

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO



INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR

**Estudio de la Calidad Reglamentaria y Ecológica
de las aguas costeras en la Bahía de Acapulco
Gro., y proximidades, realizado de noviembre
de 1978 a marzo de 1979.**

TESIS DE POSTGRADO

M. Ciencias (B. Mar.)

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Silvia Domínguez Parra



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

I N D I C E

		Página
I	RESUMEN	1 - 4
II	INTRODUCCION	5 - 9
III	REVISION BIBLIOGRAFICA	10 - 12
	Primeros Vestigios de la Conta- minación.	10
	Contaminación de las Zonas Cos- teras.	10
	Contaminación de las aguas mari- nas costeras recreacionales.	11
	Calidad de las aguas costeras empleadas para uso recreativo.	16
	Función del Indicador.	18
	Clasificación de los Indicadores	19
	Indicadores Fecales Absolutos	27
	Indicadores Naturales	28
	Reglamentación de la Calidad del Agua.	43
IV	AREA DE ESTUDIO	73 - 81
V	MATERIALES Y METODOS	82 - 88
VI	RESULTADOS Y DISCUSION	89 - 112
VII	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	113 - 118
VIII	BIBLIOGRAFIA	120 - 143
IX	APENDICE	144 - 153

I R E S U M E N

La estimación de las condiciones fisicoquímicas , químicas y biológicas naturales del medio marino, y en especial de las aguas costeras, ha sido estudiada ampliamente y con fines de conocimiento puro. Sin embargo, dadas las condiciones denominadas actualmente " calidad ambiental " se ha llegado a la necesidad de controlarlas a través de reglamentaciones que conduzcan al menor cambio y al manejo razonable de este amplio y diverso ecosistema.

Dado lo anterior, el presente estudio se enfoca a evaluar la calidad reglamentaria de las aguas costeras, de uso recreativo, localizadas en tres zonas : la bahía de Acapulco, Gro.; la zona oceánica (localizada frente a la Roqueta); y la zona costera externa a la bahía o las Playas de Mozimba y Olvidada. Así como, también, se realiza una revisión bibliográfica y análisis de los conceptos para enmarcar reglamentos que en nuestro país aún son escasos y poco específicos.

Se realizaron determinaciones de algunas variables fisicoquímicas (temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto, transparencia), químicos (NH_4 , NO_3 y PO_4 totales) y microbiológicos (bacterias coliformes totales). Las determinaciones se realizaron durante los cinco meses que duró el muestreo (noviembre de 1978 a marzo de 1979).

Los valores promedio de temperatura del agua en las tres zonas de estudio (bahía de Acapulco, zona oceánica y zona costera externa de las Playas de Mozimba y Olvidada fueron de 30.25, 30.52. y 28.50 °C respectivamente, -

sin presentar, practicamente, variaciones entre si.

La transparencia osciló entre 3.87 , 11.11 y 3.82 metros en cada zona, respectivamente, y la salinidad correspondió a 34.98, 34.24 y 31.97 ‰, respectivamente.

La mas baja concentración de oxígeno disuelto se registró en la zona oceánica o boca de la bahía, con un promedio de 3.73 mg/l, la bahía y las Playas de Mozimba y Olvidada presentaron valores promedio de 4.45 y 4.10 mg/l respectivamente, valores que desde el punto de vista reglamentario considerando los criterios norteamericano y europeo, estos valores estan fuera de los limites establecidos, por lo cual no se consideran recomendables para una zona costera con fines recreativos; sin embargo, según su porcentaje de saturación (83 %) este valor indica que son aceptables --ecologicamente.

Al analizar las variables químicas elegidas, se registraron los siguientes resultados en las zonas estudiadas (Bahía de Acapulco, zona oceánica y playas de Mozimba y Olvidada): 0.7326, 0.9988 y 1.68 mg/l de NH_4^+ ; 0.4684, 0.4332 y 0.4352 mg/l de NO_3^- ; y 0.152, 0.0336 y 0.3323 mg/l de PO_4^{3-} . Los valores registrados en la zona de la bahía y Playas de Mozimba y Olvidada para los tres parámetros químicos estan por arriba de los límites establecidos por algunas reglamentaciones norteamericanas y europeas, a pesar de esto, desde el punto de vista ecológico estos mismos son normales

Para calcular la contaminación antropogénica debida a la llegada de aguas domésticas o residuales, se procedió a evaluar bacterias coliformes totales por dos métodos,

utilizando la cuenta de número mas probable (NMP); y utilizando el subíndice de calidad bacteriológica para aguas costeras recreacionales, desarrollado por Walski y Parker (1974). En cuanto a NMP, los resultados fueron en las tres zonas 1) bahía, 2) oceánica y 3) playas de Mozimba Y Olvidada de 34.33×10^3 , 1368.30 y 89.80 bacterias coliformes totales / 100 ml respectivamente; en tanto que la evaluación del subíndice de calidad bacteriológica de Walski y Parker fue de 0.6477 , 0.9804 , y 0.0 .

Estas dos interpretaciones de la variable bacteriológica, permitieron conocer que las tres zonas son inadecuadas para ser usadas con fines recreativos o para cultivo de especies marinas o pesca. Las playas de Mozimba y Olvidada, en particular fueron la zona mas inadecuada; ésta actualmente no se emplea con fines recreativos.

Para obtener una interpretación global de la situación sanitaria, se utilizó el " índice de calidad " ideado por Walski y Parker (1974), el cual emplea los valores obtenidos para algunas variables fisicoquímicas, químicas y biológicas. Este índice mostró cifras en cada una de las tres zonas estudiadas de 0.71946 , 0.79238 y 0.55426. De acuerdo a estos resultados, en tanto que las playas de Mozimba y Olvidada presentaron un valor del " índice de calidad " francamente inaceptable para considerar esta zona adecuada para fines de recreación, pesca o cultivo de moluscos; la bahía y zona oceánica en particular obtuvieron índices que si bien no indicaron una elevada contaminación antropogénica, por lo cual son recomendables para los fines arriba mencionados, esto puede explicarse que dado a

las características oceanográficas, así como las de circulación y meteorológicas imperantes en la época en que se realizó el estudio coadyuvaron para disminuir la capacidad autodepuradora de estas regiones.

II INTRODUCCION

Las actividades humanas tendientes al desarrollo urbano e industrial de las zonas costeras de importancia turística y pesquera, pueden provocar el deterioro del medio marino, ya que los asentamientos humanos exigen la creación de una infraestructura, instalación de drenajes, tuneles emisores, descargas de desechos provenientes del centro urbano y alrededores. Las descargas (continuas e intermitentes), vierten desechos a las zonas costeras (bahías, estuarios, lagunas y ríos, etc.; Vesilind, 1975).

Los desechos vertidos al agua marina pueden ser : 1) domésticos (excretas, aguas residuales), 2) industriales (aguas residuales de la industria alimenticia, hotelera, de rastro de tintorerías, e industria química (fenoles, H_2S , H_2SO_4 , CO_3 , materia orgánica, hidrocarburos del petróleo, etc. entre otras). Resulta difícil, por lo tanto , hacer una división entre las dos clases de desechos.

El agua empleada en estos usos al ser descargada a las regiones costeras las contamina, y, a pesar de que en ellas se llevan a cabo mecanismos de dilución y mezcla, estas aguas pueden ser incapaces de reabsorber los contaminantes, cuando sus concentraciones rebasan la capacidad autodepuradora del océano. Este problema de contaminación marina es importante, debido a que : 1) El agua contaminada trans-

porta al medio marino agentes patógenos para el hombre (bacterias coliformes, virus y protozoarios) a través de la ingestión directa o por alimentos marinos (organismos filtradores: ostión de roca, Crassostrea virginica, etc.). 2) Contribuye a la destrucción de la flora y fauna del fondo marino. 3) Disminuye, las tasas de fotosíntesis. 4) Destruye los lugares de recreo.

Distintas organizaciones mundiales Organización Mundial de la Salud (OMS, 1972); Comunidad Económica Europea (CEE, 1975); Organización Marítima Internacional, (IMO, 1982); Programa Ambiental de las Naciones Unidas, (UNEP, 1982) y en cierta forma algunas instituciones nacionales, han elegido algunas variables físicas, químicas y biológicas para determinar la calidad del agua reglamentaria en una región costera. Entre las variables químicas están: determinación de nitrógeno total, de nitratos y nitritos (Diario Oficial, 1975), determinación de la demanda química de oxígeno (Diario Oficial, 1976). La selección de una concentración determinada de una variable química, que informe sobre la calidad del agua establecida en un reglamento sanitario aplicable a una zona costera, constituye un problema complejo, pues en muchos casos se desconocían las concentraciones naturales en que se presentan algunos compuestos químicos.

La selección de las variables fisicoquímicas, químicas y biológicas que permitan determinar la calidad del agua por reglamento, en una zona costera destinada a actividades recreativas varía de acuerdo al país o estado en que se realice la reglamentación; también se debe considerar la distinta naturaleza de la zona costera (bahía, laguna costera, estuario; Camp et. al., 1974).

Debido a que la mayoría de los reglamentos que rigen la calidad del agua costera para fines recreativos resultan en muchos casos, particulares, en los últimos años se ha observado un interés creciente a nivel internacional (OMS, FAO fide Abroggi et. al., 1979) por determinar la efectividad de los reglamentos que establecen la calidad del agua en la zona costera. Entre los aspectos principales que se han considerado analizar están :

1) Realizar un balance de la metodología empleada en la determinación de variables fisicoquímicas, químicas y biológicas, realizar intercalibraciones de las técnicas empleadas por los distintos países involucrados en problemas de la contaminación de una región oceanográfica común, con el objeto de obtener valores guía y obligatorios, mucho más precisos para estimar dicha calidad (FAO, 1979).

2) Se ha opinado que los parámetros utilizados hasta ahora para establecer la calidad por reglamento de un agua costera utilizada en actividades recreativas, no reflejan la calidad del ecosistema marino, pues este tipo de calidad solo ha manejado el problema relativo al daño provocado en la salud pública, sin considerar los efectos producidos al ecosistema marino.

