas por materia fecal, pero en mayor grado la de Villa del Mar, y que dicha contaminación se incrementó en las épocas y horarios de mayor afluencia turística. Por lo que, los desechos de los hoteles y zonas habitacionales adyacentes deberían ser tratados antes de vertirse a las aguas marinas pues es evidente que afectan su calidad, su aspecto estético, además de tener efectos nocivos sobre la salud de los bañistas.

INTRODUCCIÓN.

Se consideran aguas recreativas a todas aquellas que son usadas primordialmente para nadar o practicar deportes en donde el cuerpo de los bañistas entra en contacto directo con ellas (Tobin, 1984). Estas actividades de contacto primario se caracterizan principalmente por la inmersión del cuerpo de los bañistas o usuarios en el agua, e incluye además de la natación, el ski acuático, el surf, etc (McNeill, 1992); aunque se toman en consideración otras actividades en las que se tiene menos contacto con el agua, como la pesca deportiva y el velleo (Tobin, 1984).

Con el desarrollo de la microbiología y la epidemiología se comenzó a sospechar que algunas enfermedades infecciosas para el hombre, se transmitían o estaban asociadas a la práctica de la natación en aguas recreativas marinas y dulceacuícolas y, en años recientes, en albercas. Muchos expertos en salud pública pensaban que el riesgo de adquirir alguna enfermedad infecciosa estaba en estrecha relación con el grado de contaminación fecal (Favero, 1985). Por ello es que los cuerpos de aguas recreativas deben estar libres de contaminación fecal, de microorganismos patógenos, de sustancias tóxicas, etc para evitar riesgos a la salud de los usuarios (Tobin, 1984).

El riesgo de adquirir alguna enfermedad infecciosa generalmente puede darse a través de cuatro vías (Fig. 1. Helmer, 1991):

1. El realizar actividades recreativas en aguas costeras, particularmente deportes de contacto directo del cuerpo con el agua.
2. Por agua potable abastecida de aguas superficiales y subterráneas contaminadas.
3. Por el consumo de mariscos contaminados, particularmente cuando se comen crudos.
4. Por el riego de áreas de producción de cultivos agrícolas con aguas negras domésticas y/o municipales.

El primer punto se refiere al contacto directo del cuerpo de los bañistas con aguas recreativas contaminadas, pero sin seguir una ruta oral (McNeill, 1992). Las infecciones

que pueden afectar al hombre van desde afecciones respiratorias a aquellas que afectan los ojos, oídos, piel, y las que provocan reacciones alérgicas (Favero, 1985; McNeill, 1992).

Los restantes se relacionan con trastornos gastrointestinales (Favero, 1985; McNeill, 1992), que resultan de la ingestión de aguas dulces o marinas y de los productos alimenticios obtenidos de ellas, que han sido contaminadas principalmente con efluentes de plantas de tratamiento, afectando en mayor medida a niños (McNeill, 1992).

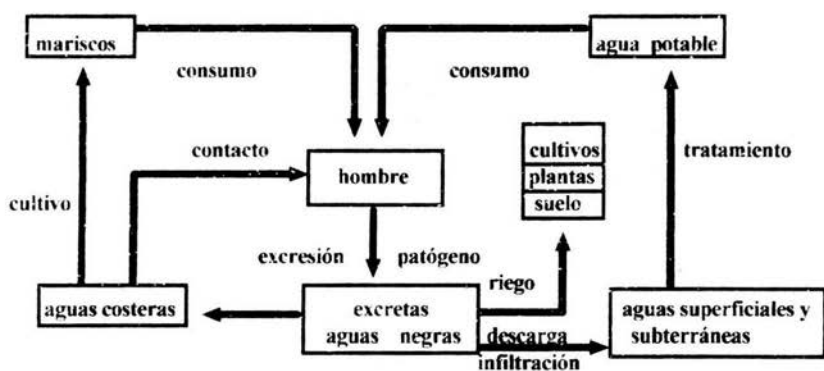


Figura 1. Rutas de entrada de los organismos patógenos al hombre (Helmer, 1991).

Los agentes infecciosos que contaminan el agua pueden provenir de : lodos o efluentes industriales y domésticos sin tratamiento o con un tratamiento deficiente; desechos sanitarios de comunidades adyacentes al cuerpo de agua; desechos fecales de embarcaciones; del arrastre y escurrimiento del agua de lluvia; desechos de animales de corral, aves acuáticas y ganado (Robinton, 1966; Cabelli, 1977; Cabelli, 1989; O'Keefe, 1989). Aunado a estos, el ambiente acuático por sí mismo podría originar agentes infecciosos, aunque el mayor peligro a la salud se ubica dentro de los desechos fecales humanos (Scarpino, 1971).

Una gran variedad de bacterias, virus, protozoos y helmintos patógenos excretados en las heces y transportados por el agua, tienen la suficiente capacidad de causar

principalmente infecciones gastrointestinales (Tabla 1) (Cabelli, 1983; Grant, 1987; Helmer, 1991; McNeill, 1992). Además, la generación de una biomasa estéticamente desagradable o de metabolitos tóxicos, puede contribuir a la contaminación de un cuerpo de agua, lo que alteraría su empleo recreativo (Grant, 1987). Por ello es que desde el punto de vista estético se podría decir que el agua deberá estar libre de lo siguiente (Tobin, 1984; McNeill, 1992):

- a) material que pueda sedimentarse y forme depósitos.
- b) partículas flotantes, aceite, espuma, y otros materiales.
- c) sustancias que produzcan color, olor, sabor o turbiedad.
- d) sustancias y condiciones, o combinaciones de ellas en concentraciones que produzcan vida acuática indeseable.

De las condiciones anteriores dependerá en parte la sobrevivencia o desaparición de los agentes patógenos, y por otra parte de diversos factores ecológicos llámense físicos, químicos o biológicos, y las interacciones entre ellos. Los factores físicos incluyen la radiación solar, la temperatura, la salinidad, la presión hidrostática, la turbiedad y la tensión superficial del agua y el viento (Scarpino, 1971; Lord, 1989), siendo la temperatura, el viento y la radiación solar las que más contribuyen al proceso de dilución y dispersión de los contaminantes (Scarpino, 1971; Faust, 1975; McNeill, 1992). Los factores químicos incluyen el pH, el oxígeno disuelto, el nitrógeno, los sulfuros, el carbón orgánico e inorgánico, etc (Scarpino, 1971; Faust, 1975). Los factores biológicos representados por la microbiota natural (protozoos y bacterias predadoras) y los bacteriófagos, juegan un papel importante en la disminución de los contaminantes bacterianos (Faust, 1975; González, 1990), aunque también influye la densidad del organismo contaminante en relación al agua, a su viscosidad, a la tensión superficial, a la presencia de nutrientes orgánicos e inorgánicos, a factores de crecimiento, a inhibidores, etc (Scarpino, 1971). Pero su capacidad de sobrevivir también involucra factores como la latencia y la capacidad que tengan los organismos patógenos para multiplicarse (McNeill, 1992).

Como ya se ha revisado las aguas recreativas deben estar libres de contaminación, principalmente fecal humana, debido al riesgo de que las personas se enfermen, por ello

ha sido necesario el empleo de ciertos indicadores de la contaminación, que nos ayuden a evaluarla (Favero, 1985). Los indicadores de calidad de las aguas recreativas son microorganismos o sustancias químicas cuyas densidades en el agua pueden relacionarse cuantitativamente con el riesgo potencial de que produzcan daño al hombre, particularmente en aquellas actividades en las que se expone el cuerpo al agua (Cabelli, 1977).

Se sabe que las aguas naturales pueden ser importantes vehículos para la transmisión de enfermedades entéricas, de ahí la necesidad de evaluar su calidad sanitaria. La investigación directa de los organismos patógenos presenta varios problemas, tales como sus bajos números y su presencia intermitente, por nombrar algunos. (Moriñigo, 1993). Estas desventajas han llevado al uso de indicadores microbianos, más fáciles de analizar, dentro de los cuales tenemos a los Coliformes Totales (CT), Coliformes Fecales (CF) y a los *Escherichia coli* Fecales (EF). A pesar de ello tienen impresiones ya que se han reportado organismos patógenos en ausencia o a bajos niveles de estos organismos (Favero, 1985; Moriñigo, 1993).

Independientemente del debate que genera su uso, el o los indicadores deberán cumplir con los siguientes requisitos (Scarpino, 1971; McNeill, 1992):

1. Estar presente cuando el patógeno lo esté.
2. Dar información acerca del origen del patógeno.
3. Sobrevivir más tiempo en el ambiente que el patógeno.
4. No reproducirse en el ambiente.
5. Ser aplicable a todo tipo de aguas.
6. La metodología para detectarlo deberá dar resultados cuantitativos en un corto período de tiempo.
7. La metodología para detectarlo deberá ser de fácil manejo, sensible, específica, precisa y de bajo costo.
8. Debe ser inofensivo para el hombre.
9. Ser aplicable en todas las áreas geográficas.
10. Su densidad debe ser directamente proporcional al grado de contaminación fecal.

Sin embargo, aún no existe un indicador que cumpla con todos los requisitos, a pesar de ello algunos investigadores creen que la calidad microbiológica de aguas marinas y dulceacuícolas, y de albercas se evalúa mejor usando a las bacterias que indican la contaminación fecal (CT, CF, y/o EF). Algunos otros piensan que es mejor utilizar a microorganismos propiamente patógenos que derivan del tracto respiratorio, piel y boca. Otros creen que el estandar que evalúe dicha calidad se componga de las afirmaciones anteriores (Favero, 1985).

La calidad del agua utilizada para la recreación es un aspecto importante en Salud Pública, ya que hoy en día la industrialización de la sociedad ha generado una gran contaminación que altera la calidad del agua. Esto es importante, por lo que muchos países han establecido criterios de calidad del agua (Tabla 2), por medio de los cuales se trata de disminuir el riesgo de que las personas que se bañan, juegan o nadan en lagos, ríos u océanos adquieran alguna enfermedad (Tobin, 1984).

Los criterios que se pretendan establecer deberán enfocarse a aspectos relacionados con los posibles riesgos a la salud de las personas, así como a las condiciones estéticas del lugar. Para poder determinarlo se deberá considerar a los siguientes factores: a) realizar una inspección sanitaria, b) realizar estudios epidemiológicos, c) evaluar los límites de CF, y d) evaluar la presencia de organismos patógenos (Tobin, 1984). Todo esto con la finalidad de : a) mantener el lugar en buenas condiciones, estéticamente hablando, b) proporcionar una protección adecuada a los usuarios, y c) mantener un ecosistema lo más natural y con el menor daño posible (Crockett, 1989).

PATOGENOS	SINDROME CLINICO
BACTERIA	
<i>Aeromonas hydrophila</i>	Infecciones del oído, septicemia meningitis, úlcera de la córnea
<i>Aeromonas sobria</i>	Infecciones del oído
<i>Chromobacterium violaceum</i>	Septicemia
<i>Clostridium perfringens</i>	Infecta heridas
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Neumonía, bacteremia
<i>Legionella</i> spp.	Legionelosis
<i>Leptospira</i> spp.	Leptospirosis
<i>Mycobacterium marinum</i>	Infecciones de la piel
<i>Mycobacterium ulcerans</i>	Infecciones ulcerativas de la piel
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Otitis externa y media, dermatitis folicular
<i>Staphylococcus aureus</i>	Infecta heridas y a la piel
Vibrios halófilos (incluye a <i>V. parahaemolyticus</i> , <i>V. alginolyticus</i> , <i>Vibrio lactosa</i> positivos)	Infectan heridas y a la piel, conjuntivitis, neumonía, septicemia
VIRUS	
Adenovirus	Faringoconjuntivitis, infecciones respiratorias
Adenosatelovirus	Conjuntivitis e infecciones respiratorias en niños
PROTOZOOS	
<i>Naegleria fowleri</i>	Meningoencefalitis amebiana
HELMINTOS	
<i>Schistosomus</i> spp.	Esquistosomiasis
Esquistosomas de aves	Dermatitis (sarna de nadadores)

Tabla 1. Lista de los organismos patógenos para el hombre y transmitidos por el contacto con aguas contaminadas (Tomado de McNeill, 1992).

PAIS	CT org/100 ml	CF org/100 ml	EF org/100 ml
CANADA	---	200	---
SUDAFRICA	---	100 (50% muestras)	---
	---	400 (10% muestras)	---
	---	2000 (1% muestras)	---
AUSTRALIA	---	300	---
OMS	500-10000	200	100
EPA(USA)	---	200	33 enterococos
C.E.E.	500-10000	200	100
MEXICO (D.O.F.)	---	200	---

Tabla 2. Listado de algunos criterios de la calidad bacteriológica en aguas recreativas marinas establecidos en diversos países (Salas, 1989; SEDUE, 1989)..

JUSTIFICACIÓN.

El crecimiento acelerado y frecuentemente mal planificado que lleva consigo el incremento de los asentamientos humanos, la intensificación de operaciones industriales y comerciales a gran escala, y el advenimiento de tecnologías con altos consumos energéticos se han resentido en los sistemas fluvial y costero de México. No jerarquizar las alternativas de uso y manejo de la zona costera, ha ocasionado en nuestro país severos conflictos al no definir el papel que deben cumplir los diversos ecosistemas marinos y costeros. Lo anterior ha sido causa de graves problemas sociales y de alteraciones ambientales por efectos de la contaminación (Botello, 1995).

Muchos países del mundo que basan o complementan su economía con el turismo, han demostrado un gran interés en realizar estudios que les permitan monitorear constantemente la situación ambiental que guardan sus sitios importantes, en particular las playas recreativas. México es un país que no puede quedarse atrás, ya que a pesar de poseer una extensa línea litoral que lo hace atractivo para los turistas, tanto nacionales como extranjeros, y que representa una fuerte entrada de divisas para las comunidades y para el país, es poco el interés que las autoridades han mostrado para tratar de mantenerlas lo más natural y limpias posibles. Debido a la poca preocupación, es que estos lugares turísticos día con día se contaminan más como consecuencia de una mala planeación del desarrollo urbano y por los desechos domésticos e industriales vertidos directamente al mar, lo que a la larga representará un serio riesgo para la salud de las personas que acostumbran visitar las playas, así como aquellas que consumen los productos alimenticios provenientes del mar.

El puerto de Veracruz por tradición es uno de los sitios más visitados por el turismo nacional, con un rico pasado histórico-cultural, al que año con año frecuentan muchas personas que acuden a todo tipo de eventos sociales y culturales, así como para recorrer, nadar y jugar en sus playas.

De una amplia gama de actividades que se desarrollan en el puerto, las actividades turísticas forman una parte importante en la economía del lugar. De ahí la importancia de mantener las zonas naturales lo menos impactadas posibles.

Dado los escasos estudios realizados en México que evalúen la problemática de la contaminación bacteriológica de las aguas marinas, el presente trabajo pretende contribuir al conocimiento de la calidad bacteriológica y fisicoquímica que guardan las playas recreativas del puerto de Veracruz, México.

OBJETIVOS.

OBJETIVO GENERAL.

Evaluación de la calidad bacteriológica y fisicoquímica de las playas Villa del Mar y Mocambo del Puerto de Veracruz, México.

OBJETIVOS PARTICULARES.

1. Determinar la calidad bacteriológica de las aguas mediante la identificación y aislamiento de los indicadores de contaminación tradicionales: coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales; y de las bacterias patógenas: *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus* y *V. cholerae*.

2. Determinar la calidad fisicoquímica de las aguas mediante los siguientes parámetros: pH, oxígeno disuelto, temperatura, sólidos totales, sólidos suspendidos.

3. Determinar si existe alguna correlación entre los parámetros bacteriológicos y los parámetros fisicoquímicos.

4. Determinar la posible relación entre las bacterias indicadoras y los organismos patógenos.

5. Determinar el origen de la contaminación por medio de la relación CF/EF.

6. Comparar los resultados bacteriológicos y fisicoquímicos con las normas mexicanas vigentes para las aguas de recreación.

7. Determinar si existe un comportamiento estacional y por horario de muestreo.

8. Comparar la calidad bacteriológica y fisicoquímica entre las aguas de las dos playas.

GENERALIDADES DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN Y LAS BACTERIAS PATÓGENAS.

1. Grupo Coliforme.

Incluye organismos aerobios o anaerobios facultativos, gram negativos, no formadores de esporas que fermentan la lactosa con formación de gas en 48 horas a 35° C. Este grupo incluye los géneros *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y *Escherichia* (Scarpino, 1971; Robertson, 1984), presentes en las heces de todos los animales de sangre caliente, incluido el hombre (Tobin, 1984). Asimismo, este grupo se subdivide en dos grupos, por un lado está el grupo de los Coliformes Totales (CT), y por otro el de los Coliformes Fecales (CF).