The Environmental Protection Agency (EPA, 1984) propuso una revisión a la lista de análisis químico publicados en marzo de 1982, a raíz de eso, en los últimos 36 meses se han registrado alrededor de 60 contaminantes diversos entre compuestos químicos orgánicos, inorgánicos, radio nucleidos y microorganismos. Esta organización propuso monitoreos anuales para evaluar el aumento o disminución de contaminantes en el medio ambiente y , elegir las concentraciones máximas permisibles en que un compuesto puede exis--

tir en el medio ambiente sin causarle daño.

En los antecedentes se hace una revisión exhaustiva y un análisis de la bibliografía reportada de los diversos indicadores y variables hasta ahora desarrollados para evaluar la calidad del agua de la zona costera. Esta revisión sirve para enmarcar el estado actual del conocimiento sobre reglamentaciones sanitarias que han adoptado algunos países y en el nuestro, en el cual, es escasa. Así mismo se observa la gran diversidad de criterios existentes, situación que a motivado en los últimos años a un interés creciente, por diversas organizaciones internacionales (Comunidad Económica Europea, FAO, UNESCO) , a uniformizar criterios y poder establecer una reglamentación internacional que permita proteger efectivamente, además de la salud humana, los recursos marinos que existen en la Zona costera, (incluyendo la plataforma continental).

El propósito de este trabajo, además de la revisión bibliográfica, fue el de determinar algunos parámetros : físicoquímicos, químicos, microbiológicos y climatológicos, que ayudaran a interpretar la situación sanitaria de tres distintas zonas de estudio de la bahía de Acapulco, Gro.; Zona oceánica exterior a la bahía; y las playas de Mozimba y Olvidada.

Para realizar la evaluación de la calidad se utilizó el criterio establecido por Walski y Parker, 1974.

La falta de interpretación de un índice de calidad basada en reglamentos, así como la escasa información integrada realizada por estudios anteriores (Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1972, 1973, 1975 y 1978)

en esta bahía de intensa actividad recreativa y turística,
motivó aún mas la realización de este estudio.

III REVISION BIBLIOGRAFICA

Primeros Vestigios de Contaminación.

A través del proceso evolutivo y conocimiento del hombre, ocurrió la aparición de nuevas necesidades que indujeron a la creación de nuevos instrumentos e industrias, y con ello a la aparición de residuos y basuras que fueron expuestos al ambiente, iniciándose un proceso de acumulación de materiales (Vesilind, 1975).

La contaminación del ambiente nació paralelamente con el surgimiento de las primeras civilizaciones; sin embargo, permaneció oscuro durante algunos siglos. Los primeros antecedentes de la contaminación terrestre se registraron en la Edad Media (Saarinen, 1967).

A partir del siglo XIX se ha registrado un aumento de nuevos compuestos liberados al ambiente, proceso que se ha repetido hasta nuestros días, multiplicándose el número y tipo de contaminantes liberados que provocan una acumulación del material bio y no biodegradable (Walker, 1971).

Contaminación de las Zonas Costeras.

El hombre, desde los inicios de las primeras civilizaciones hasta nuestros días, ha preferido establecer sus ciudades al margen de las zonas ribereñas o costeras. A través del tiempo este establecimiento provocó una altera-

ción gradual del ambiente, y, en algunos casos, la deterioración cada vez mas acentuada de estas zonas, las modificaciones son el resultado de factores tales como : el crecimiento urbano e industrial, la reducción de zonas fértiles y vírgenes, la deforestación, el vertimiento de desechos industriales y urbanos, derivados de la actividad antropogénica (Lazaro, 1979).

Contaminación de las Aguas Costeras Recreacionales.

Los posibles daños a la salud humana que produce la zona costera usada para la recreación (natación, buceo, pesca deportiva, entre otras), cuando esta contaminada -- por aguas o lodos residuales de origen doméstico o industrial, se empezaron a evaluar en la segunda mitad de este siglo (Moore, 1971). Entre las enfermedades reportadas causadas por el contacto con aguas de bahías o zonas costeras recreativas, contaminadas con descargas urbanas, se citan las siguientes :

La poliomielitis es una enfermedad viral que ha sido contraída por algunos bañistas que acuden a las zonas costeras recreativas; en Inglaterra se citan alrededor de 2970 casos en el año de 1953 (Moore, 1954) y 2 casos en los Estados Unidos de Norteamérica (Morris, 1954). Según Morris (1954), de 361 pacientes que enfermaron solo el 4% dió cultivos positivos para el virus de la poliomielitis. Entre 1966 y 1970 se comunicaron 521 casos de esta enfermedad en Argelia, 415 en España, 151 en Francia, 33 en Grecia y 1604 en Turquía. Estas comunicaciones se refieren únicamente a casos clínicos de poliomielitis que se manifiestan como parálisis. De los estudios realizados en --- Montpellier, Marsella (Francia), se desprende que los --

principales agentes causantes de la poliomielitis fueron : Adenovirus, Coxsackie virus A, Coxsackie virus B, los virus se aislaron solamente de pacientes hospitalizados; se desconoce el porcentaje de individuos que anualmente contraen poliomielitis, procedente de aguas costeras contaminadas, que no se someten a tratamiento médico. La falta de conocimiento y registro de algunos casos, hace imposible efectuar una evaluación global exacta del número de personas que contraen esta enfermedad por esta vía. Un alto porcentaje de casos de poliomielitis se ha registrado durante la estación vacacional , indicando que la transmisión de los microorganismos causantes de esta enfermedad proviene de personas en fermas que entran en contacto con el agua de baño; de algunos de estos enfermos se logró aislar alrededor de un 15 % de virus Coxsackie B-2 (Morris, 1954).

La gastroenteritis es causada por un grupo de bacterias como las coliformes fecales entre ellas Salmonella. Dicha enfermedad provoca en el hombre una gran variedad de síntomas, van desde una enteritis hasta una septicemia. Durante el año de 1939 se registraron casos de gastroenteritis en los Estados Unidos de Norteamérica y en el Canada (Cox, 1941) ; y en Israel en 1964 se notificó de 364 casos, - de los cuales 26 resultaron ser septicemias relacionadas con personas que enfermaron después del contacto con el agua marina de una zona reservada para usos recreativos (Ambroggi, 1979). Por otra parte, se observó que los brotes de la enfermedad coincidieron con el período de máxima asistencia a las playas y zonas de natación . En años recientes se ha observado un aumento en las infecciones gastrointestinales entre los bañistas que acudieron a las playas -- del Mar Mediterráneo (Cabelli, 1979; Evison et. al., 1980),

Debido a que la mayor parte de los síntomas no se comunican en las encuestas epidemiológicas o estadísticas, estas no pueden considerarse como datos fidedignos.

Si bien la gastroenteritis tiene un breve período de incubación (horas), la septicemia solo se pone de manifiesto al cabo de dos a tres semanas del contacto infeccioso, los pacientes pueden tener entre la edad de 1 mes a 84 años . Ambroggi (1979), reportó que los países situados en el litoral mediterráneo son importantes núcleos de infección por Salmonella. Estos microorganismos proceden del agua residual que se vierte en las zonas de baño, sobreviviendo el tiempo necesario para infectar a los bañistas no inmunizados naturalmente o vacunados, en especial a niños de corta edad.

El cólera es una enfermedad epidémica que ha aparecido hace pocos años en la Cuenca Mediterránea. Se originó en Asia de donde se extendió ala zona mediterránea. También, existen focos latentes de cólera en el Oriente (Israel, Jordania y Egipto), donde apareció en el año de 1979; existen, también, vestigios de esta enfermedad en el Africa subsahariana (Ambroggi, 1979).

El vibrión, cuasante del cólera, v-ve en el agua marina el tiempo suficiente para infectar a los bañistas que acuden a las playas. Se multiplica rápidamente llegando incluso a invadir algunos moluscos de uso comercial y alimenticio. Gotschlich (1913), lo aisló de aguas costeras en Marsella (Francia), demostrando que podía sobrevivir en este medio por lo menos un período de 80 días.

Se cree que el vibrión el Tor es todavía más resistente que el Vibrio cholerae (Ambroggi, 1979). En un comunicado del año de 1979, la Organización Mundial de la

Salud atribuye la implantación del cólera y su propagación a algunos factores como : 1) explosión demográfica, 2) desordenada urbanización, y 3) contaminación antropogénica de las zonas destinadas a la recreación (bahías, estuarios, y lagunas costeras).

Los períodos vacacionales producen un descenso en los niveles de higiene en las zonas destinadas a la natación, creando condiciones adecuadas para un contagio directo, persona a persona, (Ambroggi, 1979).

Aunque el cólera es una enfermedad epidémica cuya notificación es obligatoria a nivel internacional, las autoridades del país afectado suelen retener la información por diferentes razones : económicas y turísticas.

El año de 1947 en Egipto se registró un brote que duró dos meses y en 1979 el cólera comenzó a propagarse a Libia y Túnez al oeste, y en Etiopía, Somalia y Africa Oriental por el sur. En el año de 1971 se comunicaron 250 casos oficiales de cólera en : Francia, España, Argelia y Marruecos. En Italia, en el año de 1973, hubo un brote en Nápoles, Cagliari y Bari con 325 casos registrados y 25 muertes atribuidas al consumo de moluscos (mejillones), que son los portadores del microorganismo.

La hepatitis vírica es otra enfermedad transmitida de bañistas enfermos a sanos. Las descargas residuales urbanas también contaminan las zonas costeras con estos microorganismos (Ambroggi, 1979). Los estudios realizados por el Public Health Service de Washington, Estados Unidos de Norteamérica, en 1959, reportaron que las máximas cifras de esta enfermedad ocurren en este país, en la primavera y al final del invierno, lo cual esta relacionado con épocas

vacacionales y estacionales.

La contaminación causada por sustancias químicas orgánicas de origen industrial : espumas, celulosas, lodos residuales, sustancias fermentables, provocan un aspecto desagradable para la recreación, por lo cual el propio bañista rehuye a este tipo de playas. También se debe considerar el daño global que se causa al ecosistema en estos lugares de recreo, aspecto que las normas sanitarias no han podido interpretar en los reglamentos sanitarios.