El criterio que más importa que se cumpla en los cuerpos de agua utilizados para la recreación, es el de tener una buena calidad microbiológica. Tal calidad puede ser evaluada por medio de este grupo, que nos ayuda a evidenciar la posible presencia de organismos patógenos así como poder determinar su origen (Scarpino, 1971; Tobin, 1984). De los CT y los CF, el primero fué anteriormente muy utilizado, aunque ahora se conoce que no son muy confiables los resultados; el segundo grupo es actualmente el indicador más empleado para detectar la contaminación de origen fecal (Tobin, 1984; Milne, 1989).

2. Grupo de los Estreptococos Fecales (EF).

El grupo está formado por varias especies del género *Streptococcus* como son *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. avium*, *S. bovis*, *S. gallinarum*. El habitat natural de los estreptococos fecales es el aparato digestivo de los animales de sangre caliente (APHA, 1992).

Estos microorganismos se han utilizado, junto a los coliformes fecales, para diferenciar la contaminación fecal humana de la de otros animales de sangre caliente. Una proporción superior a 4 indicaría una contaminación fecal humana, menor a 0.7 de origen no humano, aunque debido a los diferentes índices de supervivencia de las especies se ha cuestionado su valor (APHA, 1992).

3. *Pseudomonas aeruginosa*.

Son bacilos de 1.5 a 4 micras de longitud y 0.5 micras de grosor, con 1 a 3 flagelos polares, son aerobios e incluso anaerobios facultativos, no fermentan a la mayoría de los azúcares (Wiesmann, 1982). Característicamente son oxidasa y catalasa positivo, produce amonio a partir de la degradación de la acetamida, hidroliza la gelatina y la caseína pero no el almidón, hemolisa la sangre y oxida el gluconato. La mayoría de las cepas de *P. aeruginosa* producen una coloración verde-azul en el medio de crecimiento como resultado de un pigmento fluorescente, la piocianina. Algunas cepas producen un pigmento marrón, la piorubina, la cual se torna oscura con el tiempo (Hoadley, 1977).

P. aeruginosa es un organismo patógeno oportunista que su sola presencia en el agua indica que existe una contaminación reciente y frecuente (Scarpino, 1971; Seyfried, 1984). Ultimamente se ha acrecentado el interés en este organismo debido a que provoca infecciones en el hombre cuando práctica la natación en aguas contaminadas, dentro de las cuales encontramos a la endocarditis, meningitis, otitis, neumonia, foliculitis, dermatitis y keratitis (Scarpino, 1971; Seyfried, 1984; Sanchez, 1986; Mates, 1992).

Pseudomonas aeruginosa es un organismo saprófito que se puede encontrar en el suelo, agua natural, aguas de desecho de origen humano y en el tracto intestinal de los mamíferos (Mates, 1992; Römling, 1994).

4 *Staphylococcus aureus*.

Cocos gram positivos, catalasa positivos, anaerobios facultativos, capaces de degradar la glucosa con producción de ácido en anaerobiosis, oxidasa negativos (Evans, 1977; Wiesmann, 1982), inmóviles y no esporulados, no poseen cápsula, producen coagulasa casi invariablemente (sustancia capaz de coagular el plasma sanguíneo del hombre y el conejo), se agrupan en racimos (Roch, 1964; Witton, 1965; Livingstone, 1982). El estafilococo es el germen más extendido que existe, su difusión en la naturaleza es extraordinaria, ya que es posible aislarlo del aire, de las aguas y del suelo. Es también un saprófito constante de los tegumentos y mucosas del hombre y los animales, se le halla en la piel, cavidad faríngea, aunque también es normal que proceda del conducto intestinal (Duval, 1977; Wiesmann, 1982; Charoencá, 1993). Los estafilococos resultan a menudo

patógenos para animales y hombres, desencadenando infecciones tanto locales como generalizadas, sin embargo no todos están dotados de las mismas propiedades y del mismo poder patógeno (Duval, 1977; Wiesmann, 1982).

5. *Vibrio cholerae*.

Bacilos cortos, curvos con el aspecto de coma, con uno o dos flagelos polares, mide de 1 a 5 micras de longitud por 0.3 a 0.6 micras de ancho, es un organismo no esporulado, gramnegativo, generalmente aerobio aunque hay anaerobios facultativos, oxidasa positivo (Roch, 1964; Witton, 1965). Fermentan la glucosa, sacarosa, manitol y maltosa sin producción de gas. Descarboxilan la lisina y ornitina y son arginina dihidrolasa negativa, producen gelatinasa, quitinasa e indol, toleran la alcalinidad elevada (pH 9.2), no requieren el ion sodio para su crecimiento mas son capaces de crecer en concentraciones de hasta 3% de NaCl (Sanchez, 1991).

Este organismo puede ser considerado como miembro de un grupo de organismos que tienen en el ecosistema acuático su mejor habitat natural. Su sobrevivencia en el medio depende de:

- a) la aparición de condiciones fisicoquímicas apropiadas.
- b) la asociación con animales y plantas acuáticas.
- c) formar parte de las comunidades de la película biológica.
- d) la existencia de asociaciones ecológicas específicas.

Reconocido principalmente como el agente que provoca el cólera (Colwell, 1977; Chowdhury, 1992), al ingerir agua y alimentos contaminados, también puede provocar infecciones extraintestinales como la septicemia y meningoencefalitis (Colwell, 1977; Morris, 1985; Chowdhury, 1992; Giono, 1993). Asociado a él se encuentran 10 especies de vibrios potencialmente patógenos para el hombre, que pueden provocar una gran variedad de enfermedades, desde las gastrointestinales hasta de los oídos. Entre ellas tenemos a *V. parahaemolyticus*, *V. fluvialis*, *V. mimicus*, *V. hollisae*, *V. furnisii*, *V. vulnificus*, *V. alginolyticus*, *V. damsella*, *V. mitschnikovii* (Morris, 1985).

ANTECEDENTES.

Se conoce que el medio acuático puede ser un vector, directa o indirectamente, de microorganismos y compuestos capaces de provocar enfermedades al hombre durante el desarrollo de actividades de muy diversa índole, la práctica de la natación es una de ellas. Esto ha venido generando en la comunidad científica la inquietud de realizar estudios que ayuden a evaluar y evitar los posibles riesgos a la salud humana al realizar actividades recreativas en aguas contaminadas con desechos fecales domésticos y desechos industriales.

La presencia de microorganismos patógenos intestinales y microorganismos patógenos no provenientes del tracto intestinal, contribuyen a la contaminación de los cuerpos de agua, por ello son indispensables los análisis bacteriológicos que evalúen dicha contaminación (Scarpino, 1971).

1. Grupo de los indicadores de contaminación.

A partir de 1920 los estudios encaminados a realizar la evaluación de la contaminación producida por el hombre y desechada a los cuerpos de aguas naturales, cobraron un gran interés (Morfiño, 1990).

En 1932, Scott realizó en las playas de Connecticut (EU) un análisis bacteriológico a muestras de agua de mar, utilizando los métodos de análisis del agua potable, y sugirió una clasificación para las aguas destinadas a usos recreativos, donde la cuenta de CT fue básica: aquellas aguas que presentaban hasta 50 CT/100 ml fueron consideradas de muy buena calidad, con 500 CT/100 ml de buena calidad, con 1000 CT/100 ml de pobre calidad, y mayor de 1000 CT/100 ml de mala calidad.

Stevenson en 1953 estudió si existían riesgos de adquirir alguna infección al nadar en aguas contaminadas, si un incremento en las infecciones o enfermedades que afectan a los bañistas era proporcional al grado de contaminación, y qué enfermedades podrían afectar al hombre. Encontró que la mayor parte de las infecciones se detectaban en niños menores de 10 años por ser más susceptibles a ellas, siendo las infecciones en oídos, nariz, ojos y garganta las más frecuentes seguidas de las infecciones gastrointestinales y

de irritaciones en la piel; por otro lado observó que a valores mayores de 2300 CT/100 ml el riesgo de que el hombre se vea afectado se incrementa.

Geldreich propuso a los EF, o más específicamente a los enterococos, como los mejores indicadores de contaminación fecal en aguas marinas, ya que de la relación CF:EF se puede distinguir el origen de la contaminación (Geldreich, 1972).

Cabelli *et al* (1979) conjuntamente con la EPA llevaron a cabo un programa tendiente a desarrollar criterios de calidad de las aguas recreativas marinas y dulceacuícolas, y la relación entre las infecciones que podrían adquirirse al nadar en aguas contaminadas y los indicadores microbianos de dicha contaminación, encontrando efectos gastrointestinales principalmente en niños, a bajos niveles de contaminación en la mayoría de los casos.

La USEPA en 1980 realizó estudios sobre la importancia de evaluar a los EF concluyendo que las afecciones gastrointestinales están muy relacionadas con la contaminación de las aguas y la práctica de la natación en ellas, y que EF y *E. coli* fueron los dos indicadores que mejor se correlacionaron con la morbilidad causada a los bañistas (Helmer, *et al.*, 1991).

En 1977 el consejo en Calidad Medioambiental de los Estados Unidos en su 8vo. reporte anual remarcó que: " El problema más frecuentemente reportado en la calidad del agua en el mundo son los excesivos niveles de bacterias fecales que interfieren con el uso recreativo de los cuerpos de agua" (Benarde, 1982).

Cabelli y col. (1982) mencionan que los enterococos resultaron los mejores indicadores de infecciones gastrointestinales, y que los CF se correlacionaron muy poco. Además, de que detectaron que a bajos niveles de estos organismos existen riesgos de que los nadadores presenten afecciones estomacales.

Olivieri en 1982 menciona que los EF han sido usados más frecuentemente para evaluar la calidad bacteriológica de ríos y lagos recreativos, aunque por presentarse en concentraciones menores que los CF en las heces humanas se le ha catalogado como un indicador menos sensible a la detección de contaminación fecal, sin embargo con este indicador es posible distinguir el origen de la contaminación.

Tobin y colaboradores mencionan que aunque los CF no pueden utilizarse para indicar la presencia de patógenos de orígenes diferentes al fecal, continúan siendo los indicadores más utilizados para las aguas recreativas, además de ellos los EF sirven como un parámetro de apoyo para la determinación de la contaminación fecal (Tobin, 1984).

Al evaluar la contaminación presente en aguas recreativas marinas y su relación con afecciones gastrointestinales entre los bañistas, El-Sharkawi (1986) encontró que existe un alto riesgo de que los jóvenes principalmente contraigan alguna infección intestinal, al realizar actividades en aguas altamente contaminadas con elevados conteos de coliformes y estreptococos.

En 1986 Sanchez y colaboradores realizando una evaluación de la calidad sanitaria de algunas playas recreativas del Brasil, encontraron altos niveles de contaminación fecal, tanto en muestras de agua como de arena. Por ello proponen que debido al peligro que representan altos niveles de contaminación hacia la salud humana, sería importante considerar a los análisis de la arena para tener una mejor caracterización de los niveles de contaminación.

Yoshpe-Purer y Golderman (1987) realizando estudios en las costas de Israel, mencionan que los indicadores de contaminación clásicos no indican si existe o no la presencia de organismos que provocan infecciones en la piel, oídos, nariz y garganta, de un origen diferente al fecal. Por ello proponen que se realicen evaluaciones de los organismos *Pseudomonas aeruginosa* y *Staphylococcus aureus*, organismos muy relacionados a las mencionadas infecciones.

Milne (col.) encontraron que las bacterias coliformes sobreviven por largos periodos de tiempo en presencia de partículas suspendidas, ya que estas últimas generan un fenómeno llamado de "efecto protector", por lo que un incremento en los sólidos suspendidos provoca un aumento en la sobrevivencia de las bacterias (Milne, 1989; Milne, 1991). El conocimiento de la supervivencia de los coliformes en aguas es esencial para determinar el grado de dispersión bacteriana y su duración en el agua, lo cual es importante para conocer la calidad de la misma (Faust, 1975).

Estudios realizados en Brasil en 1992 relacionados a la presencia de bacterias indicadoras en aguas tropicales y subtropicales, sugieren que los CT, CF, y EF son los indicadores adecuados de la contaminación fecal reciente (McNeill, 1992).

Moriñigo *et. al.* (1993) evaluaron el grado de confianza de diferentes criterios de calidad de las aguas recreativas (OMS, 1981; CEE, 1975; y el de España, 1977) para indicar el peligro a la salud humana de la presencia de *Salmonella* spp. Encontraron una significativa relación entre los indicadores y *Salmonella* en aguas influenciadas solamente por descargas fecales, pero no así para aguas afectadas por efluentes industriales.

2. *Pseudomonas aeruginosa*.

Buttiaux (1951) consideró a la especie como un habitante solamente de aguas extremadamente contaminadas, en presencia de densidades altas de enterobacterias. Bonde (1963) encontró que *P. aeruginosa* estaba presente cuando los CF excedían de 1000/100 ml, y Drake (1966) consideró que 1 a 10/100 ml pueden encontrarse en ríos o corrientes con bajos pero definitivos niveles de contaminación (citados por Hoadley, 1977).

Cabelli, *et. al.* (1976) sugieren que cuando la proporción de *P.a*/CF excedió de 0.2 en presencia de altas densidades de cada uno de ellos, fue indicativo de contaminación de origen no fecal. Encontrar altos conteos de CF por arriba de 1000/100 ml y conteos de *P. aeruginosa* de 1/100 ml sugiere que el origen de la contaminación es fecal animal (Hoadley, 1977).

Hoadley (1977) señala que niveles menores de 100 org/100 ml se asocian a aguas adyacentes a zonas con actividades humanas. Números por encima de 100 org/100 ml se encuentran en aguas que reciben el drenaje de áreas urbanas o recientemente contaminadas por aguas de desecho.

Olivieri (1982) menciona que se halla en heces sobre todo humanas, encontrándose en igual número al de los CF, sin embargo aparentemente se multiplican en el ambiente.

Los resultados obtenidos por Pellett y col. (1983) indicaron que este organismo tiene una distribución amplia y que más que en la columna de agua se encuentra asociado a los sedimentos y a partículas suspendidas, sin embargo no pudieron dilucidar su origen.

En 1984 Seyfried y colaboradores realizaron un estudio sobre la relación de *Pseudomonas aeruginosa* con las infecciones en el oído del hombre, adquiridas al practicar la natación en lagos de Canadá. En su estudio encontraron diferentes cepas de *Pseudomonas aeruginosa* sobretodo durante los meses de verano, y demostraron que su presencia en el agua es la responsable de la otitis que presentaron las personas que nadaron en estos lagos.

El grupo de Sanchez (1986) realizó sus evaluaciones de la calidad sanitaria de algunas playas recreativas de Brasil, tanto en el agua como en la arena, en donde encontraron altas concentraciones de este patógeno.

En 1987 Yoshpe-Purer y Golderman realizando estudios en las costas de Israel, encontraron que existe un 99% y 98% de correlación entre la presencia de *P. aeruginosa* con los CT y los CF respectivamente, por lo que proponen que el realizar el monitoreo de *Pseudomonas aeruginosa* en el agua de mar, nos puede proveer de valiosa información acerca de la calidad sanitaria de las playas.

de Vicente y su grupo (1991) encontraron una relación entre la presencia y concentración de *P. aeruginosa* y el grado de contaminación fecal, aumentando significativamente a medida que la contaminación fecal era mayor, por lo que concluyeron que los CT, CF y EF son útiles para indicar el daño potencial a la salud humana en aguas recreativas, especialmente los EF para las aguas marinas.

Por el contrario Mates, al evaluar la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en aguas marinas recreativas, encontró que este patógeno estaba presente incluso cuando no existía contaminación fecal, por lo que concluye que la correlación entre la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* con la contaminación fecal es aún cuestionable (Mates, 1992).

Ashbolt y colaboradores en 1993 investigaron la presencia de microorganismos patógenos en aguas marinas importantes, tanto comercial como recreativamente, su tiempo de sobrevivencia, y tratando de identificar cualquier relación con las bacterias indicadoras de contaminación; encontrando que valores menores a 100 *P. aeruginosa*/100 ml no representan peligro alguno para la salud humana.

3. *Staphylococcus aureus*.

Las infecciones de la piel y otras enfermedades que afectan principalmente ojos, oídos y aparato respiratorio, adquiridas al nadar en aguas contaminadas y que se asocian a la presencia de *Staphylococcus aureus*, han despertado el interés de monitorear su presencia.