Las descargas de sustancias tóxicas de naturaleza inorgánica plantean un problema diferente, ya que su presencia en el medio marino no puede ser detectada fácilmente en forma visual. Se requiere realizar técnicas químicas, analíticas que resultan complejas. Entre las sustancias inorgánicas que se han reportado, que provocan algún daño en los bañistas como urticaria, irritaciones cutáneas o conjuntivales, se pueden mencionar al cianuro, plomo, arsénico, mercurio y cadmio (Flinn, 1964).

Si bien se conocen algunas de las propiedades negativas de los hidrocarburos del petróleo en el medio marino, hasta ahora no se han reportado casos de intoxicaciones humanas en zonas destinadas para fines recreativos, ya que su presencia es detectada fácilmente por el bañista, el cual rechaza estas aguas (Ambroggi, 1979).

Los compuestos organometálicos o plaguicidas provocan un daño en los organismos por acumulación lenta y

permanente. Sin embargo, hasta la fecha, no existen reportes que mencionen una intoxicación causada por estos compuestos debido a contacto directo en aguas marinas destinadas para uso recreativo (Ambroggi, 1979). Estos compuestos, en zonas costeras ricas en organismos bentónicos , provocan una bioacumulación que en forma indirecta ha causado importantes intoxicaciones en el hombre, al alimentarse -- de estos organismos (mejillones, erizos de mar, ostras ascidias, almejas, etc., Mandelli, 1978).

La contaminación industrial no afecta a los bañistas en gran número, o no existen registros de ello en las áreas de recreo, ya que el propio bañista rehuye a este tipo de aguas cuando las puede detectar visualmente.

Calidad de las Aguas Costera Empleadas para Uso Recreativo

El concepto de calidad del agua se originó como una respuesta a la contaminación creciente, a que esta expuesta el agua utilizada por una sociedad industrializada como la actual. Este concepto originalmente se aplicó para proteger el agua utilizada para el consumo humano (Public Health Service Drinking Water Standards, 1962), y es, hasta años recientes, cuando se ha hecho extensivo a las zonas costeras recreacionales (Water Quality Standards, -- Commonwealth of Massachusetts, 1967; Committee on Water Quality Criteria, Washington, 1968; Legislación relativa al agua y a su contaminación, Secretaria de Agricultura y Ganadería, 1975).

El término "calidad del agua " es una expresión que tiene un amplio significado, de acuerdo al aspecto de que se trate y al grupo que realice tal definición (ecológos, sociólogos, ingenieros, etc.).

De acuerdo a Cabelli, (1979 a), el concepto de calidad del agua se determina a través de algunas propiedades químicas, físicas, biológicas y, en algunos casos, radiológicas, que ésta presenta y con las cuales se evalúa su aceptabilidad . Esta aceptabilidad se interpreta a través de valores para cada propiedad, los cuales no pueden exceder un determinado límite, arriba del cual pueden causar algún daño a la salud humana cuando el agua es consumida (potable), o por contacto directo (recreacional). Estos valores para cada propiedad son establecidos por regulaciones sanitarias, nacionales e internacionales. Esta definición, de acuerdo con algunas organizaciones sanitarias (FAO, 1976a, 1976b: UNESCO, 1980: EPA, 1984) ha sido cuestionada debido al tipo de variables o propiedades e indicadores utilizados, y se ha pensado que este concepto resulta incompleto actualmente.

Se ha preferido designar por "calidad ecológica" de un agua costera, a aquella que, al introducir un contaminante al ecosistema evalúe, además de los posibles daños a la salud humana, los efectos que cause dicho contaminante sobre todos los componentes del ecosistema costero, incluyendo especies de importancia comercial y no comercial.

Para determinar la calidad del agua de una zona costera es necesario emplear indicadores adecuados, por lo cual resulta necesario definir que es un indicador. Cabelli (1979) lo definió como aquella variable química, física o microbiológica, que puede usarse como índice para determinar algún riesgo probable para la salud humana, cuando

do el hombre emplea el medio marino como una fuente de recreo. Sugiere que el mejor indicador es aquel cuyas densidades pueden correlacionarse con daños a la salud de los bañistas, asociados con algún tipo de contaminación de las zonas costeras.

El indicador tiene determinadas características :

- 1) Deberá estar estrecha y constantemente asociado con la fuente del organismo patógeno o sustancia tóxica.
- 2) El indicador debera estar presente en suficiente número para proporcionar "exactitud" en la densidad estimada.
- 3) El indicador presentará resistencia a desinfectantes y/ o al " stress " provocado por el medio marino, lo cual incluye la acción de ciertas sustancias depositadas. Una mayor resistencia a depredadores.
- 4) El indicador se podrá cuantificar en las aguas empleadas para uso recreativo, haciendo uso de métodos fáciles de desarrollar y sin implicar grandes costos, cumpliendo con los límites de exactitud, precisión y especificidad requeridos.
- 5) El indicador debe tener una tasa de sobrevivencia adecuada para permitir que se realice el estudio en el agua costera contaminada.

Función del Indicador.

El organismo indicador sirve para clasificar de acuerdo con algunos reglamentos nacionales (Division of Water Pollution Contro, Massachusetts, Estados Unidos de Norteamérica, EPA, 1979, Estados Unidos de Norteamérica, Ministerio de Salud, 1979, España, Gesundheitamt, 1979, - República Federal Alemana) e internacionales (CCE, 1976, UNESCO, 1979, OMS, 1979) el uso que se le va a dar al agua de una zona costera dependera de la variedad y concentración de los contaminantes presentes, esto depende-

ra del volumen de contaminantes descargados en las margenes de las zonas costeras. El uso del indicador ayuda a evaluar el aumento o disminución de la contaminación en un ecosistema marino; permite establecer la fuente contaminante; así como indicar la posible cadena de transmisión de un contaminante, desde el ecosistema marino hasta el hombre, vía alimentos o contacto directo con el agua contaminada, provocando entonces un problema de salud pública.

El uso de un indicador ha demostrado tener algunas limitaciones. Entre ellas, se ha observado hasta la fecha una tendencia de las distintas organizaciones nacionales y mundiales, que reglamentan y regulan la calidad del agua -- costera, a emplear indicadores para evaluar el riesgo que los contaminantes provocan al ser bioacumulados en términos de afectación a la salud humana, sin evaluar el riesgo que el ecosistema marino sufre global y paralelamente. La efectividad de un sistema indicador se deriva de su sensibilidad para reportar la presencia de un contaminante que llegue a un agua receptora costera. La frecuencia con que la población de un ecosistema puede ser afectada por un contaminante en el ecosistema receptor, y del tiempo de residencia.

Clasificación de Indicadores.

Cabelli (1979), basándose en algunas revisiones hechas por Bonde (1962; Geldrich, 1979; Cabelli et. al., 1975; y Cabelli 1976 y 1978), sobre el empleo de indicadores de la calidad del agua costera recreacional, propuso la siguiente clasificación:

- 1) Indicadores fecales.
- 2) Indicadores entéricos cuya fuente es exclusivamente fe--

cal.

3) Otros patógenos humanos cuya fuente es el ambiente marino:

4) Variables ambientales que pueden dar una indicación de la habilidad de los organismos patógenos a desarrollarse en el ecosistema marino.

Sin embargo: de acuerdo a las fuentes bibliográficas actuales, que a continuación se mencionan y revisan, se debe considerar la realización de una división mas amplia, con la finalidad de evaluar no solamente los daños que el agua costera recreacional contaminada pueda causar en la salud humana, sino también evaluar los daños que el ecosistema marino puede sufrir en sus distintos niveles tróficos -- por la llegada de contaminantes.

Esta clasificación divide a los contaminantes en : 1) Indicadores ajenos al ambiente marino costero, y 2) Indicadores naturales del ambiente marino costero. Los primeros incluyen a los principales pruebas microbiológicas que se han empleado para elaborar distintas regulaciones sanitarias, con el objeto de establecer normas guías tendientes a salvaguardar la salud humana.

En la Tabla 1 se indican los microorganismos que, en los reglamentos sanitarios, han sido considerados como bioindicadores de la contaminación fecal de origen humano. También, en esta misma tabla, se indican sus posibles fuentes. Los cuatro últimos microorganismos que aparecen se han considerado como posibles indicadores para animales de sangre caliente (Cabelli, 1978).

La calidad bacteriológica del agua para uso recrea

tivo se ha definido, tradicionalmente, en base al contenido de bacterias del grupo Coliforme. Los primeros estándares bacteriológicos fueron establecidos por Fritsch (1880), -- quién describió a Klebsiella pneumonia y Klebsiella rhinoschrisinatis como organismos característicos de contaminación humana fecal. Escherich (1884) aisló e identificó a Bacillus coli como un indicador de contaminación fecal. Los dos investigadores anteriores concluyeron que la materia fecal antropogénica era un foco importante de contaminación, sin hacer referencia a otras fuentes.

El grupo coliforme comprende microorganismos diversos y numerosos, con distintas características bioquímicas y serológicas, provenientes de fuentes naturales y distintos habitats. Este grupo está sujeto a controvertidas interpretaciones sanitarias (Kabler, et. al., 1964). En el pasado, la bibliografía clasificó al grupo coliforme como microorganismos que comprendían a : Bacillus coli, Bacillus colon, y Escherichia coli. Este grupo es heterogéneo, de dimensiones aún no conocidas completamente. Entre las características más comunes de este grupo están las siguientes : - son organismos aeróbios, gram negativos, no esporulados, - fermentan la lactosa e incluyen bacterias fecales y no fecales.

Bergey y Deeban (1908), después de numerosas investigaciones utilizando procedimientos físicos, y bioquímicos, clasificaron a este grupo de coliformes en 16 subgrupos compuestos de 256 tipos; este elevado número de subdivisiones provocó dificultades, por lo cual Jackson (1911), propuso una clasificación con solo 16 subgrupos, basada en la fermentación de azúcares como sacarosa, manitol, etc. A pesar de que existe numerosa información de las características físicas y bioquímicas del grupo coliforme, resul-

ta aún difícil relacionar estas características con sus distintos habitats (Kabler et. al., 1964). Escherich (1884), en sus primeras investigaciones relacionó los organismos coliformes con pacientes enfermos de cólera; en posteriores investigaciones observó que estos organismos eran habitantes normales del intestino humano. En la materia fecal excretada por día, cerca del 20 % representa bacterias coliformes.

Las bacterias del grupo coliforme, por si mismas, no causan daño a la salud humana. Su presencia y abundancia se relaciona con la de otros organismos patógenos causantes de algunas enfermedades gastrointestinales. De acuerdo a Gilcreas et. al., (1958), Gunnerson (1958), la persistencia de las bacterias coliformes en el agua marina está condicionada a algunos factores biológicos como son la predación que estas bacterias sufren por organismos protozoarios. A estos factores se le suman otros factores físicos : la salinidad, temperatura, presión, y presencia de sólidos suspendidos.

Zobell (1960) y Rheinheimer (1969) reportaron, a través de experimentos llevados a cabo en el laboratorio que la soveivencia de las bacterias del grupo coliforme se veía afectada por factores tales como : sedimentación, dilución, floculación, agregación, adsorción, antagonismos acción de la luz y otros mecanismos.

Parece ser que la salinidad y la radiación ultravioleta provocan pequeñas tasas de mortalidad en el grupo coliforme, Kelly et. al., realizaron estudios utilizando -- cultivos de organismos coliformes, sometiénolos a fuertes dosis y por un tiempo prolongado de exposición a cloruro.

Bajo estas condiciones, el grupo coliforme presenta un aumento en su tasa de mortalidad.

Tabla 1. Indicadores Microbiológicos, sus fuentes y su uso posible.

<u>Indicador</u>	<u>Fuente</u>	<u>Posible Uso</u>
Coliformes	FSIRA	S
Escherichia coli.	FS	P F S A
Klebsiella sp.	S I R A	P S N
Enterobacter sp.	S I R A	S
Citrobacter sp.	S I R A	S
Fecal coliformes	F S I R A	F ^d S
Enterococos	F S c	F S A D
Clostridium parfringis	F S c	F S D
Candida albicans	F S	P F S
Bifidobacteria	F S	F S A D
Enterovirus	F S	P
Salmonella sp.	F S	P
Shigella sp.	F S	P
Colifago	^d S c	S
Pseudomonas aeruginosa.	S I R A	P S N
Aeromonas hydrophila.	S I R A	P S N
Vibrio parahemolyticus	A	P N

F, heces fecales de animales de sangre caliente. S, aguas residuales. I, basuras industriales. R, deslaves de suelos no contaminados. A, aguas dulces y ambientes acuáticos de origen marino. b, posible uso. P, patógeno. F, indicadores fecales, S, indicador de basuras, A, separación de fuentes animales inferiores. D, proximidad a fuente fecal. N, indicador de contaminación; c, insuficiente información, d, cuestionable.

La mayoría de la literatura europea y algunos trabajos norteamericanos (World Health Organization, 1974) han sugerido a Escherichia coli como indicador de la calidad bacteriológica de un agua costera recreacional; sin embargo, este microorganismo es relativamente sensible a la clorinación y no sobrevive mucho tiempo en aguas costeras (Kelly et. al., 1959). Orlob (1956), reportó una sobrevivencia de Salmonella en presencia de iones cloruro. Salmonella y Escherichia coli presentan después de estar en contacto con los iones cloruro una disminución en su tasa de crecimiento, pasando por un período posterior de recuperación,

Respecto a las especies de Salmonella y Shigella, existe escasa información de epidemias gastrointestinales adquiridas por contacto directo con el agua marina. En general, no es práctica común determinar estos microorganismos , ya que su número es escaso y no han sido considerados , hasta ahora, como indicadores fecales en las normas guías existentes,

Goldreich (1970) y Smith (1971) no encontraron relación entre la densidad de coliformes fecales y la frecuencia de aislamiento de las especies Salmonella.

Otros microorganismos que han sido mencionados como posibles bioindicadores son los estreptococos fecales, cuya fuente de aislamiento son las heces fecales. Hanes y Fragata (1967), aislaron estreptococos fecales a partir de aguas residuales que son descargadas en las regiones costeras, y observaron que : 1) su sobrevivencia comparada con Escherichia coli fue menor; 2) existe una relación directamente proporcional entre el aumento de la salinidad y el aumento en la mortalidad entre la población de estreptococos fecales.

Algunos autores (Bonde, 1962; Internation --- Standards Organization, 1975 ; Cabelli, 1976) sugirieron a Clostridium perfringens como bioindicador fecal. Este microorganismo es habitante normal del c6lon del hombre y de animales de sangre caliente. Las esporas de Clostridium perfringens sobreviven al tratamiento a que es sometida el agua residual. Sin embargo, hasta ahora, en aguas recreativas de naturaleza costera no se ha reportado una clara relación entre la presencia de estas esporas y los daños a la salud de los bañistas que acuden a áreas de recreo (playas , bahías, etc.).

Pseudomonas aeruginosa y Aeromonas hydrophila, de acuerdo a Shubert (1975), no han demostrado ser indicadores fecales apropiados. A pesar de esto, en algunas aguas costeras utilizadas en la recreación de un gran número de bañistas se han encontrado altas densidades de estos microorganismos. Su presencia en estas aguas se asocia con la llegada de aguas residuales. Estos microorganismos son causantes de enfermedades del oído, entre los usuarios de estas aguas de recreo, principalmente se presentan en niños y ancianos (Cothran et. al., 1962; Favero et. al., 1964; Hoadley et. al., 1964).

A través de estudios realizados por Stevenson (1953), se empezó a considerar a los Staphylococcus como posibles agentes infecciosos para las personas que acuden a las zonas costeras recreativas. Las infecciones con las cuales se les relaciona a estos microorganismo son aquellas de las vías respiratorias, ojos y oídos. En aguas marinas costeras analizadas que presentaron un elevado número

ro de bacterias coliformes, siempre se encontraron estafilococos (Faveró, et. al., 1964).

Entre todos los tipos de estafilococos parece ser que, de acuerdo con las investigaciones hechas por Ortiz (1977), el mas frecuente es el S. aureus . Según Robinson et. al., (1966); Palquist et. al., (1973); y Boccai et. al., (1974), este tipo de microorganismo es resistente a la clorinación. De ahí que provoca un alto riesgo de infecciones entre los usuarios de aguas que son contaminadas con las residuales, domésticas e industriales, que han sido sometidas a un tratamiento de clorinación. Además, son mejores indicadores que las bacterias coliformes, ya que éstas últimas no resisten a la clorinación; sin embargo no pueden relacionarse con infecciones intestinales. Las principales fuentes de entrada de estafilococos al medio marino costero son individuos enfermos portadores, los cuales contaminan las zonas costeras a través del nado.

En los últimos años ha aumentado el interés por emplear a Candida albicans como un indicador para aguas contaminadas por aguas residuales. Con este microorganismo sucede algo análogo a lo que ocurre con los indicadores Pseudomonas aeruginosa y Staphylococcus aureus , cuya presencia en el agua marina costera esta relacionada con actividades humanas.

Hasta 1976, no existía un registro sobre estudios epidemiológicos de Candida albicans en cuerpos de agua recreacional, y su patogenicidad entre los bañistas que acuden a estas regiones. Las infecciones que provoca este microorganismo se caracterizan por infecciones de la boca, -

la vagina y piel (Buckley, 1971). Briscou (1976) pudo confirmar, a través de estudios epidemiológicos, que este organismo provoca infecciones vaginales entre las mujeres. que se bañana en aguas costeras contaminadas, estas infecciones han ido en aumento en los últimos años en las zonas costeras.

Sin embargo, Candida albicans no puede existir en aguas marinos por mucho tiempo sin su huesped natural. No existen poblaciones autoctonas que infecten al hombre en estas regiones (Ahearn, 1973). Buck (1977) detectó que Candida albicans puede contaminar moluscos para consumo humano. Este autor desarrolló un método para la EPA de los Estados Unidos de Norteamérica, por el cual determinó Candida albicans en aguas costeras. Observó que en las playas contaminadas y con altas cuentas en bacterias coliformes totales se produjeron cuentas de Candida albicans de - 20 a 25/1, en tanto que en las playas relativamente no contaminadas se produjeron cuentas de 0 a 2/1 para este mismo microorganismo,

Raymond et. al., (1980) indicaron que los virus presentes en las aguas marinas no resultan ser buenos indicadores, ya que su tasa de sobrevivencia es menor que la de los organismos coliformes. Los virus que han sido estudiados fueron : Echovirus tipo 1, Polivirus tipo 2, Coxsackie virus tipo A 16, B1, B5. Estos tienden a concentrarse en los sedimentos.

De acuerdo a Kelly et. al., (1958), los virus se ven afectados por la clorinación cuando se someten a bajas temperaturas, durante tiempos prolongados de exposición al sustrato.

Los colifagos de la serie T y los fagos macho específicos f-2 y M-S₂, no han resultado ser adecuados como indicadores , porque su presencia en las heces humanas es

es esporádica. A pesar de esto, se ha probado que tienen una sobrevivencia en las aguas marinas mayor que la de -- otros enterovirus.

Indicadores Fecales Absolutos.

Para diseñar un sistema indicador que muestre inequívocamente la presencia de material fecal y la existencia de un daño posible a la salud humana, recientemente se han seguido dos líneas de estudio : realizar estudios bacteriológicos; y estudios bioquímicos. Entre los últimos estudios bacteriológicos, uno de los mas prominentes es el de las bifidobacterias. Estos microorganismos fueron descritos inicialmente por Tissies (1899.). Existen especies de estos microorganismos que habitan en el hombre y otros animales inferiores, hasta ahora son escasamente conocidos debido posiblemente, a sus exigencias anaerobias, lo cual los convertiría en organismos indicadores ideales.

En el medio marino existen pocas evidencias de su presencia (Evison et. al., 1973). En aguas naturales no pueden reproducirse, pero bajo condiciones de laboratorio sobreviven, presentando características similares a Escherichia coli (Evison et. al., 1973).

Marsell (1958) y Evison et. al., (1975), propusieron a las bifidobacterias como indicadores de contaminación fecal.

Levin (1977) encontró una diferenciación entre la contaminación fecal provocada por el hombre y la provocada por otros animales inferiores, cuando aisló de distintas cepas bacterianas de bifidobacterias provenientes de estos dos distintos huéspedes, la enzima fructuosa-6-fosfato fosfocetolasa, la cual es diferente cuando procede del hombre u otro animal inferior.