Alico y Dragonjac (1986) mencionan la importancia de esta especie y otros estafilococos para evaluar la calidad higiénica de las albercas, al ser 5 a 20 veces más resistente al cloro que los coliformes y también más resistente a desinfectantes halogenados que los coliformes y enterococos, además de soportar una cantidad considerable de NaCl.

Antai en 1987 no observó correlación alguna entre el grupo coliforme y *S. aureus* en ríos, aguas de pozos y arroyos.

En 1987 Yoshpe-Purer y Golderman encontraron en el 60.7% de sus muestras la presencia de *S. aureus*, a pesar de que eran playas poco frecuentadas, incluso en ausencia de los coliformes determinaron altas concentraciones de estafilococos. Concluyen que sería importante el monitoreo de los estafilococos totales coagulasa positivos como indicadores de contaminación, suplementarios a los indicadores clásicos.

Asimismo, Alonso y colaboradores realizaron un estudio en las costas de Valencia (España) para conocer si es válido utilizar a los estafilococos como indicadores de la contaminación humana. Encontraron que el número de estafilococos totales nunca excedió al de los indicadores fecales, por lo que sugirieron que se originaban de efluentes de aguas de desecho, además encontraron que los estafilococos se correlacionan mejor con los EF que con los coliformes. Finalmente sugieren que los estafilococos totales podrían ser buenos indicadores en la evaluación de la calidad bacteriológica del agua marina (Alonso, 1989).

Para 1991 el equipo de Ahtiainen encontró que al parecer los estafilococos totales son un indicador consistente para predecir el posible factor de riesgo hacia los usuarios de las aguas. Al hacer su estudio en aguas no impactadas por el hombre y en aguas de desecho tratadas, encontraron que en los ambientes poco impactados hubo estafilococos en cerca del 50% de las muestras (1-2 UFC); en zonas de cargueros hubo números

significativamente mayores (30-100/100 ml); y en aguas de desecho se encontraron concentraciones muy altas (1000-1600/100 ml).

En ese mismo año Cheung y col. realizaron un estudio sobre las variaciones de los indicadores microbianos en relación a problemas de salud pública en aguas marinas, describiendo las variaciones en las densidades, la importancia del número de bañistas dentro de un cuerpo de agua, y el o los orígenes de los indicadores. Obtuvieron que el número de estafilococos aumentó en las playas con el mayor número de personas respecto a las de menor afluencia, que los CF, *E. coli*, *Klebsiella* spp, enterococos, estafilococos y hongos totales provienen de los desechos domésticos, excretas animales, y de ríos altamente contaminados con desechos fecales. Concluyen que los estafilococos pueden actuar como indicadores de contaminación fecal al estar presentes cuando se encuentran altas densidades de CF y, que una densidad elevada de bañistas en un cuerpo de agua también genera contaminación.

Por el contrario Ashbolt y col (1993) indican que *S. aureus* no es útil para monitorear playas, después de encontrar densidades inferiores a 0.03 ufc/100 ml con densidades de CF menores a los 200/100 ml.

En 1993 Charoencá evaluó la calidad bacteriológica de aguas marinas recreativas de Hawaii, obteniendo que *S. aureus* es capaz de persistir en un ambiente marino, que su concentración está muy en relación al número de personas que se encontraban nadando, que provienen principalmente del cuerpo de las personas, y que los estafilococos coagulasa negativos pueden ser peligrosos para la salud de los bañistas. Por lo anterior, consideran a los estafilococos como un grupo de organismos capaces de provocar problemas de salud pública, de ahí la importancia de monitorearlo.

En la realización de un estudio microbiológico en la arena y el agua del mar se obtuvo que *P. aeruginosa*, *Candida albicans* y *S. aureus* sobreviven mejor en la arena, además que los niveles de los patógenos fue muchas veces más alto en sedimentos marinos que en el agua, creando un ambiente propicio para un largo periodo de sobrevivencia en ese cuerpo de agua. Asimismo, *Campylobacter jejuni* se aisló de arena y agua acrecentando el riesgo de que al nadar en aguas contaminadas pueda provocar

infecciones, ya que esta especie en particular produce enteritis en el hombre (Ghinsberg, 1994).

4. *Vibrio cholerae*.

La aparición de *V. cholerae* en el agua es de gran importancia en Salud Pública en todo el mundo, ya que su sola presencia en el agua representa un peligro para el hombre que bebe el agua o está en contacto con ella (Scarpino, 1971).

En 1977 Colwell llevó a cabo un estudio para tratar de conocer la distribución de *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus*, y otros vibrios. Obtuvieron que la temperatura y la salinidad del agua parecen ser factores críticos para su sobrevivencia, ya que solo se lograron aislamientos cuando la temperatura se encontraba por encima de los 15 °C. Por otro lado, no encontraron ninguna relación entre los CF, *V. cholerae* y *V. parahaemolyticus*. Él mismo junto con Kaper (1977) mencionan que además de asociarse las infecciones con una ruta oral, presuponen que puede provocar otitis externa e infectar heridas, lo que ha provocado que también sean considerados como agentes potenciales de infecciones no muy severas.

Kaper *et. al.* (1979) encontraron que de las especies de *Vibrio* aisladas ninguna aglutinó el suero, además de no correlacionarse con los CF, aunque a altas densidades de CF éstos últimos se correlacionaron muy bien con *Salmonella*.

Blake y colaboradores (1980) aislaron a *V. cholerae* 01 de aguas estuarinas y de jaibas, encontrando una relación de estos aislamientos con los casos de cólera que se presentaron en las personas que consumieron alimentos contaminados. Además, obtuvieron que en el 31 % de sus muestreos el número de coliformes fecales fue superior a los 200 organismos por 100 ml.

Colwell y su grupo aislaron en 1981 *V. cholerae* 01 en áreas relativamente libres de contaminación fecal, sugiriendo que este organismo sobrevive y se multiplica en el ambiente natural aún cuando no existe epidemia de cólera en ese lugar por lo que pensaron que pudiera adquirirse alguna infección en heridas que estuvieran en contacto directo con un ambiente acuático con presencia del género..

Love aisló a la especie *V. damsela* en heridas de pacientes humanos que habitaban zonas costeras, aunque no se sabe con certeza si se produjeron al entrar en contacto con el agua y si pueden causar infecciones al hombre (Love, 1981).

Hood y Ness en 1982 al realizar estudios en aguas y sedimentos estuarinos mencionan un incremento en la evidencia que señala que los CF y *V. cholerae* no se correlacionan, además de que obtienen que, para los primeros, las aguas estuarinas no les permiten sobrevivir por mucho tiempo, y al segundo la temperatura y la época del año resultaron importantes para su sobrevivencia.

Johnston y otros (1983) llegan a la conclusión que *V. cholerae* puede ser capaz de multiplicarse en tejidos humanos y producir infecciones extraintestinales, por lo que tiene significancia en Salud Pública, además de que se debe considerar que puede infectar a personas con heridas recientes y que estén en contacto con el agua, o producir gastroenteritis al consumir alimentos provenientes del mar, por lo que proponen que se lleven a cabo análisis adicionales a los que se realizan rutinariamente para los organismos entéricos.

A un paciente severamente enfermo, que presentaba síntomas parecidos al cólera, que no consumió mariscos ni ninguna comida proveniente de mar, el cual reportó que únicamente surfegó por varios días, se le aisló *V. cholerae* no 01 que producía una enterotoxina parecida a la colérica, por lo que existe la posibilidad de que estas cepas no 01 ambientales provoquen diarreas u otro tipo de infecciones sobre todo en la piel, al entrar en contacto con ellas (Kenyon, 1983).

Estudios realizados en el CETESB (1983/1984) en aguas de Sao Paulo, demostraron que la sobrevivencia del vibrio colérico en agua de mar fue alrededor de 6 a 26 días, en agua dulce de 6 a 19 y de 5 a 12 en aguas residuales. Además se comprobó que en aguas residuales su sobrevivencia es menor, por lo que presupusieron que es un organismo autóctono del ambiente marino y que es posible aislarlo de aguas superficiales no contaminadas con materiales fecales (Sanchez, 1991).

Watkins y Cabelli (1985) encontraron que las densidades de *V. parahaemolyticus* se correlacionan significativamente con el nivel de contaminación fecal en el agua, es decir, con *E. coli*, *Clostridium perfringes*, y los enterococos. Además, mencionan que las

densidades del vibrio fueron mayores cerca de la superficie del agua y decrecieron al alejarse de la contaminación fecal, así como al incrementarse la profundidad, asimismo se encontró una asociación positiva con la cantidad de materia en el agua y con el oxígeno disuelto, pero ninguna con los demás parámetros analizados.

En 1986 se observó que *V. vulnificus* podría considerarse importante para la Salud Pública, debido a que se encontraron cepas en ambientes marinos que no diferían ni bioquímicamente ni en cuanto a su patogenicidad con las cepas clínicas (Tison, 1986).

Kaysner y su equipo (1987) aislaron *V. cholerae* no 01 en 23 de los 24 estuarios analizados con el 44.6 % de muestras tanto en agua, sedimento y mariscos, y únicamente se encontró una cepa 01 Inaba. La cepa 01 se correlacionó con un incremento en la temperatura del agua, aunque no la hubo con los CF ya que con este último parámetro se esperaba lo contrario.

Cepas no 01 aisladas en la India en su mayoría no produjeron la toxina colérica, por lo que pocas cepas ambientales poseen ese potencial para causar cólera, aunque no quedó claro su papel epidemiológico y protagónico como reservorio ambiental de cepas toxigénicas, estas cepas poseen la capacidad de causar diarreas leves muy parecidas a las coléricas (Nair, 1988).

Myatt y Davis (1989) reconocen 11 especies de vibrios patógenos humanos responsables de infecciones intestinales y extraintestinales, de los cuales aislaron 10.2% de *V. cholerae*, 8.2% *V. fluvialis* y 29.4% especies de *Aeromonas*, además de *V. parahaemolyticus*, *V. alginolyticus*, *V. vulnificus* y *V. hollisae* en aguas australianas, aunque no distinguieron entre cepas patógenas y no patógenas.

Venkateswaran y su equipo (1989) concluyen que *V. cholerae* no 01 y otros organismos patógenos son autóctonos de los ambientes acuáticos, en donde al parecer la temperatura juega un papel crucial en su sobrevivencia, por lo que suponen que estos organismos no son introducidos al mar por aguas de desecho o aguas dulces adyacentes a él.

Chowdhury y colaboradores trataron de buscar una relación entre la abundancia de *V. cholerae* y algunos parámetros medioambientales. Encontró que *V. cholerae* no 01 es abundante y que un porcentaje significativo de ellas es potencialmente patógeno, dicha

patogenicidad es importante para la Salud Pública. Además, observaron una correlación de *V. cholerae* con la salinidad, aunque ninguna con los CF (Chowdhury, 1992).

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.

La zona costera del estado de Veracruz está localizada entre los 18°22' latitud norte y los 94°98' de longitud oeste, las temperaturas en el Golfo de México fluctúan entre los 20° C en invierno y los 30° C en verano (Fig. 2).

Para la realización de este estudio se seleccionaron las playas turísticas Villa del Mar y Mocambo del puerto de Veracruz. La primera se encuentra localizada entre las coordenadas 19°10'45" de latitud norte y 96°05'37" de longitud oeste, la segunda se ubica en las coordenadas 19°08'21" de latitud norte y 96°06'24" de longitud oeste.



FIGURA 2. Mapa representativo de localización de las playas Villa del Mar y Mocambo del Puerto de Veracruz, México (INEGI, 1992).

METODOLOGÍA.

Las muestras de las aguas marinas recreativas empleadas para realizar los análisis bacteriológicos y fisicoquímicos se tomaron en dos horarios, a las 10:00 horas y a las 16:00 horas, y en tres puntos de cada playa a una distancia de entre 30 y 40 metros a partir de la línea de costa aproximadamente, a una profundidad de 20 cm tomada contra corriente.

1. TECNICAS BACTERIOLÓGICAS. (Fig. 2)

1.1 Prueba para CT y CF por tubos de dilución múltiple en serie de tres tubos(NMP). (APHA, 1992)

1.1.1 Prueba Presuntiva.

Para esta prueba se empleó el caldo Lactosado (DIFCO) con una campana Durham para evidenciar la presencia de gas y acidez. De cada una de las muestras se sembraron 10 ml a la primera serie de tubos, 1 ml a la segunda serie y 0.1 ml a la tercera serie e incubaron a 35 ± 0.5 °C por 24 a 48 horas.

i) Interpretación.

La formación de gas en cualquier cantidad dentro de la campana de Durham constituyó una prueba positiva.

1.1.2 Prueba Confirmativa.

La prueba confirmativa se efectuó en el caldo Bilis Verde Brillante (BVB) al 2 % (DIFCO) para los CT, y en caldo EC (DIFCO) para los CF.

Para los CT se sembraron dos asadas de los tubos positivos del caldo Lactosado en los tubos de fermentación de BVB, y se incubaron a 35 ± 0.5 °C por 24 a 48 horas.

i) Interpretación.

La formación de gas en cualquier cantidad en la campana de Durham constituyó una prueba positiva.

Para los CF se sembraron dos asadas de los tubos de caldo Lactosado en los tubos de fermentación de caldo EC, incubándose en baño maría a 44.5 ± 0.2 °C por 24 +/- 2 horas.

i) Interpretación.

La producción de gas en los tubos de fermentación a las 24 horas como máximo se consideró como una prueba positiva.

1.2 Prueba para EF por tubos de dilución múltiple en serie de tres tubos (NMP). (APHA, 1992)

1.2.1 Prueba Presuntiva.

Para evaluar este grupo se empleó el caldo Azida Dextrosa sembrando de cada muestra 10 ml a la primera serie de tres tubos, 1 ml a la segunda serie y 0.1 ml a la tercera serie, e incubados a 35 +/- 0.5 °C por 24 a 48 horas.

i) Interpretación.

Aquellos tubos que presentaron sedimento viscoso en el fondo y turbiedad, fueron considerados como positivos.

1.2.2 Prueba Confirmativa.

De los tubos positivos de la prueba presuntiva se inocularon dos asadas en el caldo EVA (DIFCO), e incubaron a 35 +/- 0.5 °C por 24 a 48 horas.

i) Interpretación.

La presencia de turbiedad y de un botón púrpura en el fondo indicaron una prueba positiva.

1.3 Técnica de Filtro de Membrana para *Pseudomonas aeruginosa*. (Brodsky, 1978; APHA, 1992)

Las muestras fueron tomadas en bolsas de plástico estériles y trasladadas en hielo al laboratorio para su análisis. Con cada muestra se procedió de la siguiente manera: se filtraron 250 ml de muestra a través de una membrana Millipore estéril de 0.45 micras de tamaño de poro y se incubaron en agar M-PAC (BBL) a 42.5 °C por 24 a 48 horas; las colonias café oscuro que crecieron en este medio se sembraron en agar selectivo cetrimida (MERCK). A las cepas aisladas se les realizaron las pruebas bioquímicas de licuefacción de la gelatina (gelatina nutritiva DIBICO), oxidasa (BACTIDENT MERCK),

acetamida y catalasa (Peróxido de Hidrógeno al 30 %), aquellas que dieron positivas estas pruebas fueron consideradas como *P. aeruginosa*. Se utilizó la cepa PA01 como control.

1.4 Técnica de Filtro de Membrana para *Staphylococcus aureus*. (Charoencá, 1993)

Las muestras se tomaron en bolsas de plástico estériles y trasladadas en hielo al laboratorio para su análisis. Se filtraron 10 ml de la muestra a través de una membrana Millipore estéril de 0.45 micras de tamaño de poro incubándolas a 37 °C por 24 a 35 horas en agar Vogel-Johnson + 0.005 % de azida de sodio (BIOXON); se consideraron colonias características aquellas que fueron negras rodeadas de un halo amarillo sobre el medio. Estas cepas se sembraron en agar base sangre (BIOXON) para realizarles las pruebas bioquímicas de fermentación del manitol y la sacarosa (Caldo base rojo fenol BIOXON), la de la catalasa, la de la coagulasa en Coagulasa STAPH LATEX (DIFCO) y en plasma de conejo con EDTA (DIFCO). Las colonias que dieron positivas en todas las pruebas, fueron consideradas como *S. aureus*. Se utilizaron dos cepas aisladas de dos muestras clínicas como controles.