Recientemente se ha desarrollado una prueba para la determinación de coproestanol o 5-B-coleston-3-B-ol (Murtaugh et. al., 1964; 1967; Smith et. al., 1969; Kirchmer 1971; Dutka, 1974; Goodfellow et. al., 1977; Escalona et. al., 1980). El compuesto coproestanol se encuentra siempre relacionado con una contaminación fecal directa, siendo este compuesto estable, no patogénico y puede ser detectado en las aguas estudiadas aún en presencia de otros compuestos (lípidos). El coproestanol está también relacionado con altos niveles de contaminación por aguas residuales no tratadas. Al encontrarlo en el medio marino, se le relaciona con un alto grado de contaminación provocada por el vertimiento de aguas residuales.

El empleo de esta prueba bioquímica elimina los inconvenientes que plantean los métodos bacteriológicos, pues el coproestanol no es afectado por agentes químicos, desinfectantes o por las descargas de lodos residuales, ni por la clorinación. Sin embargo esta prueba tiene algunas limitaciones :

- 1) El coproestanol determinado puede corresponder a otras fuentes diferentes al hombre (mamíferos).
- 2) Alto costo de los reactivos y equipo utilizado.
- 3) Técnica laboriosa para tratar cada muestra (Dutka et. al., 1974).
- 4) No se pueden aislar los agentes etiológicos con esta prueba.

Indicadores Naturales.

La elección de indicadores biológicos que no están contenidos en los reglamentos sanitarios y cuya función es proporcionar una evaluación ecológica de la calidad de una zona costera, ha empezado a introducirse aisladamente en --

los últimos años,

A primera vista, su elección no resultaría ser tan compleja como en realidad es, ya que, para establecer un indicador biológico que evalúe la calidad ecológica en un ecosistema marino de acuerdo a Perkins (1979), se debe tomar en cuenta los siguientes factores que afectan a las Zonas costeras.

- 1) El movimiento multidireccional y las diferencias de nivel del mar producidas por la acción de las mareas; es de especial importancia entre los organismos marinos de estas zonas, los cuales experimentan adaptaciones diversas.
- 2) Las variaciones en la salinidad, determinadas por las tasas de evaporación, precipitación o por fluctuaciones en el agua que llega por escurrimientos, relacionado con la época de inundaciones.
- 3) Cambios en la diversidad y abundancia de las especies autoctonas de la zona costera; por determinadas condiciones, una especie puede disminuir y/o favorecer la proliferación de otra no autoctona, pudiendo llegar a reemplazar a aquellas autoctonas del lugar.
- 4) La distribución de sólidos suspendidos en la zona costera, dependen de los movimientos unidireccionales; esta distribución determina en esta zona la cantidad de luz que penetra a las capas mas profundas.
- 6) Muchos organismos marinos presentan cambios en sus distintas etapas de vida, estos cambios en su morfología dificultan el uso de indicadores de la calidad ecológica de un ecosistema.

Los puntos anteriores son de mucho valor para realizar la elección de un indicador biológico. Este podrá proporcionar una evaluación más real de la calidad ecológica de la zona costera, ya que los indicadores, hasta ahora

ra desarrollados, son casi exclusivamente bacterias patógenas; estos indicadores solo se utilizan para mostrar algún posible daño a la salud humana, siendo limitada la información que brindan, dan una visión superficial del problema global que involucra la evaluación de la calidad ecológica del ecosistema costero

Debido a que el medio costero es un sistema complejo, Perkins (1979), sugirió idear algunas estrategias para elegir un indicador biológico que refleje efectivamente la calidad ecológica del ecosistema costero. Para definir estas estrategias se debe considerar los siguientes puntos :

- 1) Definir esencialmente la naturaleza de una comunidad determinada para delimitar el impacto de una fuente contaminante.
- 2) Realizar estudios sinópticos sobre el intercambio y deposición de aquellas sustancias que pueden ser bioacumuladas (metales pesados, radionúcleidos radiactivos e hidrocarburos clorinados) en tejidos vivos de organismos marinos.
- 3) Se considera que los estudios realizados, se han enfocado hacia el efecto que un determinado contaminante provoca directa o indirectamente (por ingestión de especies marinas comerciales) en la salud humana; no se han considerado las implicaciones que el organismo portador del contaminante causa a su ecosistema.

Se busca escoger indicadores que puedan proporcionar información, desde un punto de vista general; pero también que puedan dar datos particulares de la calidad ecológica de una región costera (Perkins, 1979).

A continuación se mencionan los indicadores microbiológicos que han empezado a desarrollarse, los cuales son autóctonos de las zonas costeras (Tabla 2).

Tabla 2 División de los
Indicadores Na-
turales.

1. Indicadores en la Columna de Agua

Vibrio Parahemolyticus

Bacterias Saprofitas

Fitoplancton

Protozoarios

2. Indicadores localizados en rocas o sustratos rocosos

Algas Macrofitas (en basuras residuales)

Algas Microfitas (en materia orgánica)

Epifauna

3. Indicadores localizados en arenas o sustratos arenos-
sos.

Algas Verdes

Meiofauna

Especies Litorales

Infrauna

Peces

Especies Sublitorales

Vibrio parahemolyticus es un patógeno que se encuentra naturalmente en el medio marino. Se le asocia con casos de gastroenteritis adquiridas por consumo de bivalvos (Baker et. al., 1970 ; Kudoh et. al., 1974). Se ha aislado de enfermos que lo adquirieron por contacto directo a través del nado o por alimentos provenientes de especies marinas. Hasta ahora, los reglamentos que estipulan la calidad de una zona costera, con fines recreacionales, no mencionan ningún valor límite de distribución de este microorganismo; esto se explica debido a la escasa información existente sobre el biotopo y ecología de este microorganismo en dichas regiones.

Las bacterias saprofitas, al igual que las del grupo coliforme, brindan importante información sobre las condiciones higiénicas del agua. La ventaja de su uso es que reaccionan más rápidamente a los cambios que ocurren en su medio ambiente, que el resto de otras bacterias. Estas bacterias resultan ser un buen indicador de la contaminación, cuando ésta afecta grandes volúmenes de agua. Representan una pequeña porción del número total de bacterias en un cuerpo de agua. La porción puede ser de gran importancia, ya que las saprofitas pueden representar la mayor parte de la flora bacteriana activa, que se localiza en las áreas costeras (Rheinheimer, 1971; Meyer-Reil, 1973) señalaron que este tipo de bacterias son halofílicas y que se han adaptado a la salinidad del agua marina. Crecen en medio de cultivo enriquecido con levadura, peptona y agar. Comprenden un amplio espectro de grupos taxonómicos (Pseudomonas fluorescens, Pseudomonas aeruginosa, Proteus vulgaris, Bacillus subtilis, Bacillus cereus, Aerobacter cloacae, Zoogloea ramigera y otros (Zobell et. al., 1944; Anderson, 1964; Rheinheimer, 1977).

Explosiones masivas de algas azul verdese han encontrado como contaminantes en el mar Báltico (Horstmann, 1975), asociadas con el aumento en la concentración de nutrientes (fosfatos).

La marea roja es causada por especies de dinoflagelados (Peridinium), la cual provoca muerte en una gran parte de la población marina. También se le asocia con un aumento en la concentración de nutrientes.

Las comunidades de protozoarios han sido propuestas en los últimos años como posibles indicadores de la contaminación costera (Cairns, 1971; 1974; Cairns et. al., 1977; James et. al., 1979). La ventaja de emplear comunidades de protozoarios es que, a diferencia de la estructura de la comunidad (índice de diversidad), evaluaría otros aspectos, como son el efecto del contaminante en varias especies y en sus niveles de actividad, y otras características de funcionamiento. Esto resulta interesante para comprender problemas creados por la contaminación, proveniente de descargas industriales y domésticas en las zonas costeras. Se podría predecir la capacidad de un ecosistema para acumular o asimilar sus desechos.

Cairns (1979) ha enfatizado sobre la urgencia de la elaboración de Métodos Estándares Biológicos, que ayudarían a crear un criterio para evaluar, objetivamente, el efecto que la contaminación causa sobre los organismos marinos y el ecosistema costero.

Los indicadores biológicos localizados en rocas, o substratos rocosos, incluyen especies sésiles y sedentarias. Esta disposición provee un sistema indicador de gran valor para evaluar la calidad ecológica del agua costera.

Las especies, animales o vegetales, que tienden a

establecerse son capaces de tener movilidad delimitada; las comunidades de estos organismos están expuestas al agua marina, y presentan una capacidad reproductiva adecuada para llevar a cabo estudios de contaminación. Entre los organismos indicadores, con estas características, se han propuesto : Arenicola marina (Perkins et. al., 1976); Onchidoris fusca, Cladophora, Turbellaria sp., Theodoxus fluviatilis, - Hydrobia sp., y Lymnaea peregra (Fagerholm, 1975); Verrucaria mauva, Fucus vesiculosus (Ronnberg, 1975).

Una de las desventajas de utilizar estos indicadores radica en la naturaleza destructiva del muestreo. Al analizar los especímenes y llevarlos al laboratorio se pierden muchos -- ejemplares. Otra desventaja es que los sitios de muestro se han visto reducidos y amenazados por el tráfico marítimo (Ronnberg, 1975).

Grenager (1957), utilizando organismos indicadores que habitan substratos rocosos, realizó la siguiente -- clasificación de algas macrofitas, según su tolerancia ha-- cia distintos contaminantes:

Grupo I : Especies que habitan regiones con un alto grado de contaminación: Enteromorpha intestinalis, E. crinita, Urospora penicilliformis y Bangia fuscopurea.

Grupo II: Especies que toleran un grado intermedio de contaminación: Enteromorpha Clathrata, E. compressa, Ulva lactuca, Ectocarpus confervoides, Elachista fucicola, Fucus serratus, F. spiralis, F. vesiculosus, Acrochaetium, Ceramium rubrum, C. strictum, - Erythritrichis carnea, Hildenbrandia prototypus, Polysiphonia violacea y Porphyra umbilicalis.

Grupo III: Especies que toleran pequeñas cantidades de contaminación; Cladophora crystallina, Chorda filum, Chordaria flagelliformis, Chondrus crispus y Polysiphonis nigrescens.

De acuerdo con Bellamy et. al., (1970), la proliferación de Laminaria hyperborea puede ser afectada por la llegada de afluentes que contienen basuras domésticas. Lindgren (1975) consideró que la zonación de algas rojas podría ser básica para el monitoreo de la contaminación provocada por aguas residuales ya que causan la disminución de la transparencia, debido al florecimiento del plancton y la presencia de sólidos suspendidos. Peusa et. al., (1975) reportaron resultados análogos; los cultivos de Enteromorpha en aguas residuales inhiben el desarrollo de otras algas.

Entre algunas algas que pueden ser empleadas como indicadores cualitativos de la contaminación provocada por la materia orgánica están : Cystoseira barbata, Ulva lactuca y Codium tormentosum. Entre los indicadores cuantitativos que se han utilizado están : 1) Cystoseira, macrofita - que desaparece cuando existe una alta concentración de materia orgánica; y 2) Codium, que prolifera con el aumento en la contaminación por materia orgánica en una zona costera - (Golubic,)1970).

Golubic (1973), encontró que la vegetación de cianofitas, diatomeas o bacterias del azufre, cuando forman un extenso manto, es indicativo de severa contaminación; el desarrollo de una pequeña capa de algas no es, necesariamente, debido a contaminación.

A continuación se presenta un resumen (Tabla 3) de los principales organismos de la epifauna, que han servido para indicar la contaminación provocada por aceite y en condiciones de un pH ácido.

Tabla 3 Principales Organismos Indicadores de la Epi-fauna.

<u>Organismos</u>	<u>Características</u>	<u>Autor</u>
<u>Balanus</u> y <u>Elminius</u>	Toleran elevadas concentraciones de aceite y pH ácido.	Perkins, 1972. Abbot <u>et. al.</u> , 1977.
<u>Balanus balanoides</u>	Tolera moderadas concentraciones de aceite y pH ácido.	Abbot <u>et. al.</u> , 1977.
<u>Fucus vesiculosus</u>	Tolera una concentración de aceite entre 10 a 25 ppm, como máxima 50 ppm.	Cowell <u>et. al.</u> , 1970.

Si se considera que las aguas residuales representan una de las fuentes de contaminación de las zonas costeras mas importante en términos de cantidad y efectos, se estima de mucha utilidad el desarrollo de indicadores que reflejen el estado de contaminación que presentan las arenas de estas regiones y/o sustratos arenosos; entre estos indicadores se puede mencionar el uso de cultivos del alga verde Enteromorpha y Ulva, estas algas presentan un intenso desarrollo en la zona costera, que es alimentada con aguas residuales (Royal Commission on Sewage Disposal, 1911). McNully (1955), al realizar investigaciones en la Bahía de Biscayne, Florida, Estados Unidos de Norteamérica, encontró que el florecimiento de las especies Halophila bailionis y Holodula wrightii, ocurre junto con la presencia del equinodermo Amphioplus abditus en aguas costeras enriquecidas con afluentes de aguas residuales de las plantas de tratamiento.

Para localizar los indicadores de sustrato arenoso Bellan (1970) estableció la siguiente clasificación : 1) Zona azofca, en la cual se presenta la máxima contaminación; 2) una zona medianamente contaminada y caracterizada por las especies : Capitella capitata y Scoleopsis fuliginosa, las cuales se localizan junto con : Nereis caudata Staurocephalus rudolphii y Cirriformia tentaculata. 3) Una zona subnormal, caracterizada por los moluscos Corbula gibba y Thyasira flexuosa y una rica fauna de poliquetos. Las especies indicadoras de la contaminación casi siempre desaparecen, siendo reemplazadas por otras que normalmente existen sin contaminación. 4) Una zona de agua limpia que se localiza en el margen transicional mas o menos bien definido.

Anger (1975) consideró que existen especies mas

sensibles, que habitan el sustrato arenoso y que podían ser considerados como indicadores. El sugirió a los poliquetos : Naphtys caeca, Scoloplos armiger y Eteone longa, el anfípodo Bathyporeia sarsi y los bivalvos Macoma balthica y Cardium lamarcki. Algunas de estas especies pueden ser identificadas exactamente, por medio de técnicas de marcado en el campo y evitar, en esta forma, el muestreo destructivo.

En la tabla 4 se resumen los organismos indicadores que, en la meifauna, han sido considerados y sugeridos por algunos autores.

Se ha empezado a emplear peces como indicadores de la calidad de un agua marina, tomando en cuenta las enfermedades que en ellos se producen. Estas enfermedades se han relacionado con la susceptibilidad que tienen determinados microorganismos, la cual se ve favorecida cuando un organismo se somete a dosis subletales de una toxina determinada; la predisposición de un pez a adquirir una enfermedad aumenta en forma exponencial bajo estas condiciones.

Pippy et. al., (1969) reportaron la combinación de dos factores : elevada temperatura y la contaminación provocada por cobre o zinc. Estos factores favorecieron la presencia de Aeromonas liquefaciens que causa lesiones epidérmicas y ulceraciones en peces. Friend et. al., (1970) demostró que una simple dosis subletal de policlorinados bifenilos (PCB) predispone a la especie Anas platyrhynchos a contraer infección y muerte por hepatovirus. Rødsæther et. al., (1977) encontró vibriosis en huevos de esta misma especie que pudiera estar contaminado con cobre.

Estudios llevados a cabo en el laboratorio, con peces y exponiéndolas a distintas concentraciones de detergentes, indicaron que estos organismos sufren daño en las branquias al contacto con el detergente, por un tiempo prolongado de exposición. Estos estudios indicaron, además, que los peces no son capaces de recuperarse fácilmente, ya que, después de seis semanas de no exponerlos al contaminante, continuaron presentando lesiones (Bardach et. al., 1965).

Perkins (1968) realizó estudios sobre la toxicidad de aceites emulsificantes y su efecto en la especie Astoria rubens, que presentó pérdidas de pigmentación. Cuando se usaron dosis de 10 ppm; a dosis mas elevadas, existieron lesiones de las aletas y ocurrencia de un estado de enfermedad

Se han observado tumores introducidos en la almeja Mercenaria mercenaria, con distintas concentraciones de fenol. Yevich et. al., (1976) detectaron la formación de neoplasias en Mya arenaria, después de un derrame de petróleo.

Se han reportado asociaciones ecológicas entre la incidencia de enfermedades epidémicas y áreas contaminadas por aguas y lodos residuales, desechos petroquímicos y de cromo (Young, 1964; Halstead, 1970; y Wellings et. al. 1965). Brown et. al., (1964) compararon la incidencia de tumores en peces que habitaban aguas contaminadas y aguas limpias, concluyendo que la contaminación favorece la carcinogénesis.

Por otra parte, North et. al., (1970) observaron tumores que presentó el alga Macrocystis cuando se localizó

cerca de una descarga de aguas residuales. Ishio et. al., (1970, 1971) llevaron a cabo estudios con cultivos comerciales del alga Porphyra tenera, encontrando que ésta presentó tumores debidos a la contaminación con benzantrona derivada de la industria química del carbón. Perkins et. al., (1977) sugirieron que la contaminación atmosférica no es una inducción importante de tumores en plantas--marinas.

Schlotfeldt (1975) y otros autores han mencionado la incidencia de necrosis de exoesqueleto en crustáceos, como de las regiones del mar del Norte (Crangon -- crangon) y, Young et. al., (1975), en la bahía de Nueva York, Estados Unidos de Norteamérica.

No existe suficiente número de trabajos que relacionen los estudios de campo de una zona costera, que esta siendo contaminada con las descargas de naturaleza doméstica e industrial, con los efectos tóxicos que sufren los organismos marinos. Los estudios sobre incorporación (bioacumulación) incluyen un número muy diverso de sustancias: metales pesados, hidrocarburos clorinados, hidrocarburos del petroleo , pesticidas, radionucleidos, - etc. Sin embargo, la elección de un indicador es muy importante, porque éste dará la interpretación final acerca de los efectos sobre una especie marina y su ecosistema.

A continuación se mencionan en la Tabla 6 algunos de los indicadores que han sido empleados para realizar estudios de bioacumulación en zonas costeras.

Tabla 4 Organismos Indicadores de Contaminación pertenecientes a la --
Meiofauna.

<u>Organismos Indicadores</u>	<u>Características</u>	<u>Desventajas</u>	<u>Autor</u>
<u>Macoma balthica</u> <u>Pyllodoce maculata</u> <u>Nectys caeca</u> <u>Scoloplos armiger</u> <u>Arenicola marina</u> <u>Crangon crangon</u> <u>Bathyporeia sp</u> <u>Tellina tenuis</u> <u>Carastoderma edule</u> Y dos especies poco abundantes : <u>Erydice pulchra</u> Y <u>Haustorius arenarius</u>	La respuesta al movimiento de los sedimentos es directa. Existe la tendencia de -- que la subcomunidad <u>Tellina tenuis</u> / <u>Erydice</u> / <u>Haustorius sustituya</u> a la subcomunidad dominante <u>Macoma</u> / <u>Cerastiderna</u> / <u>Bathyporeia</u> , presente en los sedimentos mas estables.	El muestreo es destructivo, -- siendo el análisis tedioso, la posibilidad de marcado en el campo es limitada. Las especies indicadoras están expuestas a posibles predaciones, induciendo a un cambio en las comunidades. Existe escasa información sobre cambios particulares, que sufre una comunidad -- provocados por factores ambientales.	McIntyre, 1970.

Tabla 5 Organismos Indicadores de Contaminación pertenecientes a la Infauna.

<u>Organismos Indicadores</u>	<u>Características</u>	<u>Autor</u>
<u>Macoma balthica</u>	<p>Cuando los organismos de la infauna son transportados por los sedimentos puede ocurrir la pérdida total de la población, excepto en aquellos casos donde el sitio de deposición es favorable. Existe la tendencia a reemplazar comunidades existentes por otras nuevas. <u>Macoma</u> es susceptible de ser transportada por las corrientes provocadas por las mareas; tal transporte no tiene un efecto adverso en su habilidad</p>	Perkins, 1977.
<u>Tellina tenuis</u>	<p>de regresar al sedimento. <u>Macoma</u>, generalmente se localizan en la playa, mientras que <u>Tellina tenuis</u> es menos frecuente en este lugar.</p>	Perkins <u>et. al.</u> , 1977.