1.5 Aislamiento de *Vibrio cholerae*.

Para realizar el aislamiento de *V. cholerae* se procedió de dos maneras para aumentar la posibilidad de encontrarlo.

i) Técnica de Moore. (Spira, 1981; INDRE, 1991; Sanchez, 1991)

Se realizó una concentración de los organismos a todo lo largo de cada una de las playas señaladas por medio de una torunda, a partir de las 10:00 am y hasta las 12:00 pm. Después de este periodo la torunda fué transportada em medio AMIES (DIFCO) al laboratorio para su análisis. Del medio de transporte se tomaron 100 ml y se inocularon en 100 ml de Agua Peptonada Alcalina (APA) dos veces concentrada y adicionada con NaCl al 10 %. A las 10 horas de incubada se sembraron en cajas de agar TCBS (DIFCO), eligiendo a las colonias que presentaban una coloración amarilla, convexas y de consistencia pegajosa, para sembrarse en agar Hierro y Triple Azúcar (TSI DIBICO); las colonias que presentaron fermentación ácida sin formación de gas ni de ácido sulfhídrico fueron tomadas como positivas. A estas colonias se les aplicaron las siguientes pruebas

bioquímicas: la de oxidasa (BACTIDENT MERCK), la de la descarboxilación de la lisina (Agar LIA DIFCO), la hidrólisis de la arginina (Medio Moeller Base descarboxilasa DIFCO), y la descarboxilación de la ornitina, movilidad, producción de indol (Medio MIO DIFCO). Las cepas oxidasa (+), lisina (+), arginina (-), movilidad (+), indol (+) y ornitina (+), fueron consideradas como *V. cholerae*, para confirmarlo se les realizó la prueba de API20E para enterobacterias y la prueba serológica con antisuero polivalente Hikojima, Inaba Y Ogawa (DIFCO), utilizando a la cepa de *V. cholerae* 01 ATCC01 como control.

ii) Incubación Directa. (Sanchez, 1991)

La única modificación en esta técnica es que se tomaron 450 ml de muestra de agua (no proveniente de AMIES) y se inocularon en 50 ml de APA 10 veces concentrado con NaCl al 10 %. De aquí se realizaron siembras en agar TCBS y una resiembra en APA de concentración sencilla con NaCl al 10 %, de esta última se sembró nuevamente en cajas de TCBS. El procedimiento subsiguiente fué el mismo al anterior.

2. TECNICAS FISICOQUÍMICAS. (Fig. 3)

2.1 Oxígeno disuelto (Método de Winkler). (APHA, 1992; Robles, 1995)

Se tomó la muestra en un frasco Winkler evitando la formación de burbujas, posteriormente se le agregaron 1 ml de sulfato manganoso y 1 ml de alcali ioduro-azida, agitando vigorosamente por 30 segundos dejando sedimentar el precipitado. Se le adicionó 1 ml de ácido sulfúrico concentrado agitando hasta la disolución del precipitado. Se titularon 100 ml de muestra ya fijada con tiosulfato de sodio 0.025 N hasta la desaparición de color.

Los cálculos se hicieron de la siguiente manera:

$$\text{mg/l O}_2 \text{ disuelto} = \frac{\text{ml. tiosulfato Na gastado} \times \text{N} \times \text{p. eq. O}_2 \times 1000}{\text{ml de muestra titulada}}$$

2.2 Sólidos totales. (APHA, 1992; Robles 1995)

Llevar a peso constante una cápsula de porcelana y poner 90 ml de muestra, evaporar a sequedad y secar en una estufa a 103 °C por una hora, posteriormente enfriar en un desecador y pesar.

El cálculo de los sólidos totales se hará de la siguiente forma:

$$\text{mg/l S.T} = \frac{(P2-P1) \times 1000 \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

donde: P1= peso constante de la cápsula en gramos

P2= peso constante de la cápsula con la muestra secada en gramos

2.3 Sólidos suspendidos. (APHA, 1992, Robles, 1995)

Llevar a peso constante un crisol Gooch y filtrar 50 ml de muestra y secar en estufa a 103 °C por una hora, enfriar en un desecador y pesar.

Para el cálculo de los sólidos suspendidos se procederá de la siguiente manera:

$$\text{mg/l S.S} = \frac{(P2-P1) \times 1000 \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

donde: P1= peso constante del crisol en gramos

P2= peso constante del crisol con la muestra filtrada en gramos

3. MÉTODOS ESTADÍSTICOS.

Para el análisis de los resultados, se realizó una transformación de los datos de los parámetros bacteriológicos en logaritmos, y los parámetros fisicoquímicos sin modificaciones, para aplicarles una ANDEVA de 3 factores, una prueba de comparación múltiple de medias (LSD) y un análisis de correlación simple.

Con la ANDEVA factorial fue posible identificar la diferencias existentes ($P < 0.05$) entre horario de muestreo, entre playas, entre muestreos, y las interacciones entre ellos de las densidades de los indicadores CT, CF, EF y la relación CF:EF. Para saber cual de las medias era diferente, se aplicó la prueba de LSD.

El análisis estadístico para ausencia-presencia de *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus* y *Vibrio cholerae* se realizó por medio de una prueba de "Ji-cuadrada", que nos mostró la frecuencia de aparición de dichos patógenos en las aguas a lo largo del estudio por playa y horario.

El análisis de correlación se aplicó a los resultados bacteriológicos y fisicoquímicos, para tratar de mostrar si la variación de los parámetros bacteriológicos están de algún modo asociados con la variación en los fisicoquímicos.

ANÁLISIS BACTERIOLÓGICO

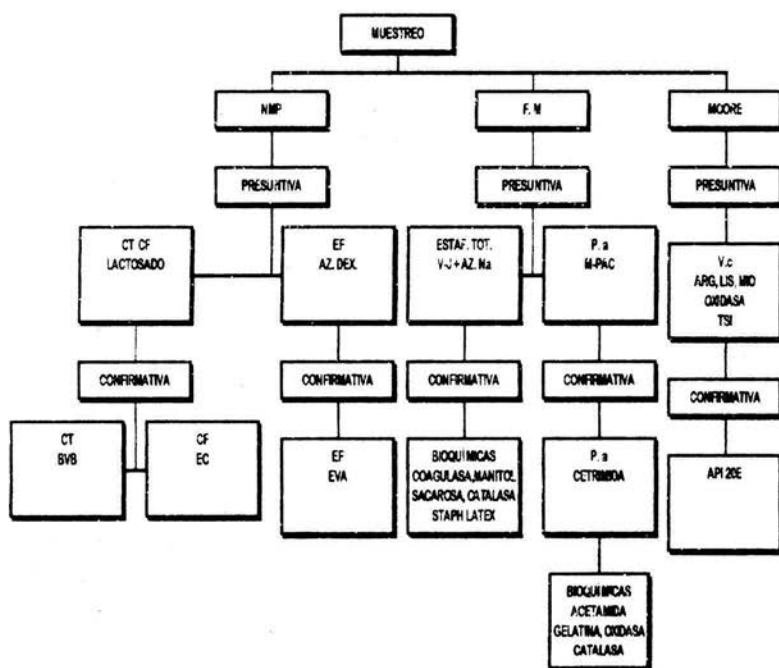


Figura 2. Diagrama de flujo del análisis bacteriológico realizado en las playas Villa del Mar y Mocambo del puerto de Veracruz, México.

ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO

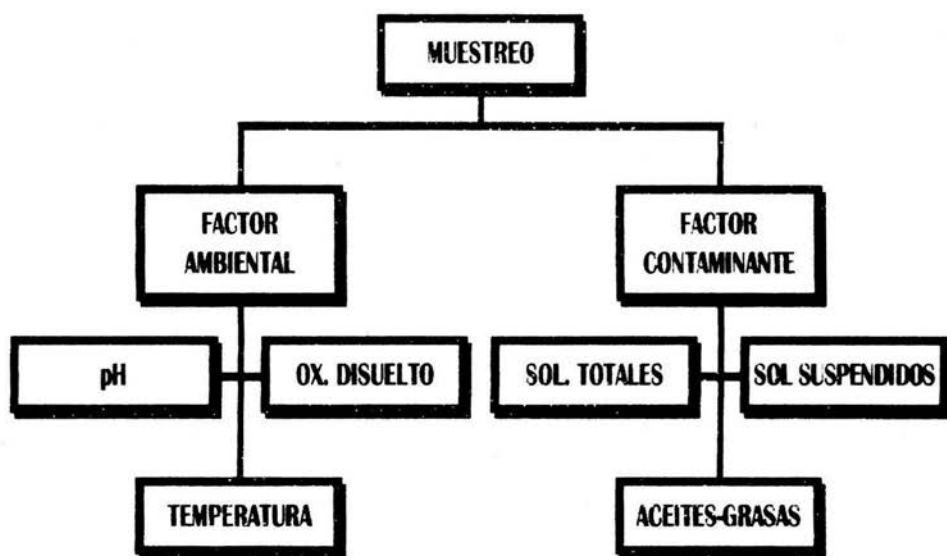


Figura 3. Diagrama de flujo del análisis fisicoquímico de las muestras de las playas Villa del Mar y Mocambo del puerto de Veracruz, México.

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Las normas de calidad de las aguas recreativas marinas empleadas para realizar el análisis fueron: 200 CF/100 ml (DOF, 1989), 100 EF/100 ml (OMS, 1977), 100 EST. TOT./100 ml (Favero, 1985) y 100 *Pseudomonas aeruginosa*/100 ml (Hoadley y Knight, 1975 citados por de Vicente, 1991).

Los muestreos se realizaron durante los siguientes meses:

NOVIEMBRE	(1)	1994
DICIEMBRE	(2)	
ENERO	(3)	1995
MARZO	(4)	
ABRIL	(5)	
ABRIL	(6)	
MAYO	(7)	
JULIO	(8)	
AGOSTO	(9)	
SEPTIEMBRE	(10)	

1) ANÁLISIS DE VARIANZA FACTORIAL Y LSD PARA LOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN CT, CF Y EF.

El análisis estadístico para el logaritmo de las medias para CT (tabla 3), nos muestra diferencias significativas ($P < 0.05$) en cuanto a su densidad por muestreo, playa, horario, y las interacciones muestreo-playa, muestreo-horario y muestreo-playa-horario.

Para los CF (tabla 4) las diferencias ($P < 0.05$) fueron encontradas por muestreo y horario, pero no para las playas. De las interacciones de los factores sólo en la de playa-horario no existen dichas diferencias.

En relación a los EF (tabla 5), las diferencias existentes ($P < 0.05$) se encontraron solamente en el factor muestreo, y en las interacciones muestreo-playa y muestreo-horario.

La realización de la prueba de comparación múltiple de medias (LSD) por playas y horarios se presenta en la tabla 6, en la que encontramos que Villa del Mar y Mocambo

resultaron estadísticamente diferentes ($P < 0.05$) solamente para los CT, siendo 2.62 para la primera y 2.36 para la segunda. En cuanto a los horarios (10:00 y 16:00), se observa que ambos difieren estadísticamente ($P < 0.05$) en relación al número de CT y CF, no así para los EF. Es importante señalar que aunque los valores del log de las medias de los CF no superan 2.3 (200 CF/100 ml), no significa que no existiera contaminación fecal. Por otra parte, a pesar de que no existieron diferencias estadísticas, las densidades de estreptococos superaron la norma de 100 EF/100 ml (log 2), siendo superior en Villa del Mar (2.25) respecto de Mocambo (2.13), y más alto a las 16:00 horas (2.20) que a las 10:00 (2.18).

FUENTES DE VARIACIÓN	g.l	C.M.	F	P
MUESTREO	9	2.2661	14.2447	*0.0
PLAYA	1	2.0207	13.0477	*0.000528
HORARIO	1	1.2428	8.0245	*0.005837
MUESTREO-PLAYA	9	0.3359	2.1688	*0.032837
MUESTREO-HORARIO	9	0.7616	4.9179	*0.00003
PLAYA-HORARIO	1	0.3384	2.1847	0.143312
MUESTREO-PLAYA-HORARIO	9	0.9162	5.9157	*0.000303
ERROR	80	0.1549		

Tabla 3. ANDEVA factorial del log de la media para los CT por muestreo, playa y horario.

* Efectos estadísticamente significativos a $P < 0.05$.

FUENTES DE VARIACIÓN	g.l	C.M.	F	P
MUESTREO	9	2.1614	16.1960	*0.0
PLAYA	1	0.3467	2.5978	0.1110
HORARIO	1	1.3547	10.1508	*0.0021
MUESTREO-PLAYA	9	0.4046	3.0314	*0.0036
MUESTREO-HORARIO	9	1.1270	8.4446	*0.0
PLAYA-HORARIO	1	0.6902	5.6759	0.4135
MUESTREO-PLAYA-HORARIO	9	1.3235	9.9172	*0.0
ERROR	80	0.1335		

Tabla 4. ANDEVA factorial del log de la media para CF por muestreo, playa y horario.

* Efectos estadísticamente significativos a $P < 0.05$.

Los resultados de la prueba de LSD aplicada a los diferentes muestreos se presentan en la tabla 7, observando que los números de los CT no se mantuvieron constantes; solamente en el 9o muestreo su cifra alcanzó los 3000 org/100 ml (3.475), los

demás se mantuvieron por debajo de los 600/100 ml aunque fueron estadísticamente diferentes entre sí. Los valores más altos de CF se encontraron en el 1o, 5o, 9o y 10o muestreo, siendo el 9o estadísticamente diferente a los otros tres, y con el valor más alto. Además con este análisis se comprueba que en Villa del Mar y Mocambo, en ambos horarios de muestreo, si se superó el estándar de calidad del agua, y por consiguiente se presentó contaminación fecal. En los demás muestreos el número de CF detectados fué inferior a los 200 org./100 ml (2.3).

La prueba de LSD para los EF reveló que en los muestreos 4, 5, 9 y 10 se rebasó la norma de 100/100 ml (log 2), se detectó la mayor densidad de ellos en el 9o muestreo, seguido por el 10o y 4o, presentándose en el resto de los muestreos valores similares entre ellos. Hay que señalar que a pesar de que en los demás muestreos no se rebasó la norma, si se encuentran muy cercanos a ella, por lo que suponemos que existió contaminación de origen fecal.

FUENTES DE VARIACIÓN	g.l	C.M.	F	P
MUESTREO	9	2.1935	10.4733	*0.0
PLAYA	1	0.4090	1.9530	0.1661
HORARIO	1	0.0160	0.0764	0.7829
MUESTREO-PLAYA	9	0.5875	2.8050	*0.0065
MUESTREO-HORARIO	9	0.4708	2.2479	*0.0269
PLAYA-HORARIO	1	0.0749	0.3576	0.5515
MUESTREO-PLAYA-HORARIO	9	0.2762	1.3186	0.2406
ERROR	80	0.2094		

Tabla 5. ANDEVA factorial del log de la media para EF por muestreo, playa y horario.

* Efectos estadísticamente significativos a $P < 0.05$

PLAYA	CT	CF	EF
VILLA DEL MAR	2.62 a	2.24 a	2.25 a
MOCAMBO	2.36 b	2.13 a	2.13 a
HORARIO			
10.00	2.59 a	2.29 a	2.18 a
16.00	2.39 b	2.08 b	2.20 a

Tabla 6. Prueba de LSD del log de la media del nO. de org/100 l por playa y horario de muestreo.

* Las medias con la misma letra resultaron estadísticamente iguales.

MUESTREO	CT	CF	EF
NOVIEMBRE	2 7608 b	2 5317 b	1 9543 c
DICIEMBRE	2 3675 d	1 9500 e	1 7763 c
ENERO	2 1133 e	1 8600 e	1 9250 c
MARZO	2 0292 e	1 7850 e	2 5733 b
ABRIL	2 7800 b	2 6092 b	2 0408 c
ABRIL	2 2233 e	2 0867 c	1 9592 c
MAYO	2 4952 c	1 6733 e	1 9734 c
JULIO	2 1975 e	1 9750 d	1 9525 c
AGOSTO	3 4750 a	2 9783 a	3 0758 a
SEPTIEMBRE	2 4592 c	2 4200 b	2 6775 b

Tabla 7. Prueba de LSD del log de la media del No. de org/100 ml por muestreo.

* Las medias con la misma letra resultaron estadísticamente iguales ($P > 0.05$).

Estos resultados nos indican que las densidades de los CT, CF y EF variaron mucho, dependiendo de la época del año, de la hora de muestreo, y de los factores fisicoquímicos ambientales durante todo el estudio. A pesar de que el empleo de los primeros ha disminuido y concentrado sobre el análisis de las aguas potables (Olivieri, 1982), su presencia aún nos da información que apoye la presencia de contaminación bacteriana (Bernarde, 1982), aunque los descartamos como un grupo de indicadores de la posible presencia de organismos patógenos peligrosos para los bañistas de estas playas.