Tabla 6 Algunos Indicadores Utilizados para realizar Estudios de Bioacumulación en Zonas Costeras.

<u>Organismo Indicador</u>	<u>Características</u>	<u>Lugar de Estudio</u>	<u>Desventajas</u>	<u>Autor</u>
<u>Thais (Nucella)</u>	Se utiliza para realizar estudios de bioacumulación de cadmio.	Seven Estuary, U.S.A.		Butterworth et. al., 1972.
<u>Mytilus edilus</u>	Utilizada para realizar estudios de bioacumulación de cadmio. La abundancia de este organismo disminuye al aumentarla concentración del contaminante en el medio marino.	Canal de Bristol.		Butterworth et. al., 1972.
<u>Algas Macrofitas</u>	Bioindicadores empleados en estudios de transporte y deposición de radionucleidos particulados ¹⁰⁶ Ru/ ⁹⁵ Zr/ ⁹⁵ Nb.	Fjordos de Noruega.	No existe uniformidad en su distribución, la cual depende de la disponibilidad del sustrato.	Williams et. al., 1965.
<u>Pelvetia canaliculata</u>				
<u>Fucus spiralis</u>				
<u>Fucus vesiculosus</u>				
<u>Ascophyllum nodosum</u>	Se ha empleado en estudios de bioacumulación por metales : Cd, Cu, Hg, Pb y Zn.	Estuario Solway Firth, U.S.A.		Haug et. al., 1974.
<u>Fucus vesiculosus</u>	Se utilizan para determinar contaminación provocada por: Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn. Bioindicadores con una amplia distribución, y gran actividad específica siendo de gran utilidad.	Línea costera de la Gran Bretaña.		Preston et. al., 1972.
<u>Fucus spiralis</u>				

Para determinar la calidad del agua costera, algunos autores (Chester et. al., 1975; Bryan) han elegido a los sedimentos procedentes de las regiones costeras como indicadores de contaminación de estas regiones, por la característica de acumular metales pesados u otro tipo de contaminantes que normalmente llegan a estas zonas. Los sedimentos ofrecen la ventaja de una fácil clasificación y muestreo. Quizá la mayor dificultad que presenta el uso de sedimentos, en la determinación de la contaminación que sufre la zona costera, es la amplia gama de metodologías que han empleado diferentes autores. Los estudios hasta ahora realizados no discriminan claramente si la sustancia analizada estaba superficial o firmemente unida al sedimento, esto --complica la interpretación de un estudio a otro.

De acuerdo a esta revisión bibliográfica , se deduce la importancia del uso de los indicadores naturales, los cuales podrían ayudar a realizar una evaluación más efectiva de los daños que causa un contaminante sobre los recursos vivos localizados en la zona costera. Dicha interpretación no se encuentra ni contenida en las regulaciones sanitarias vigentes, que regulan la calidad del agua costera.

Reglamentación de la Calidad del Agua Costera.

La necesidad de desarrollar un criterio, que ayudara a evaluar la calidad del agua marina de las zonas costeras recreativas, fue planteada como una respuesta provocada por la introducción continua u ocasional de contami--

nantes de origen antropogénico a estas zonas. La presencia de este tipo de contaminantes puede provocar, en el transcurso del tiempo, un deterioro gradual de la salud de los usuarios, y/ o alterar algún nivel de la cadena trófica marina.

El conocimiento de las fuentes, que introducen al ecosistema costero distintos tipos de contaminantes, es de mucha utilidad, ayudando a evaluar los posibles daños de acuerdo a la naturaleza distinta de cada contaminante.

Los productos antropogénicos son introducidos al ecosistema marino, principalmente, por dos tipos de fuentes : a) Fuentes permanente y b) Fuentes ocasionales.

a) Fuentes permanentes, representadas por aquellas continuas o intermitentes que transportan productos químicos de desecho (lodos y aguas residuales de la industria química petrolera y minera); residuos municipales (sólidos y líquidos diversos); descargas sanitarias de barcos de gran y pequeña escala, (Mc Caull et. al., 1974 ; McIntyre et. al., fide Gerlach, 1981). Los vertimientos de productos químicos y agua caliente que realizan las centrales termoeléctricas , son otro tipo de fuentes permanentes, al igual que los desechos de combustibles provenientes de los aviones, cuyo efecto no se ha evaluado aún.

b) Fuentes ocasionales: provocada por accidentes de buques tanque (Holdsworth, 1971), y accidentes en plataformas petroleras (Borricelli et. al., 1971).

Se debe considerar que los efectos producidos por los contaminantes introducidos por las fuentes permanentes se observan a largo plazo, y los de los contaminantes introducidos por la fuente ocasional se observan de inmediato , llegando a ser letales cuando las concentraciones son

tan elevadas que pueden inactivar el mecanismo autodepurador del medio marino.

La elaboración de índices, que estimen la calidad del agua, es reciente (Vesilind, 1975) su aparición es una respuesta a las exigencias crecientes que plantea la sociedad actual. Se requiere que el agua costera en las zonas recreacionales cumpla con determinadas características : 1) que no sea portadora de agentes patógenos; 2) que no afecte el desarrollo de especies acuáticas comerciales; 3) que no causen daño en la vida de las especies autóctonas de estas regiones.

Para establecer un criterio que regule la calidad del agua marina destinada a la recreación y en respuesta a distintos casos de problemas de salud reportados como una consecuencia de la contaminación de las aguas marinas costeras (Ciampoli, 1921 ; Stevenson, 1953; Moore, 1954, 1970; Kovacs, 1959; y Snow, 1959) y algunas organizaciones de distintos países (Estados Unidos de Norteamérica- EPA; Inglaterra- Public Health Laboratory Service; Francia- Consejo Superior de Higiene ; España - Ministerio de Salud; República Federal Alemana - Ministerio de Salud) y organizaciones internacionales (Organización Mundial de la Salud; Food Agricultural Organization; UNESCO; IMCO; CEE) acordaron utilizar algunas variables físicas químicas y biológicas, estableciendo para cada una de éstas, valores guías que pueden ser permitidos y valores obligatorios, que no deben ser sobrepasados y deben ser observados, para asegurar al usuario que esa agua es adecuada para ser usada en recreación. Los valores de cada variable se han organizado en reglamentos que regulan la calidad de estas aguas. Estos reglamentos ayudan a diagnosticar el deterioro de una zona marina costera; sin

embargo, estos reglamentos no reflejan aún el impacto que sufre globalmente el ecosistema marino, pues falta evaluar otros factores : meteorológicos, climatológicos, oceanográficos, los cuales hasta ahora no han sido considerados en estos reglamentos (Outdoor Recreation Resources Review Commission, 1962).

Los criterios para evaluar la calidad del agua costera destinada a la recreación, han sufrido algunas modificaciones al paso del tiempo. Inicialmente se ha prestado mayor importancia al aspecto físico : color, olor, transparencia (1^a Enciclopedia Britanica 1771 en Water Works Association, 1975), da una idea de que "tan limpia" esta una bahía, laguna costera, estuario, etc. Este factor estético considera en forma indirecta la presencia de sustancias ajenas al ambiente marino costero, esta interpretación ha evolucionado hasta considerar un medio marino contaminado o no.

La evaluación de la contaminación de las zonas costeras para uso recreativo contenida en reglamentos, tiene una historia reciente; debido a que en un principio se realizaron todos los reglamentos tendientes a evaluar el agua destinada para uso doméstico, y sus repercusiones en la salud humana (Sykes, 1971).

Algunos países han adoptado estandares que regulan la calidad del agua de las zonas costeras, basándose en estudios epidemilógicos anteriores (Evison et. al., 1980).

En Inglaterra, se ha discutido mucho en los últimos años sobre la efectividad de sus estandares bacteriológicos que regulan dicha calidad en las zonas costeras. Dichos estan-

dares se establecieron considerando que la inexistencia de organismos patógenos, causantes de la poliomielitis o tifoidea era significativo para considerar una zona recreativa como libre de provocar problemas de salud; a pesar de esto Cabelli (1979) reportó que bajo estas normas se ha observado en los últimos años un aumento de casos de gastroenteritis, en individuos que han tenido contacto directo en estas áreas.

La reglamentación, que rige el criterio de calidad debe considerar la región geográfica y oceanográfica que se somete a estudio. Se ha comentado , recientemente, la efectividad de dichas normas cuando regulan la calidad de dos zonas contrastantes, como son las zonas costeras del mar del Norte y del Mediterráneo; ambas, reguladas por las normas establecidas por la Comunidad Económica Europea (CEE, 1976). Para lograr que la determinación de la calidad del agua ofrezca información mas confiable, se deben considerar factores como: temperatura, radiación solar, amplitud de la marea, salinidad, corrientes, y el registro de enfermedades endémicas y epidémicas de la región que se estudia (Evison et. al.1980).

La preocupación por elaborar un reglamento de calidad, aplicable a las aguas costeras, tiene sus antecedentes en los estudios de Ciampolini (1921), quien relacionó algunos casos de fiebre tifoidea con la contaminación de la zona costera de la bahía de New Haven. Pero no fue sino hasta la década de los años de 1960 cuando comenzaron a detectarse algunos casos frecuentes de enfermedades entre bañistas que acudían a las zonas costeras, y tenían contacto directo con dicha agua (Water Quality Cri-

teria, 1980).

A partir de estos primeros estudios, nació la -- preocupación de establecer y elaborar normas de calidad del agua costera y su legislación correspondiente. Distintos países a través de organizaciones adecuadas han necesitado definir los siguientes elementos para lograr establecer reglamentos sanitarios : 1) Criterio. 2) Normas guías; y 3) Estandares.

1) El Criterio; según el Group of Expert on the Scientific Aspect of Marine Pollution (GESAMP), FAO. 1976,1980: es la información científica requerida en la cual debe basarse una decisión o juicio, cuando se trata de definir un uso de alguna parte del ecosistema marino. Este juicio debe considerar si la salud humana es afectada en forma directa o indirecta cuando se utilice este ecosistema. The Health Organization (1977) y Cabelli (1978) definieron el criterio como una relación cuantificable que existe entre la densidad de algún indicador de la calidad del agua, los riesgos a la salud humana, y el daño probable que ocasionara a las zonas costeras.