Por el contrario los CF y EF son los dos grupos de indicadores de contaminación fecal más empleados para evaluar la calidad sanitaria de las aguas naturales (Helmer, 1991), y los que según Cohen (1973) son los mejores indicadores en aguas altamente contaminadas con desechos fecales, además de que por sus características más específicas sobre este tipo de contaminación sus densidades la evalúan mejor, aunque los segundos sobrevivan mejor en el agua marina (Cabelli, 1977; Cabelli, 1982). Por lo que, son ellos los que establecen la calidad sanitaria de un cuerpo de agua (Fleisher, 1985).

La mayoría de los países en el mundo han establecido normas para los coliformes que les permitan evaluar la contaminación, por lo que se la ha asignado un valor de 200 CF/100 ml (Cabelli, 1979). De igual manera las leyes mexicanas en materia ambiental proponen ese mismo valor para analizar sus aguas recreativas (SEDUE, 1989). Dicho valor no debe verse superado observándose que las diferencias encontradas en el

ANDEVA para los CF (Tabla 4) no señalan si se superó la norma, pero si que esa posibilidad existe, aunque con la prueba de LSD (Tabla 6) ni por playa ni por horario la norma se rebasó. Por muestreo (Tabla 7) se observa que la presencia de contaminación fecal se dio principalmente en los meses de mayor actividad turística; gráficamente en la figura 4 observamos dicho comportamiento a través del análisis de la media geométrica de los resultados.

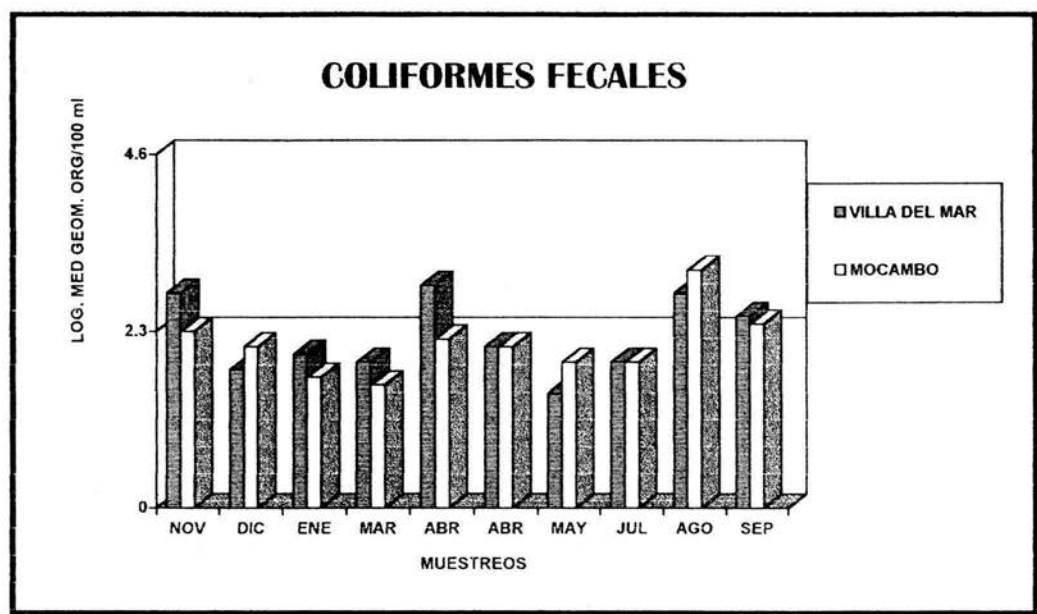


Figura 4. Log. de la media geométrica de las densidades de CF, encontradas en las aguas marinas recreativas de las playas Villa del Mar y Mocambo durante el estudio.

En lo que corresponde a los EF, las normas mexicanas no los contemplan, pero si la OMS y la Comunidad Económica Europea con un valor de 100 EF/100 ml (Salas, 1989). El análisis estadístico señala que Villa del Mar y Mocambo, los dos horarios de muestreo, y en prácticamente todos los muestreos dicha norma se superó, por lo que las posibilidades de que los usuarios de estas playas adquieran alguna infección está latente, sobre todo de origen bacteriano, aunque no se descarta de origen viral principalmente en la población infantil (Pipes, 1982, Robertson, 1983). También los

resultados nos muestran su consistencia como indicadores de contaminación, incluso por encima de los CF (Cabelli, 1982), además de ser organismos característicos de desechos fecales del hombre y animales muy relacionados a él e indicativos de contaminación peligrosa vertida recientemente (Levin, 1975), y porque no hay evidencia que indique que se multipliquen en las aguas (Clauson, 1977), lo que significa que su origen es fecal y no que el ambiente *per se* lo origine. Estos valores superiores a los 100/100 ml se pueden observar gráficamente en la figura 5, que nos muestra esa consistencia como indicadores en aguas marinas.

Tomando en cuenta que no más del 10% de las muestras mensuales deberán de excederse de 400 CF/100 ml (Cabelli, 1979; SEDUE, 1989) encontramos que a excepción de los meses de diciembre, marzo y mayo para Villa del Mar, los demás presentaron un porcentaje superior al 17%, y para Mocambo sólo en mayo no se pasó de ese porcentaje, lo que significa que ambas playas recibieron durante todo el año descargas constantes de aguas de desechos domésticos y municipales que van en detrimento de su uso recreativo turístico y en perjuicio de los bañistas.

Históricamente el ambiente marino es la ruta para la depositación de los efluentes de aguas de desecho vertidos a las orillas sin consideración alguna sobre su uso y calidad, lo que incluso a bajos niveles de descarga de estas aguas, puede provocar infecciones gastrointestinales y en la piel de las personas que entren en contacto con éstas (Fiddes, 1989; Morris, 1991). Conjuntamente a lo anterior, la presencia indicativa de contaminación fecal en ambas playas nos sugiere la existencia de un serio riesgo para los bañistas de adquirir alguna infección e irritación en la piel, ojos, oídos, e incluso infecciones gastrointestinales, sobre todo con una exposición prolongada dentro del cuerpo de agua. Además, de que según Botello (1995) dicha contaminación afecta la vida acuática y los ecosistemas de México.

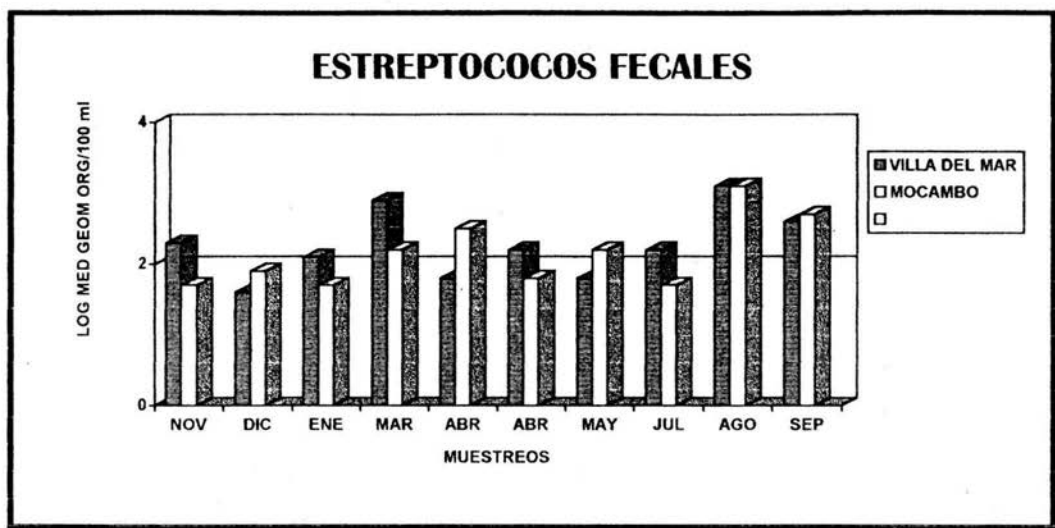


Figura 5. Log. de la media geométrica de las densidades de EF, encontradas en las aguas marinas recreativas de las playas Villa del Mar y Mocambo durante el estudio.

MUESTREO	VILLA DEL MAR (%)	MOCAMBO (%)
NOVIEMBRE	50	33
DICIEMBRE	0	33
ENERO	17	17
MARZO	0	0
ABRIL	50	17
ABRIL	17	33
MAYO	0	17
JULIO	33	17
AGOSTO	67	100
SEPTIEMBRE	50	50

Tabla 8. Porcentaje de muestras que sobrepasaron de 400 CF/100 ml durante el estudio de un total de 160 para cada indicador.

Afortunadamente el mar es un ambiente hostil para la mayoría de los organismos de materia fecal humana y de animales; con su acción purificadora natural y su capacidad dispersadora puede no verse afectada, aunque una inadecuada deposición

y dispersión de los desechos provoca serios problemas estéticos y de Salud Pública (Jones, 1981; Helmer, 1991).

2. ANÁLISIS DE VARIANZA Y LSD DE LA RELACIÓN CF:EF.

La relación CF/EF, o mejor dicho el valor obtenido de dicha relación, puede ser indicativo de que el cuerpo de agua evaluado está contaminado con desechos fecales, así como su posible origen. Una relación superior a 4 nos indica una contaminación por desechos fecales humanos, y un valor de 0.7 o inferior a él nos indica que la fuente de contaminación proviene de desechos fecales animales (Geldreich y Kenner, 1969 citados por Clausen, 1977; Olivieri, 1982). Las heces animales se caracterizan por una proporción mayor de estreptococos que de coliformes lo que da un valor menor a 0.7; por el contrario las heces humanas contienen un mayor número de coliformes dando un valor mayor a 4.0. Sin embargo, dicha relación puede verse afectada por la muerte de los organismos y sólo da información cuando existe contaminación fecal reciente (Clausen, 1977; Robertson, 1983).

El análisis estadístico de las medias para la relación CF/EF (tabla 9), nos muestra que existen diferencias significativas ($P < 0.05$) por muestreo, playa, horario y las interacciones entre ellos.

En la prueba de comparación múltiple de medias (LSD) que se presenta en la tabla 10 observamos que Villa del Mar y Mocambo resultaron estadísticamente diferentes ($P < 0.05$) con una media de 35.19 para la primera y 3.14 para la segunda con una $P = 0.000011$. Para los horarios también se encontraron diferencias, siendo el horario matutino el que presentó valores de relación superiores a 4.0 con 35.33, en comparación al vespertino con 2.99 y una $P = 0.000009$.

En los resultados obtenidos de la prueba LSD aplicada a los muestreos que se presentan en la tabla 11, se observa que a excepción del 1o (6.41), 5o (168.4) y 6o (5.11), en los demás el valor estándar (4.0) no se superó, aunque solamente en el 4o se detectó contaminación fecal animal; estadísticamente el 5o fue el único muestreo que resultó diferente ($P < 0.05$) a los demás. Para todos los casos, resulta importante mencionar que mientras los valores más se acerquen a 4.0 la posibilidad de que un cuerpo de agua se encuentre contaminado con desechos fecales humanos recientes, es mayor, y por lo tanto de la presencia de organismos patógenos.

FUENTE DE VARIACIÓN	gl	CM	F	P
MUESTREO	9	13041.38	23.69315	* 0.000000
PLAYA	1	30829.38	22.10698	* 0.000011
HORARIO	1	31357.35	22.48558	* 0.000009
MUESTREO-PLAYA	9	32458.20	23.27497	* 0.000000
MUESTREO-HORARIO	9	32377.11	22.21682	* 0.000000
PLAYA-HORARIO	1	34612.54	24.81979	* 0.000004
MUESTREO-PLAYA-HORARIO	9	33831.06	24.25941	* 0.000000
ERROR	80	1394.554		

Tabla 9. ANDEVA factorial del log de la media de la relación CF:EF por playa, muestreo y horario.

* Diferencias significativas $P < 0.05$

PLAYA	MEDIA	P
VILLA DEL MAR	35.19	* 0.000011
MOCAMBO	3.14	
HORARIO		
10:00	35.33	* 0.000009
16:00	2.99	

Tabla 10. Prueba de LSD del log de la media de la relación CF:EF por playa y horario.

* Diferencias significativas $P < 0.05$

Por lo que a pesar de que por muestreo sólo tres meses presentaron contaminación fecal humana, sería recomendable el detectar las posibles fuentes de contaminación para que la evaluación se acercara más a la realidad, aunque de manera global las playas y los dos horarios en que se muestreo presentaron contaminación fecal humana reciente, y por lo tanto resultó riesgoso a la salud de las personas que nadaron en estas aguas. Aparte de todo la contaminación fecal humana se concentró en el mes de abril, periodo vacacional por excelencia.

MUESTREO	MEDIA CF/EF
NOVIEMBRE	b 6.4150
DICIEMBRE	b 3.2683
ENERO	b 1.8816
MARZO	b 0.3942
ABRIL	a 168.4083
ABRIL	b 5.1113
MAYO	b 0.9417
JULIO	b 2.0625
AGOSTO	b 1.9558
SEPTIEMBRE	b 1.1958

Tabla 11. Prueba de LSD del log de la media de la relación CF:EF por muestreo.

***Las medias con la misma letra resultaron estadísticamente iguales a $P > 0.05$.**

3. ANÁLISIS "JI-CUADRADA" PARA LA PRESENCIA DE ORGANISMOS PATÓGENOS.

La tabla 12 presenta los resultados de ausencia-presencia por playa encontrados al evaluarlos mediante la prueba de Ji-cuadrada.

Para *V. cholera* (tabla 12a) se obtuvo una $\chi^2=0.0$ con $P=1.0$, lo que significa que estadísticamente no hay diferencias ($P>0.05$) entre Villa del Mar y Mocambo. Para *S. aureus* (tabla 12b) se obtuvo una $\chi^2=0.133$ con $P=0.7150$, indicando que no hay diferencias estadísticas entre las playas. *P. aeruginosa* (tabla 12c) se comportó de la misma forma que las anteriores especies con $\chi^2 =0.101$ y $P= 0.7506$, es decir sin diferencias entre las playas.

12.A) Frecuencia observada de *V. cholerae*.

PLAYA	PRESENCIA	AUSENCIA	TOTAL
VILLA DEL MAR	2	8	10
MOCAMBO	1	9	10
TOTAL	3	17	20

$\chi^2= 0.0$ con $P= 1.0$

12.B) Frecuencia observada de *S. aureus*.

PLAYA	PRESENCIA	AUSENCIA	TOTAL
VILLA DEL MAR	15	5	20
MOCAMBO	15	5	20
TOTAL	30	10	40

$\chi^2= 0.133$ con $P= 0.7150$

12.C) Frecuencia observada de *P. aeruginosa*.

PLAYA	PRESENCIA	AUSENCIA	TOTAL
VILLA DEL MAR	12	8	20
MOCAMBO	10	10	20
TOTAL	22	18	40

$\chi^2 = 0.101$ con $P= 0.7506$

Tabla 12. Prueba de "Ji-cuadrada" para Presencia-Ausencia de A) *Vibrio cholerae*, B) *Staphylococcus aureus* y C) *Pseudomonas aeruginosa* por playa.

Los resultados de ausencia-presencia por horario obtenidos para *S. aureus* (tabla 13a) fueron una $\chi^2=0.456$ con $P=0.4996$; para *P. aeruginosa* (tabla 13b) se obtuvo una $\chi^2=0.221$ con $P=0.6386$, lo que para ambas especies significa que ambos horarios no fueron diferentes ($P>0.05$).

Es importante señalar que las dos especies anteriores estuvieron presentes en más de la mitad del periodo de estudio.

13.A) Frecuencia observada de *S. aureus*.

HORARIO	PRESENCIA	AUSENCIA	TOTAL
10:00	12	8	20
16:00	15	5	20
TOTAL	27	13	40

$\chi^2=0.456$ con $P=0.4996$

13.B) Frecuencia observada de *P. aeruginosa*.

HORARIO	PRESENCIA	AUSENCIA	TOTAL
10:00	12	8	20
16:00	9	10	19
TOTAL	21	18	39

Tabla 13. Prueba de "Ji-cuadrada" para Ausencia-Presencia de A) *Staphylococcus aureus* y B) *Pseudomonas aeruginosa* por horario.

$\chi^2=0.221$ con $P=0.6386$

En la tabla 14 observamos las densidades de los estafilococos totales (E.T) y de *Pseudomonas aeruginosa* (P.a), encontrando que para el primero sus números, en la mayoría de los muestreos, sobrepasó por mucho el estándar de 100 E.T/100 ml empleado pudiendo correlacionarse con la presencia de *S. aureus* (Charoenca, 1993) y con altas densidades de bañistas (Cheung, 1991). P.a concentró sus densidades en las épocas vacacionales, lo que suponemos es el resultado de un incremento en los desechos vertidos a las playas por parte de los hoteles y zonas circundantes. Por lo que, de acuerdo a lo que mencionó Drake en 1966 (citado por Hoadley, 1977) de que 1 a 10

P.a/100 ml es indicativo de bajos, pero definitivos niveles de contaminación fecal, existieron riesgos a la salud de que las personas que nadaron en las playas.

MUESTREO	PLAYA VILLA DEL MAR		PLAYA MOC AMBO					
	ESTAF.	TOT.	<i>Pseud.</i>	<i>aerug.</i>	ESTAF.	TOT.	<i>Pseud.</i>	<i>aerug.</i>
	10:00	16:00	10:00	16:00	10:00	16:00	10:00	16:00
NOVIEMBRE	600	600	14	5	600	600	8	5
DICIEMBRE	600	150	3	4	150	100	2	4
ENERO	800	255	7	8	3000	170	2	0
MARZO	750	828	0	0	22	430	0	0
ABRIL	750	800	0	0	260	420	0	0
ABRIL	170	400	50	5	350	150	27	0
MAYO	360	1920	0	0	110	2230	0	0
JULIO	331	35	0	0	28	50	0	0
AGOSTO	933	221	55	6	1144	748	11	14
SEPTIEMBRE	45	17	26	16	80	134	5	6

Tabla 14. Media geométrica de las densidades de Estafilococos Totales y de *Pseudomonas aeruginosa*.

Evans (1977) y Cheung (1991) mencionan que los estafilococos son las bacterias que más contaminan albercas y otras aguas recreativas con gran densidad de nadadores, por lo que su evaluación provee de un buen índice del nivel de contaminación, aunque todo lo contrario menciona Ashbolt (1993). Según nuestros resultados los estafilococos totales resultaron ser un indicador de contaminación consistente a lo largo del estudio.

Con todas las cepas potencialmente patógenas, la presencia de *S. aureus* en Villa del Mar y Mocambo en la mayor parte del estudio, podría provocar a los nadadores infecciones cutáneas, en los ojos, en oídos, en heridas previas, etc (Borrego, 1987; Alonso, 1989), debido a su persistencia en aguas marinas, a su gran resistencia a la luz solar, a la sequía y a la salinidad. Afortunadamente, al parecer es incapaz de multiplicarse (Alico, 1983; Ahtainen, 1989).

La poca recuperación observada para P.a concuerda con lo obtenido por Yoshpe-Purer y Golderman (1987) quienes la atribuyen a su poca sobrevivencia en el agua de mar, aunque lo contrario obtuvo de Vicente y colaboradores (1990), que aseguran que presenta una gran resistencia a antibióticos, metales pesados, y otros factores ambientales, los cuales le proveen de una capacidad de sobrevivencia en ambientes acuáticos. Independientemente de ello, su sola presencia nos podría señalar la posible existencia de un problema de Salud Pública por su poder patógeno, ya que se asocia

principalmente con heces humanas en vez de animales y casi siempre es aislada de áreas con contaminación fecal (Robertson, 1983; de Vicente, 1990).

Su efecto nocivo sobre los nadadores, a quienes les causa otitis externa, y afecciones en ojos, conductos respiratorios, piel, etc no es cuestionable (Seyfried, 1984; Cartwright, 1993; Haider, 1993), lo que si es su empleo como un organismo indicador de contaminación. Ashbolt (1993) menciona que valores inferiores a 100/100 ml no representan peligro alguno a los nadadores, aunque Cabelli (1977) remarca la importancia de evaluarlo, unicamente por ser el agente etiológico que provoca la otitis.

La importancia de analizar al vibrión colérico en las aguas recreativas no es únicamente porque pueda provocar el cólera, sino por que puede ser un agente que cause infecciones en ojos, conductos respiratorios, heridas expuestas, oídos, etc (Colwell, 1977; Kaper, 1979; Johnston, 1983; Tison, 1986).

En este estudio no se aisló *Vibrio cholerae* 01, únicamente el no 01, aunque también de manera presuntiva se aisló *V. parahaemolyticus* y *V. alginolyticus* importantes desde el punto de vista de Salud Pública (Watkins, 1985; Tison, 1986; Myatt, 1989). En parte se pudo deber a que bajo condiciones de estrés los vibrios se encuentran como células viables pero no cultivables, sobre todo en periodos interepidémicos, lo que los hace muy difíciles de recuperar por las técnicas bacteriológicas estándares (Huq, 1990; Drasar, 1992); o bien, a que no se encontraba presente o en bajos números.

Se piensa que los reservorios acuáticos del cólera son el mecanismo para la transmisión primaria de la infección (Nair, 1988; Huq, 1990), su persistencia puede darse a través de contaminación fecal de las aguas por personas infectadas. La ingestión de agua o alimentos marinos por el hombre en áreas con pobre sanidad podría provocar cólera o diarreas esporádicas (Colwell, 1977). También, el contacto de heridas con aguas marinas provoca infecciones que pueden ser provocadas por la mayoría de las especies del género *Vibrio* (Tison, 1986), además de que éstas infecciones suelen ir acompañadas por organismos patógenos oportunistas presentes en desechos fecales humanos y de animales, como *Proteus mirabilis*, *E. coli*, *P. aeruginosa*, y *Citrobacter freundii* lo que agrava aún más la infección (Johnston, 1983; Kueh, 1992).

El realizar actividades en aguas marinas recreativas contaminadas con desechos fecales aumenta la posibilidad de infección (Watkins, 1985), por ello se hace necesario implementar estudios a futuro enfocados a evaluarla. La vigilancia de *V. cholerae* en el medio acuático es de suma importancia para localizar y tomar medidas para detectar posibles focos de contaminación. Los organismos indicadores no siempre son el elemento adecuado para monitorear la calidad del agua, por lo que resulta fundamental evaluar a los organismos patógenos (Kaysner, 1987).

4. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN DE LOS PARÁMETROS BACTERIOLÓGICOS Y FISCOQUÍMICOS.

El análisis de correlación realizado para describir la relación entre las densidades de los organismos indicadores (CT, CF y EF), el grupo de los estafilococos totales y el organismo patógeno *Pseudomonas aeruginosa* se presentan en la tabla 15. En dicho análisis se encontró que de los indicadores, solamente los CT y los CF se correlacionaron ($r=0.8967$, $P<0.000$), concordando con lo obtenido por Kfir (1993); aunque Bernard (1989) y Cheung (1990) encontraron una relación significativa entre los CF, EF, *E. coli* y los enterococos. En los demás casos no existe relación alguna entre los grupos, lo que significó que la presencia de cada uno de ellos no dependió de la presencia de los demás.

Aunque no existió correlación entre P.a y los indicadores de contaminación, la información reportada sugiere que en zonas muy contaminadas debe haber una correlación muy significativa con los CT y EF a concentraciones mayores a 10^6 CT/100 ml o 10^5 EF/100 ml, a medida que estos valores disminuyan la correlación disminuirá (de Vicente, 1991). Respecto a los estafilococos totales según Ahtiainen (1991) la relación con los CF debe ser baja como resulta en las aguas de desecho.

En cuanto a la correlación entre los parámetros fisicoquímicos (tabla 16), se observó una correlación negativa ($r=-0.5998$, $P<0.000$) entre el pH y la temperatura. También se observa una relación directa entre los aceites y grasas con el pH ($r=0.5506$, $P<0.008$) y los sólidos totales ($r=0.5276$, $P<0.012$).

De la relación entre los organismos bacterianos y los parámetros fisicoquímicos (tabla 17), se encontró una correlación negativa entre el pH y *Pseudomonas aeruginosa* ($r=-0.3581$, $P<0.025$), la temperatura con los CF ($r=0.3167$, $P<0.049$) y con los EF ($r=0.3424$, $P<0.03$), y entre el oxígeno disuelto con los EF ($r=0.3424$, $P<0.031$). En la primera de ellas se puede decir que la presencia de *P. aeruginosa* se vio disminuida por un aumento en el pH del agua de mar, en la segunda y tercera se puede inferir que el incremento en la temperatura benefició la presencia y densidad de estos indicadores.

Es importante señalar que, a excepción de la correlación que existió entre los CT y los CF, las demás presentaron coeficientes de correlación menores a 0.6, aunque fueron resultados estadísticamente significativos.

PARAMETRO	CORRELACION		r(x,y)			No. CASOS=	40
	MED CT	MED CF	MED EF	ESTAF. TOT.	<i>P.aeruginosa</i>		
MEDCT	1	0.8967	0.2989	0.2907	0.2845		
	p<0.0	p<0.0	p<0.061	p<0.069	p<0.075		
MEDCF	0.8967	1	0.2967	0.1226	0.2905		
	p<0.0	p<0.0	p<0.063	p<0.451	p<0.069		
MEDEF	0.2989	0.2967	1	0.0591	0.3527		
	p<0.061	p<0.063	p<0.0	p<0.669	p<0.056		
EST. TOTALES	0.2907	0.1226	0.0591	1	0.0528		
	p<0.069	p<0.451	p<0.669	p<0.0	p<0.746		
<i>P.aeruginosa</i>	0.2845	0.2965	0.3527	0.0528	1		
	p<0.075	p<0.069	p<0.056	p<0.746	p<0.0		

Tabla 15. Matriz de correlación de los parámetros bacteriológicos obtenidos durante el estudio.
Valor superior: coeficiente de correlación
Valor inferior: nivel de significancia

PARAMETRO	CORRELACION		r(x,y)			No. CASOS=39
	pH	TEMPERATURA	O ₂ DISUELTTO	SOLID. TOT.	SOLID. SU.SP.	
pH	1	-0.5998	-0.1213	0.1118	0.0558	
	p<0.0	p<0.000	p<0.462	p<0.498	p<0.736	
TEMPERATUR A	-0.5998	1	0.0869	-0.0088	-0.2466	
	p<0.000	0.0	p<0.599	p<0.958	p<0.130	
O ₂ DISUELTTO	-0.1213	0.0869	1	0.0635	0.0137	
	p<0.462	p<0.599	p<0.0	p<0.701	p<0.934	
SOLID.TOT.	0.1118	-0.0088	0.635	1	-0.0760	
	p<0.498	p<0.958	p<0.701	p<0.0	p<0.646	
SOLID.SU.SP.	0.0558	-0.2466	0.0137	-0.0760	1	
	p<0.736	p<0.130	p<0.934	p<0.546	p<0.0	
CORRELACION		r(x,y)			No. CASOS=39	
ACEI-GRASAS	0.5506	-0.1993	0.2511	0.5276	-0.1983	
	p<0.008	p<0.374	p<0.260	p<0.012	p<0.376	

Tabla 16. Matriz de correlación de los parámetros fisicoquímicos obtenidos en el estudio.
Valor superior: coeficiente de correlación
Valor inferior: nivel de significancia

Según la SEDUE (1989) y las normas contenidas en la Ley General del Equilibrio y Protección al Ambiente (1995), el cuerpo de agua debe estar libre de sustancias atribuibles a aguas residuales u otras descargas que formen depósitos que cambien las características del agua; contengan materia flotante como partículas, aceites u otros residuos que den apariencia desagradable; produzcan color, olor o turbiedad; y propicien vida acuática indeseable. Ninguno de los requerimientos presenta algún rango que permita hacer una evaluación completa, lo que si es cierto es que estos aspectos intervienen en la sobrevivencia de las bacterias, sobre todo patógenas.

PARÁMETRO	CORRELACIÓN			No. CASOS=39	
	MED CT	MED CF	MED EF	ESTAF. TOT.	<i>P. aeruginosa</i>
pH	-0.1584 P< 0.335	-0.0831 P< 0.615	-0.2282 P< 0.162	0.1752 P< 0.286	-0.3581 P< 0.025
TEMPERATURA	0.2711 P< 0.095	0.3167 P< 0.049	0.3424 P< 0.033	-0.1448 P< 0.379	0.3909 P< 0.014
O ₂ DISUELTO	0.0535 P< 0.746	0.0236 P< 0.887	0.3453 P< 0.031	-0.1244 P< 0.451	-0.0016 P< 0.992
SOLID. TOT.	-0.0568 P< 0.731	-0.0178 P< 0.915	0.2278 P< 0.163	-0.1742 P< 0.289	-0.2893 P< 0.074
SOLID. SUSP.	-0.0029 P< 0.986	-0.0124 P< 0.940	-0.0603 P< 0.715	0.0046 P< 0.978	0.925 P< 0.576
ACEI-GRASAS	CORRELACIÓN			No. CASOS=22	
	0.2013 P< 0.369	0.2209 P< 0.323	-0.1123 P< 0.619	0.1627 P< 0.469	-0.0983 P< 0.663

Tabla 17. Matriz de correlación de los parámetros bacteriológicos y físicoquímicos obtenidos en el estudio.

Valor superior: coeficiente de correlación

Valor inferior: nivel de significancia

Los sólidos suspendidos y los sedimentos son un gran reservorio de patógenos que pueden ser resuspendidos y contaminar la arena y diseminarse a través del agua de mar (Ghinsberg, 1994), además de que les permite sobrevivir por largos periodos de tiempo generándose un fenómeno puramente físico llamado de "Efecto Protector" (Milne, 1989). Las cantidades elevadas de los sólidos impiden la penetración de la luz, disminuyen el oxígeno disuelto y limitan el desarrollo de la vida acuática y por consiguiente se generan organismos indeseables (Fujioka, 1981; Rodier, 1990), además de que afectan el aspecto estético de las aguas recreativas (Fiddes, 1989)

El decremento en el número de organismos indicadores o patógenos puede atribuirse al poder de dilución del agua (Dawe, 1978), a la presencia de microbiota natural (González, 1990), de sales inorgánicas, de la luz solar (considerado el factor más importante para la autopurificación del agua de mar) (Gameson, 1967; McCambridge, 1981; El-Sharkawi, 1989; Heimer, 1991), la salinidad, materia orgánica, la presión osmótica (Venkateswaran, 1989; Sanchez, 1991), metales pesados (Hood, 1982) y los bacteriófagos (García-Lara, 1991). Con todo lo anterior, se puede decir que en mucho la época del año determina el nivel de contaminación y la persistencia de las bacterias en el cuerpo de agua (Faust, 1976; Tillett, 1991).

5. DISCUSIÓN FINAL.

Al establecer criterios microbiológicos para las aguas recreativas, es necesario considerar el efecto de aplicar normas estrictas, que propicien efectos negativos sobre las actividades de aprovechamiento de recursos por la propia comunidad del lugar. Pero el no adaptarlas provocaría que los usuarios arriesgaran su salud al nadar en aguas contaminadas, además de que se afectaría la calidad del agua lo que a la larga incrementaría el tiempo y costo para su regeneración.

La SEDUE (1989) menciona lo siguiente:

"para poner en práctica la política ecológica es importante definir los criterios ecológicos de calidad del agua, por lo que las autoridades podrán calificar a los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados, constituyendo así la calidad mínima requerida para el uso o aprovechamiento del agua".

"la comparación de estos criterios les permitirá establecer programas de prevención y control de la contaminación del agua".

"los criterios para agua potable y con fines recreativos se enfocan a la protección de la salud humana, así como la de los organismos que habitan en el agua".

"para uso recreativo con contacto primario, también se tomó en cuenta que sostienen vida acuática dulceacuicola o marina".

Los efectos a la salud humana y a los organismos que habitan cuerpos de agua provocados por los contaminantes, dependen en gran medida de la naturaleza de los contaminantes que reciben las aguas y del grado de contacto que se tenga con ésta (Wade, 1989).

Los indicadores de contaminación que se evalúan rutinariamente tienen sus limitaciones, por lo que resulta importante el uso de más de un indicador microbiano para aguas marinas recreativas, que los complementen más no lo reemplacen (Cheung, 1990). A la par de evaluar a los indicadores clásicos, resultaría interesante evaluar a *Escherichia*

coli por encontrarse exclusivamente en heces de animales de sangre caliente (Mates, 1989; Feresu, 1990), además de otras especies que pueden causar infecciones en el hombre al entrar en contacto con aguas recreativas contaminadas, entre ellas tenemos a: *Mycobacterium marinum* (collins, 1985), *Salmonella*, *Shigella*, *Staphylococcus aureus* (Cherry, 1972; Lord, 1989), *Aeromonas hydrophila* (Alonso, 1991), vibrios lactosa positivos (Kueh, 1992), hongos como *Candida albicans* (Arcos, 1988), virus de la hepatitis A, virus coxsackie, virus tipo Norwalk, etc (Lord, 1989; Morris, 1991; Von Schirnding, 1993).

Finalmente el agua no es el único elemento que debe evaluarse en las aguas recreativas marinas, el análisis de la arena es importante realizarlo debido a que pueden acumularse una gran variedad de organismos patógenos (Chabasse, 1986; Arcos, 1988).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

La mala calidad bacteriológica sobre todo de la playa Villa del Mar, resultó perjudicial para la salud de las personas que en su momento nadaron en ese cuerpo de agua.

Básicamente el horario de las 10:00 horas resultó con más problemas de contaminación, debido a que posiblemente es durante el transcurso de la noche cuando son vertidos buena parte de los desechos municipales e industriales hacia el mar. Además de que los meses con mayores problemas de contaminación resultaron ser los que coincidieron con las épocas de mayor afluencia turística.

Las leyes mexicanas en materia de contaminación propuestas por la SEDUE (1989) y contenida en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente no cubren las expectativas actuales, sobretodo porque no incluyen a otros organismos con amplias posibilidades de ser evaluados conjuntamente con el grupo contenido en dicha ley. De igual forma los factores fisicoquímicos, que tienen gran influencia sobre los organismos y sobre las características de uso recreativo de un cuerpo de agua, deberían ser señalados de manera clara y precisa.

La relación CF:EF permitió dilucidar que el agua de la playa Villa del Mar, el horario matutino y los meses de noviembre, diciembre y abril (semana santa) se encontraron contaminados por desechos fecales humanos recientes.

La estabilidad de los estafilococos totales se debe a que fué recuperado en cualquier momento, lo que sugiere que podría proponerse su uso como indicador en la evaluación de las aguas recreativas, así como su inclusión dentro de la norma respectiva, además por la estrecha relación que guardan con *S. aureus*.

La presencia de *P. aeruginosa* es indicativa de riesgos potenciales a la salud de las personas que nadaron en Villa del Mar y Mocambo. Aunque oficialmente no se considera como indicador, su sola presencia es suficiente para evaluar la calidad del agua debido a su patogenicidad hacia el hombre.

Fue importante el no haber encontrado *V. cholerae* O1 en las playas por los efectos negativos que conllevaría su presencia en grandes números, sin embargo es importante destacar que la presencia de los indicadores nos señalan la posibilidad de encontrar algún otro microorganismo patógeno.

La calidad fisicoquímica de las playas resulta difícil de evaluar, ya que las condiciones están superpuestas a las condiciones climáticas diferentes que se presentaron durante el muestreo. A pesar de ello, los sólidos suspendidos y totales son los parámetros que dependen en gran parte de las actividades humanas que se realizaron en las playas.

Estadísticamente no existió relación alguna de los organismos indicadores (CT, CF y EF) con las bacterias patógenas.

El periodo vacacional fue la época con las mayores densidades de indicadores y patógenos

De manera general las densidades de los organismos indicadores y la presencia de los organismos patógenos tuvo un comportamiento constante a lo largo de los muestreos, tanto en el horario matutino como en el vespertino.

Villa del Mar resultó ser la playa con el índice de contaminación más alto, no adecuado para que se realicen actividades recreativas debido a las altas densidades de los indicadores de contaminación y a la presencia constante de las bacterias patógenas *P. aeruginosa* y *Staphylococcus aureus*.

Se recomienda que se realicen evaluaciones microbiológicas periódicas en las playas Villa del Mar y Mocambo, debido al nivel de contaminación que presentaron, y a que posiblemente se pudieran detectar microorganismos patógenos para el hombre.

Con los resultados obtenidos se propone que la norma mexicana en materia de contaminación hacia las aguas recreativas, debe modificarse y actualizarse, de manera que reúna parámetros de análisis de la calidad del agua más específicos para evitar en lo posible que los bañistas se arriesguen a adquirir alguna infección por nadar en aguas contaminadas.

Finalmente, cualquier desecho proveniente de hoteles y de las comunidades adyacentes a las playas deberían ser tratados antes de ser vertidos a ellas, pues es evidente que afectan la calidad y aspecto estético de un lugar, sobretodo en la época vacacional, por la gran afluencia de turismo.

BIBLIOGRAFÍA.

1. Ahtiainen, J., Niemi, M. y Jeusimies-Somer, H. 1991. Staphylococci in polluted waters and in waters of uninhabited areas. WAT. SCI. TECH. 24:103-108.
2. Alico, R.K. y Dragonjac, M.F. 1986. Evaluation of culture media for recovery of *Staphylococcus aureus* from swimming pools. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 51:699-702.
3. Alonso, J.L., Amorós, I. y Hernández, E. 1989. Recovery of Staphylococci species from marine recreational waters of Puebla de Farnals (Valencia, Spain). WAT. SCI. TECH. 21:239-241.
4. Alonso, J.L., Amorós, I. y Botella, M.S. 1991. Enumeration of motile *Aeromonas* in Valencia coastal waters by membrane filtration. WAT. SCI. TECH. 24: 125-128.
5. Anderson, I.C., Rhodes, M.W. y Kator, H.I. 1983. Seasonal variation in survival of *Escherichia coli* exposed *In situ* in membrane diffusion chambers containing filtered and nonfiltered estuarine water. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 45:1877-1883.
6. Antai, S.P. 1987. Incidence of *Staphylococcus aureus*, coliforms and antibiotic resistant strains of *Escherichia coli* in rural water supplies in Port Harcourt. J. APPL. BACTERIOL. 62:371-375.
7. APHA, AWWA y WPCF. 1992. Examen Microbiológico de las aguas. Parte 9000. En Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos. España. pp 1/9-260.
8. Arcos, M.L., de Vicente, A., Moríñigo, M.A., Romero, P. y Borrego, J.J. 1988. Evaluation of several selective media for recovery of *Aeromonas hydrophila* from polluted waters. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 54:2786-2792.
9. Ashbolt, N.J., Grohmann, G.S. y Kuch, C.S.W. 1993. Significance of specific bacterial pathogens in the assessment of polluted receiving waters of Sydney, Australia. WAT. SCI. TECH. 27:449-452.
10. Bernard, A.G. 1989. The bacteriological quality of tidal bathing waters in Sydney (Australia). WAT. SCI. TECH. 21:65-69.

11. Benarde, M.A. 1982 Indicators and Health Effects. En "Bacterial indicators of Pollution", Wesley O. Pipes (ed.). CRC Press EUA. pp 67-82.
12. Borrego, J.J., Florido, J.A., Mrocek, P.R. y Romero, P. 1987. Design and performance of a new medium for the quantitative recovery of *Staphylococcus aureus* from recreational waters. J. APPL. BACTERIOL. 63:85-93.
13. Botello, A.V., Villanueva, S., Ponce, G., Rueda, L., Wong, I., Barrera, G. 1995. La inficción costera: grave riesgo para diversas especies. En La Jornada Ecológica. Año 4, Número 37, miércoles 28 de junio. pp 4
14. Brodsky, M.H. y Ciebin, B.W. 1978. Improved medium for recovery and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* from water using membrane filters. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 36:36-42.
15. Bissonnette, G.K., Jezeski, J.J., McFeters, G.A. y Stuart, D.G. 1975. Influence of environmental stress on enumeration of indicator bacteria from natural waters. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 29:186-194.
16. Blake, P.A., Allegra, D.T., Snyder, J.D., Barrett, T.J., McFarland, L., Caraway, C.T., Feeley, J.C., Craig, J.P., Lee, J.V., Duhr, N.D. y Feldman, R.A. 1980. Cholerae - Possible endemic focus in the United States. N. ENG. J. MED. 302:305-309.
17. Cabelli, V.J. 1977. Indicators of recreational water quality. En Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. ASTM STP 635 A.W. Hoadley y B.J. Dutka (eds.). American Society for Testing and Materials. p.p 222-238.
18. Cabelli, V.J., Dufour, A.P., Levin, M.A., McCabe, L.J. y Haberman, P.W. 1979. Relationship of microbial indicators to Health effects at marine bathing beaches. AM. J. PUBLIC HEALTH. 69:690-696.
19. Cabelli, V.J., Dufour, A.P., McCabe, L.J. y Levin, M.A. 1982. Swimming - associated gastroenteritis and water quality. AM. J. PUBLIC HEALTH. 115:606-616
20. Cabelli, V.J. 1983. Public health and water quality significance of viral diseases transmitted by drinking water and recreational water. WAT. SCI. TECH. 15:1-5.
21. Cabelli, V.J. 1989. Swimming-associated illness and recreational water quality criteria. WAT. SCI. TECH. 21:13-21.

22. Carson, L.A., Petersen, N.J., Favero, M.S., Doto, I.L., Collins, D.E. y Levin, M.A. 1975. Factors influencing detection and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* by Most-Probable-Number and membrane filtration techniques. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 30:935-942.
23. Cartwright, R.Y. 1993. Diseases associated with the use of recreational waters: assessing their relationship to microbiological parameters. WAT. SCI. TECH. 27:195-198.
24. Chabasse, D., Laine, P., Simitzis-Le-Flohic, A.M., Martineau, B., El Hourch, M. y Beaud, J.P. 1986. Sanitary study of surface water and of the beach of a water sports and leisure complex. J. HYG. CAMB. 96:393-401.
25. Charoencra, N. y Fujioka, R.S. 1993. Assessment of *Staphylococcus aureus* bacteria in Hawaii's marine recreational waters. WAT. SCI. TECH. 27:283-289.
26. Cherry, W.B., Hanks, J.B., Thomason, B.M., Murlin, A.M., Biddle, J.W. y Croom, J.M. 1972. Salmonellae as an index of pollution of surface waters. APPL. MICROBIOL. 24:334-340.
27. Cheung, W.H.S., Chang, K.C.K., Hung, R.P.S. y Kleevens, J.W.L. 1990. Health effects of beach water pollution in Hong Kong. EPIDEMIOLOG. INFECT. 105:139-162.
28. Cheung, W.H.S., Chang, K.C.K. y Hung, R.P.S. 1991. Variations in microbial indicator densities in beach waters and health-related assessments of bathing water quality. EPIDEMIOLOG. INFECT. 106:329-344.
29. Chowdhury, M.A.R., Miyoshi, S.S., Yamanaka, H. y Shinoda, S. 1992. Ecology and distribution of toxigenic *Vibrio cholerae* in aquatic environments of a temperate region. MICROBIOS. 72:203-213.
30. Clausen, E.M., Green, B.L. y Litsky, W. 1977. Fecal streptococci: Indicators of pollution. En "Bacterial Indicators/Health Hazards associated with Water, ASTM STD 635. A.W. Hoadley y B.J. Dutka (eds.). American Society for Testing and Materials. pp 247-264.
31. Cohen, J. y Shuval, H.I. 1973. Coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci as indicators of water pollution. WATER, AIR, SOIL. POLL. 2:85-95.
32. Collins, C.H., Grange, J.M., Noble, W.C. y Yates, M.D. 1985. *Mycobacterium marinum* infections in man. J. HYG. CAMB. 94:135-149.

33. Colwell, R.R. y Kaper, J. 1977. *Vibrio* species as bacterial indicators of Potential Health Hazards associated with water. En "Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water, ASTM STP 635. A.W. Hoadley y B.J. Dutka (eds.). American Society for Testing and Materials. p.p. 115-125.
34. Colwell, R.R., Kaper, J. y Joseph, S.W. 1977. *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, and other vibrios: occurrence and distribution in Chesapeake Bay. SCIENCE. 198:394-396.
35. Colwell, R.R., Seidler, R.J., Kaper, J., Joseph, S.W., Garges, S., Lockman, H., Maneval, D., Bradford, H., Roberts, N., Remmers, E., Huq, I. y Huq, A. 1961. Occurrence of *Vibrio cholerae* serotype 01 Maryland and Louisiana estuaries. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 41:555-558.
36. Crockett, J.A., Hartley, K.T. y Williams, W.D. 1989. Setting and achieving water quality criteria for recreation. WAT. SCI. TECH. 21:71-76.
37. Daniel, W.W. 1987. Bioestadística. 2a edición. Ed. Limusa. p. 667.
38. de Vicente, A., Avilés, M., Codina, J.C., Borrego, J.J. y Romero, P. 1990. Resistance to antibiotic an heavy metals of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from natural waters. J. APPL. BACTERIOL. 68:625-632.
39. Dawe, L.L. y Penrose, W.R. 1978. "Bactericidal" property of seawater: Death or Debilitation?. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 35:829-833.
40. de Vicente, A., Codina, J.C. y Romero, P. 1991. Relationship between *Pseudomonas aeruginosa* and bacterial indicators in polluted natural waters. WAT. SCI. TECH. 24:121-124.
41. Drasar, B.S. 1992. Pathogenesis and ecology: the case of cholera. J. TROP. MED. HYG. 95:365-372.
42. Dufour, A.P. Y Cabelli, V.J. 1974. Membrane filter procedure for enumerating the component genera of the coliform group in seawater. APPL. MICROBIOL. 29:826-833.
43. Duval, J y Atlan, G. 1977. Estafilococos. En Técnicas en Bacteriología I. Aerobios. Daguet, G.L (ed.). Editorial JIMS. España.
44. El-Sharkawi, F. 1986. The pollution of the beaches of Alexandria due to the discharge of sewage: a case study. WAT. SCI. TECH. 18:273-278.

45. El-Sharkawi, F., El-Attar, L., Gawad, A.A. y Molazem, S. 1989. Some environmental factors affecting survival of fecal pathogens and indicators organisms in seawater. *WAT. SCI. TECH.* 21:115-120.
46. Evans, J.B. 1977. Coagulase positive staphylococci as indicators of Potencial Health Hazards from water. En "bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water, ASTM STP 635. A.W. Hoadley y B.J. Dutka (eds.). American Society for Testing and Materials. pp 126-130.
47. Favero, M.S. 1985. Microbiologic indicators of health risks associated with swimming. *AM. J. PUBLIC. HEALTH.* 75: 1051-1054.
48. Faust, M.A., Aotaky, A.E. y Hargadon, M.T. 1975. Effect of physical parameters on the *in situ* survival of *Escherichia coli* MC-6 in an estuarine environment. *APPL. MICROBIOL.* 30:800-806.
49. Faust, M.A. 1976. Coliform bacteria from diffuse sources as a factor in estuarine pollution. *WAT. RESEARCH.* 10:619-627.
50. Feresu, S.B. y Van Sickle, J. 1990. Coliforms as a measure of sewage contamination of the River Zambezi. *J. APPL. BACTERIOL.* 68:397-403.
51. Fiddes, D. y Lack, T.J. 1989. Management of recreational water quality in estuaries and coastal waters- An integrated strategy. *WAT. SCI. TECH.* 21:83-92.
52. Fujioka, R.S., *et. al.* 1981. Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in sea water. *APPL. ENVIRON. MICROBIOL.* 41:590-595
53. Gameson, A.L.H. y Saxon, J.R. 1967. Field studies on effect of daylight on mortality of coliform bacteria. *WAT. RESEARCH.* 1:279-295.
54. García-Lara, J., Menon, P., Servais, P. y Billen, G. 1991. Mortality of fecal bacteria in seawater. *APPL. ENVIRON. MICROBIOL.* 57:885-888.
55. Geldreich, E.E. 1972. Buffalo lake recreational water quality: a study in bacteriological data interpretation. *WAT. RES.* 6:913-924.
56. Ghinsberg, R.C., BarDov, L., Rogol, M., Sheinberg, Y. y Nitzan, Y. 1994. Monitoring of selected bacteria and fungi in sand and sea water along the Tel Aviv coast. *MICROBIOS.* 77:29-40.

57. Giono, S. 1993. *Vibrio cholerae* y vibrios no coléricos. En El Cólera: epidemias, endemias y pandemias. J. Kumate, J. Sepúlveda y G. Gutiérrez (eds.). Ed. Interamericana. McGraw Hill. p.p 93-111.

28. González, J.M., Iriberry, J., Egea, L. y Barcina, I. 1990. Differential rates of digestion of bacteria by freshwater and marine phagotrophic protozoa. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 56:1851-1857.

59. Grant, W.D. y Long, P.E. 1987. Microbiología Ambiental. Ed Acribia. España. p. 222.

60. Haider, T., Sommer, R. y Stanek, G. 1993. Microflora in external auditory canals of recreational scuba-divers and swimmers related to the tropical waterflora of a coral island. WAT. SCI. TECH. 27:187-193.

61. Heimer, R., Hespanhol, I. y Saiba, L.J. 1991. Public health criteria for the aquatic environment: recent WHO guidelines and their application. WAT. SCI. TECH. 24:35-42.

62. Hoadley, A.W. 1977. Potencial health hazards associated with *Pseudomonas aeruginosa*. En "Bacterial Indicators/Health hazards associated with water", ASTM STP 635. A.W. Hoadley y B.J. Dutka (eds.). American Society for Testing and Materials. pp 80-114.

63. Hood, M.A. y Ness, G.E. 1982. Survival of *Vibrio cholerae* and *Escherichia coli* in estuarine waters and sediments. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 43:578-584.

64. Huq, A., Colwell, R.R., Rahman, R., Ali, A., Chowdhury, M.A.R., Parveen, S., Sack, D.A. y Russek-Cohen, E. 1990. Detection of *Vibrio cholerae* 01 in the aquatic environment by fluorescent-monoclonal antibody and culture methods. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 56:2370-2373.

65. INDRE. 1991. Manual de *Vibrio cholerae* 01. Laboratorio de bacteriología entérica. INDRE. p 30.

66. INEGI, 1992. Mapa topográfico de Veracruz, México E14B49. 2a. edición. INEGI. México.

67. Johnston, J.M., McFarland, L.M., Bradford, H.B. y Caraway, C.T. 1983. Isolation of nontoxigenic *Vibrio cholerae* 01 from a human wound infection. J. CLIN. MICROBIOL. 17:918-920.

68. Jones, F. 1981. Bacterial pollution of marine waters from the disposal of sewage and sewage sludge to sea. *WAT. SCI. TECH.* 14:61-70.
69. Kaysner, C.A., Abeyta, C., Wekell, M.M., DePaola, A., Stott, R.F. y Leitch, J.M. 1987. Incidence of *Vibrio cholerae* from estuaries of the United States West Coast. *APPL. ENVIRON. MICROBIOL.* 53:1344-1348.
70. Kaper, J., Lockman, H., Cowell, R.R. y Joseph, S.W. 1979. Ecology, serology, and enterotoxin production of *Vibrio cholerae* in Chesapeake Bay. *APPL. ENVIRON. MICROBIOL.* 37:91-103.
71. Kenyon, J.E., Gillies, D.C., Piexotc, D.R. y Austin, B. 1983. *Vibrio cholerae* (non-01) isolated from California coastal waters. *APPL. ENVIRON. MICROBIOL.* 46:1232-1233.
72. Kfir, R., Burger, J.S. y Idema, G.K. 1993. Detection of *Salmonella* in shellfish grown in polluted seawater. *WAT. SCI. TECH.* 27:1-44.
73. Kueh, C.S.W., Kutarski, P. y Brunton, M. 1992. Contaminated marine wounds-the risk of acquiring acute bacterial infection from marine recreational beaches. *J. APPL. BACTERIOL.* 73:412-420.
74. Levin, M.A., Fischer, J.R. y Cabelli, V.J. 1975. Membrane filter technique for enumeration of enterococci in marine waters. *APPL. MICROBIOL.* 30:66-71.
75. Livingstone, D.J. 1982. The effect of submarine wastewater discharge on the bacterial quality of surf waters. *WAT. SCI. TECH.* 14:1-11.
76. Lord, D.A., Grabow, W.O.K. y Roberts, N.J. 1989. Dispersion of sewage wastes in nearshore coastal waters: applicability of water quality criteria. *WAT. SCI. TECH.* 21:77-81.
77. Love, M., Teebken-Fisher, D., Hose, J.E., Farmer III, J.J., Hickman, F.W. y Fanning, G.R. 1981. *Vibrio damsella*, a marine bacterium, causes skin ulcers on the damselfish *Chromis punctipunnis*. *SCIENCE.* 214:1139-1140.
78. Mates, A. 1992. The significance of testing for *Pseudomonas aeruginosa* in recreational seawater beaches. *MICROBIOS.* 71:89-93.
79. Mates, A. y Schaffer, M. 1988. Quantitative determination of *Escherichia coli* from faecal coliforms in seawater. *MICROBIOS.* 53:161-165.

80. MacFaddin, J.F. 1991. Pruebas Bioquímicas para la identificación de Bacterias de importancia clínica. Ed. Médica Panamericana. México. p. 301.
81. Martínez, R.B.N. 1988. Estudio de la calidad bacteriológica de agua de piscina por *Pseudomonas aeruginosa*, coliformes totales y coliformes fecales. Tesis Licenciatura Biología. UNAM Iztacala. p 81.
82. McCambridge, J. y McMeekin, T.A. 1981. Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of focal and other bacteria. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 41:1083-1087.
83. McNeill, A.R. 1992. Recreational Water Quality. En Pollution in Tropical Aquatic Systems. Editores: Conell, D.S. y Hawker, D.W. CRC PRESS. Inglaterra. pp 193-216.
84. Milne, D.P., Curran, J.C., Findlay, J.S., Crowther, J.M. y Wallis, S.G. 1989. The effect of estuary type suspended solids on survival of *Escherichia coli* in saline waters. WAT. SCI. TECH. 21:61-65.
85. Milne, D.P., Curran, J.C., Findlay, J.S., Crowther, J.M., Bennett, J. y Wood, B.J.B. 1991. The effect of dissolved nutrients and inorganic suspended solids on the survival of *Escherichia coli* in seawater. WAT. SCI. TECH. 24:133-136.
86. Morris, G.J. y Black, R.E. 1985. Cholera and other vibrioses in the United States. N. ENGL. J. MED. 312:343-350.
87. Morris, R. 1991. The EC bathing water virological standard. is it realistic?. WAT. SCI. TECH. 24:49-52.
88. Moriñigo, M.A., Córnaç, R., Muñoz, M.A., Romero, P. y Borrego, J. 1990. Relationships between *Salmonella* spp. and indicator microorganisms in polluted natural waters. WAT. RES. 24:117-120.
89. Moriñigo, M.A., Martínez-Marzanares, E., Muñoz, M.A., Balebona, M.C. y Borrego, J.J. 1993. Reliability of several microorganisms to indicate the presence of *Salmonella* in natural waters. WAT. SCI. TECH. 127:471-474.
90. Myatt, D.C. y Davis, G.H.G. 1989. Isolation of medically significant *Vibrio* species from riverine sources in South East Queensland. MICROBIOS. 60:111-123.

91. Nair, B.G., Oku, Y., Takeda, Y., Ghosh, A., Ghosh, R.K., Chattopadhyay, S., Pal, S.C., Kaper, J.B. y Takeda, T. 1983. Toxin profiles of *Vibrio cholerae* non-O1 from environmental sources in Calcutta, India. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 54:3180-3182.
92. Olivieri, V.P. 1982. Bacterial Indicators of Pollution. En "Bacterial Indicators of Pollution", Wesley O. Pipes. CRC Press. EUA. pp 21-41.
93. O'Keefe, B. y Green, J. 1989. Coliphages as indicators of fecal pollution at three recreational beaches on the Firth of Forth. WAT. RES. 23:1027-1030.
94. Pellett, S., Bigley, V.D. y Grimes, J.D. 1983. Distribution of *Pseudomonas aeruginosa* in riverine ecosystem. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 45:328-332.
95. Pitlik, S., Berger, S.A. y Hummer, D. 1987. Nonenteric infections acquired through contact with water. REV. INFECT. DIS. 9:54-63.
96. Porrua (eds.). 1995. Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. 11a edición. Leyes y Códigos de México, Ed. Porrua. México. pp 267-298.
97. Rhodes, M.W. y Kater, H. 1988. Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp in estuarine environments. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 54:2902-2907.
98. Robertson, W.J. y Tobin, R.S. 1983. The relationship between three potential pathogens and pollution indicator organisms in Nova Scotia coastal waters. CAN. J. MICROBIOL. 29:1261-1269.
99. Robertson, W.J. 1984. Pollution indicators and potential pathogenic microorganisms in estuarine recreational waters. CAN. J. PUBLIC HEALTH 75:19-24.
100. Robinton, E.D. 1966. A quantitative and qualitative appraisal of microbial pollution of water by swimmers: a preliminary report. J. HYG. 64:489-499.
101. Robles, V.E. Manual del curso de capacitación: Evaluación de la calidad fisicoquímica y bacteriológica del agua y aguas de desecho. UNAM-IZTACALA. p. 73.
102. Roch, U.E. 1964. Bacteriología Especial: Vibrión colérico. En Bacteriología y Virología Médicas. 2a. edición. Ed. Porrua. México. pp 143-150.
103. Rodier, J. 1990. Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales y agua de mar. 7a. parte. Ediciones Omega. España. pp 803-906.

104. Römling, U., Wingender, J., Müller, H. y Tümmler, B. 1994. A major *Pseudomonas aeruginosa* clone common to patients and aquatic habitats. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 60:1734-1738.
105. Salas, H.J. 1989. Calidad del agua en el medio marino. Historia y aplicación de normas microbiológicas. BOL. OF. SANIT. PANAM. 107:226-238.
106. Sanchez, P.S., Agudo, E.G., Castro, F.G., Alves, M.N. y Martins, M.T. 1986. Evaluation of the sanitary quality of marine recreational waters and sands from beaches of the Sao Paulo State, Brazil. WAT. SCI. TECH. 18: 61-72.
107. Sanchez, P.S. 1991. Manual de Métodos de aislamiento e identificación de *Vibrio cholerae* en aguas. CETESB. Brasil. p. 79.
108. Scarpino, P.V. 1971. Bacterial and viral analysis of water and waste water. En Water and Water Pollution Handbook. vol. 2. L.L. Ciaccio (ed). Editorial Marcel Dekker. EUA. pp 639-751.
109. Scheffler, W. 1981. Bioestadística. Fondo Educativo Interamericano. México. p. 266.
110. Scott, W.J. 1932. Survey of Connecticut's shore bathing waters. PUBLIC HEALTH ENGR. 19:316.
111. SEDUE. 1989. Acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89. Diario Oficial de la Federación. Tomo CDXXXV. no. 9, 13 de diciembre. México. pp 2-23.
112. Sepúlveda, J. 1993. Epidemiología y cólera. En El Cólera: epidemias, endemias y pandemias. J. Kumate, J. Sepúlveda, G. Gutiérrez (eds.). Ed. Interamericana-McGraw Hill. pp 169-184.
113. Seyfried, P.L. y Cook, R.J. 1984. Otitis externa infections related to *Pseudomonas aeruginosa* levels in five Ontario lakes. CAN. J. PUBLIC HEALTH 75:83-91.
114. Stevenson, A.H. 1953. Studies of bathing water quality and health. AM. J. PUBLIC HEALTH 43:529-538.
115. Spira, W.M: y Ahmed, Q.S. 1981. Gauze filtration and enrichment procedures for recovery of *Vibrio cholerae* from contaminated waters. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 42:730-733.

116. Taro, Y. 1973. Estadística. Ed. Harla. México.
117. Tillett, H.E. 1993. Potencial inaccuracy of microbiological counts from routine water samples. WAT. SCI. TECH. 27:15-18.
118. Tison, D.L. y Kelly, M.T. 1986. Virulence of *Vibrio vulnificus* strains from marine environments. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 51:1004-1006.
119. Tison, D.L., Nishibuchi, M., Seidler, R.J. y Siebeling, R.J. 1986. Isolation of non-01 *Vibrio cholerae* serovars from Oregon coastal environments. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 51:444-445.
120. Tobin, R.S. y Ward, W.M. 1984. Guidelines for Canadian recreational water quality. CAN. J. PUBLIC HEALTH 75:15-18.
121. Venkateswaran, K., Takai, T., Navarro, I.M., Nakano, H., Hashimoto, H., y Siebeling, R.J. 1989. Ecology of *Vibrio cholerae* non-01 and *Salmonella* spp and role of zooplankton in their seasonal distribution in Fukuyama coastal waters, Japan. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 55:1591-1598.
122. Von Schirmding, Y.E.R., Strauss, N., Robertson, P., Kfir, R., Fattal, B., Mathee, A., Franck, M. y Cabelli, V.J. 1993. Bather morbidity from recreational exposure to sea water. WAT. SCI. TECH. 27:183-186.
123. Wade, A. 1989. Water, health, recreation and tourism. WAT. SCI. TECH. 21:297-302.
124. Watkins, W.D. y Cabelli, V.J. 1985. Effect of fecal pollution on *Vibrio parahaemolyticus* densities in an estuarine environment. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 49:1307-1313.
125. Wiesmann, E. 1982. Microbiología Médica. 2a. edición. Salvat Editores. España.
126. Witton, C.J. 1965. Bacterias Patógenas: estreptococos y estafilococos. En Witton's Microbiología. Ed. Continental. pp 469-492.
127. Yoshpe-Purer, Y. y Golderman, S. 1987. Ocurrance of *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa* in Israeli coastal water. APPL. ENVIRON. MICROBIOL. 53:1138-1141.

ANEXO

Medios de cultivo empleados en el análisis bacteriológico.

— CALDO LACTOSADO.

Extracto de carne	3 gr
Peptona	5 gr
Lactosa	5 gr
Agua destilada	1000 ml

Esterilizar a 121° C durante 15 minutos y vaciar en tubo con campana Durham.

— CALDO BILIS VERDE BRILLANTE AL 2 %.

Bilis de buey deshidratada	20 gr
Lactosa	10 gr
Peptona de gelatina	10 gr
Verde Brillante	3.3 mg
Agua destilada	1000 ml

Esterilizar a 121° C durante 15 minutos y vaciar en tubo con campana Durham.

— CALDO EC.

Triptosa	20 gr
Lactosa	5 gr
Sales de bilis No. 3	1.5 gr
K ₂ HPO ₄	4 gr
KH ₂ PO ₄	1.5 gr
Agua destilada	1000 ml

Esterilizar a 121° C durante 15 minutos y vaciar en tubo con campana Durham.

CALDO AZIDA DE SODIO.

Extracto de carne	4.5 gr
Polipeptona	15 gr
Dextrosa	7.5 gr
NaCl	7.5 gr
Azida de Sodio	0.2 gr
Agua destilada	1000 ml

Esterilizar a 121° C durante 15 minutos y vaciar en tubo con campana Durham.

CALDO EVA.

Triptosa	20 gr
Dextrosa	5 gr
K ₂ HPO ₄	2.7 gr
KH ₂ PO ₄	2.7 gr
NaCl	5 gr
Azida de Sodio	0.4 gr
Etil violeta	0.83 mg
Agua destilada	1000 ml

Esterilizar a 121° C durante 15 minutos y vaciar en tubo con campana Durham.

VOGEL-JOHNSON.

Peptona de caseína	10 gr
Extracto de levadura	5 gr
Manitol	10 gr
K ₂ HPO ₄	5 gr
Cloruro de Litio	5 gr
Glicerina	10 gr
Agar	16 gr
Rojo fenol	25 mg
Agua destilada	1000 ml

Calentar para disolver y esterilizar a 121° C durante 15 minutos dejando enfriar a 50° C, enseguida agregar 20 ml de Telurito de Potasio al 1 % y vaciar en placa.

AGAR BASE SANGRE.

Extracto músculo de corazón	10 gr
Triptosa	10 gr
NaCl	5 gr
Agar	15 gr
Agua destilada	1000 ml

Dejar reposar por diez minutos y enseguida calentar hasta disolver. Esterilizar a 121° C durante 15 minutos.

GELATINA NUTRITIVA.

Peptona de gelatina	5 gr
Extracto de carne de res	3 gr
Gelatina	120 gr
Agua destilada	1000 ml

Calentar hasta disolverse y esterilizar a 121° C por 15 minutos.

BASE CALDO ROJO FENOL.

Peptona de caseína	10 gr
NaCl	5 gr
Rojo fenol	180 mg
Agua destilada	1000 ml

Disolver 5 gr de Maltosa o 5 gr de Sacarosa por litro de medio y colocarlo en tubo con campana Durham. Esterilizar a 118° C por 10 minutos.

— AGAR NUTRITIVO.

Extracto de carne	3 gr
Peptona de carne	5 gr
Agar	15 gr
Agua destilada	1000 ml

Disolver calentándolo hasta ebullición, enseguida esterilizarlo a 121° C por 15 minutos.

BASE AGAR CETRIMIDA.

Peptona de gelatina	20 gr
Cloruro de Magnesio	1.4 gr
Sulfato de Potasio	10 gr
Cetrimida	0.3 gr
Agar	13.6 gr
Agua destilada	1000 ml

Agregar 10 ml de glicerol y dejar remojar por 10 minutos, posteriormente calentarlo hasta ebullición y esterilizarlo a 121° C por 15 minutos.