2) La norma guía, que se deriva del criterio, establece un valor límite para el uso de un indicador o contaminante. Por arriba de este valor, el indicador biológico o contaminante, puede provocar un daño en la salud humana, siendo entonces su uso o presencia inaceptable en el ecosistema marino (Cabekku, 1978). El concepto de aceptabilidad ha sido revisado por varios autores, y se ha encontrado que tiene implicaciones socioeconómicas, políticas y de salud pública, además de presentar variaciones en el tiempo y espacio.

3) El estandar también se deriva del criterio y es una -- norma guía fijada en una ley. Es establecida por una autoridad de salud u ordenación ecológica ambiental gubernamental.

mental, responsable de prevenir la contaminación de la zona costera.

Entre los reportes que relacionan algunas enfermedades con el contacto directo de los bañistas en estas aguas, y las tendencias a establecer una posible reglamentación sanitaria, se mencionan por orden de aparición de enfermedades : gastroenteritis , (Cox, 1939; Flynn et. al., 1964; Rosenberg et. al., 1976; algunos casos de hepatitis infecciosa (Bryan et. al., 1964) ; algunas infecciones por virus Coxsackie (Denis et. al., 1974) ; infecciones de las especies Vibrio (Hollis et. al., 1976) ; infecciones de meningio-encefalitis primaria (Chang, 1971) ; leptospirosis (Shaffer, 1951) ; Tularemia (Schilenko, 1957); dermatitis de nadadores - (Mc Kee et. al., 1963).

Los primeros reglamentos sanitarios fueron, básicamente bacteriológicos el principal problema a que se enfrentaron, por un lado fue el no contar con controles adecuados, se desconoció cual fue el estado de salud de los bañistas antes del baño, no se pudo determinar si la enfermedad la adquirieron al entrar en contacto con el agua costera o antes, además, no se contó con un registro previo del estado sanitario de la zona costera recreativa (Moore, 1959).

Las primeras normas de calidad del agua costera aparecieron aisladamente y fueron establecidas para atender necesidades particulares. Adolecieron de ciertas limitaciones por carecer de información y registro (climatológicos, hidrográficos, etc.). Además se emplearon distintos métodos que hicieron difícil la comparación de una norma con otra. En los Estados Unidos

de Norteamérica, se tiene un antecedente de los estándares de calidad del agua, el cual fue publicado y elaborado por el estado de California (Water Quality Criteria, 1980) en el año de 1952, y revisado en 1963. Uno de los primeros estudios de campo que permitieron establecer los estándares bacteriológicos fue el efectuado por el Servicio de Salud Pública de Chicago, 1957, realizado en algunos lagos cerca de esta ciudad. Se encontró una correlación directa entre los casos de bañistas que acudieron a una misma playa y adquirieron una enfermedad, cuando la cuenta de organismos coliformes totales en las aguas llegó a ser de 2300 Coliformes totales/ 100 ml.

El criterio de la Federal Water Pollution Control Administration (FWPCA), se basó en los estudios realizados por Stevenson (1953) en regiones lagunares cerca de Michigan y Ohio. Stevenson determinó que al encontrarse una densidad de 2000 organismos coliformes totales / 100 ml se producen daños en la salud del bañista, extrapolando este valor se determinó la densidad límite de coliformes fecales, el cual fue de 400 coliformes fecales/ 100 ml, para evitar un posible efecto en la salud pública. El criterio fue criticado por Henderson (1968), quien argumentó sobre la validez de sus límites de confianza; la variabilidad geográfica y temporal de la prueba; y el efecto que producen diferentes fuentes de contaminación fecal. Henderson se basó en los experimentos de Moore (1959). Este investigador no consideró de validez los estándares bacteriológicos propuestos y, mas tarde, reglamentados en los Estados Unidos de Norteamérica, argumentando que en sus estudios nunca observó casos de individuos que contrajeran gastroenteritis o poliomielitis al contacto con

agua procedente de las zonas costeras recreacionales. Moore en sus experimentos , tubo algunas limitaciones que no consideró : a) prolongado intervalo entre la experiencia del baño y el tiempo en que realizó sus pruebas; b) las variaciones diarias en los niveles de la contaminación causada por condiciones hidrográficas, factores meteorológicos, mareas, lluvias, vientos, etc.; c) la experiencia del baño no pudo ser exactamente asociada con la calidad del agua, al mismo tiempo que ocurrió el contacto con el agua; d) el autor no definió si su grupo nadador estudiado ingirió y si se sumergió completamente en ella. Estas variables resultan aún hoy interesantes para obtener una información más fiel de los efectos patogénicos de un agua contaminada, en la salud del bañista.

En los Estados Unidos de Norteamérica, existe una gran variedad de organizaciones que han establecido estándares de calidad, tendientes a proteger la conservación de las propiedades naturales de las aguas de las regiones costeras utilizadas en la recreación. Algunas de estas organizaciones han establecido valores estandar para la cuenta de organismos coliformes totales igual a 1000/ 100 ml; tomandola como máxima cuenta permisible en las aguas muestreadas el valor de 2500 organismos coliformes totales/ 100 ml. Otros estados no han permitido valores superiores a 240/ 100 ml.

El Congreso de los Estados Unidos de Norteamérica en 1965 decretó la protección de las propiedades naturales del agua empleada en distintos usos. Esta acta fue decretada a nivel nacional con el objeto de responsabilizar a todos los estados de este país para salvaguardar la calidad de sus aguas. En 1968, The Environmental Protection Agency publicó normas guías para la regulación de la calidad del agua procedente de las zonas costeras, las cuales coinci-

dieron con las establecidas por la FWPCA. A partir de 1972 con la creación de la estrategia nacional en los Estados Unidos de Norteamérica, para proteger la calidad del agua, se le asignó a la Environmental Protection Agency (EPA), la responsabilidad de vigilar por la protección de la conservación de las propiedades naturales del agua destinada a distintos usos. Su responsabilidad es a nivel nacional, cada Estado puede establecer sus propias medidas, pero estas serán aprobadas y supervisadas por la EPA.

Uno de los primeros trabajos que trató de unificar los criterios de la calidad del agua, fue el publicado por la Academia Nacional de Ciencias (Water Quality Criteria, 1960), sus estándares, sin embargo, no establecieron valores bien definidos, lo cual hacía difícil su interpretación. La EPA en 1976 publicó un reglamento para proteger la calidad del agua procedente de distintas regiones, este reglamento establece algunas variables fisicoquímicas, químicas y microbiológicas. Sus valores máximos deben ser observados y considerar un agua contaminada o no, a fin de proteger la salud humana. El reglamento involucra implicaciones socioeconómicas, técnicas, factores institucionales para la toma de decisiones; a pesar de esto, tiene también limitaciones que han empezado a ser analizadas por los directivos de la EPA, quienes han reconocido la necesidad de efectuar una redirección en la aplicación y toma de decisiones de estas normas. Muchos estándares están basados en la experiencia obtenida en el laboratorio, y muchos no se adaptan a las condiciones naturales.

También se ha pensado en una reclasificación de los cuerpos de agua, bajo el criterio de uso. Un factor que puede limitar la buena aplicación de una norma de ca-

lidad es el personal que trabaja en estas organizaciones, el cual requiere una total integración y coordinación al igual que un completo conocimiento del programa (Water - Quality Criteria, 1980).

En ausencia de estudios epidemiológicos, algunos países como en los Estados Unidos de Norteamérica, Canadá Y otros europeos han adoptado estándares propios para regular sus aguas destinadas a la natación, basados en algunos estudios fundamentales.

Otros países incluyendo Gran Bretaña, hasta hace algunos años no habían establecido normas sanitarias tan rígidas como las dictadas en América, para estas regiones costeras, pues en sus estudios realizados no existía fuerte evidencia de contagio por enfermedades como poliomielitis o fiebre tifoidea (Moore, 1975, 1977). Fue Cabelli (1979), quien observó un aumento de enfermedades gastro-intestinales entre los bañistas que acudían a playas o zonas costeras altamente contaminadas con desechos diversos, por lo cual la legislación inglesa adoptó en los últimos años el criterio establecido por la Comunidad Económica - Europea (CEE, 1976).

Una de las primeras legislaciones que delimitó el uso de aguas costeras para recreación y realizó una clasificación entre contacto primario y secundario, fue la establecida por el USA Report Committe on Water Quality, - Washington, D.C. (1968), el cual definió al agua recreacional de contacto primario como " aquellas aguas costeras -- las cuales se han destinado para actividades recreativas (natación, clavados, chapoteaderos, etc.), las cuales in-

volucran una exposición durante un tiempo prolongado, contacto íntimo y provocan riesgo en la salud por la infección de pequeñas cantidades de agua marina ".

En base al criterio bacteriológico desarrollado, este subcomite consideró que el contenido de organismos coliformes totales/ 100 ml no deberan exceder al logaritmo medio de 1000 coliformes totales / 100 ml, ni exceder a 2000 coliformes totales / 100 ml en el 10 % de las muestras. El contenido de bacterias coliformes fecales no excederan a - 200 CF/ 100 ml o no ser mayor en el 10 % de las muestras a 300 CF/ 100 ml, durante el muestreo.

El valor del pH se recomienda dentro de los valores de 6.5 y 8.3. En este rango se considera que el ojo humano no sufre irritaciones u otras afecciones al estar en contacto con el agua costera.

La temperatura recomendada no exceda de 30°C, y la transparencia se mide con el disco de Secchi siendo el valor estandar considerado de 120 cm para aguas costeras.

El Subcomite consideró adecuada la prueba de coliformes totales para determinar la presencia de patógenos - en las aguas costeras utilizadas en la recreación; sin embargo, se debe considerar que del total de organismos coliformes un porcentaje de 1 a 90% pueden ser organismos de origen fecal; al nivel de 1 % no existe ningún problema -- cuando se considera el valor quifa de 100 Ct / 100 ml, pero cuando se considera este valor y los organismos fecales -- constituyen el 90 %, el valor limite es una seria amenaza para la salud del bañista.

La evaluación de estreptococos fecales junto con bacterias coliformes totales, están siendo usadas por algunas legislaciones sanitarias. Entre los principales problemas que presenta es su escasa especificidad, entre las pruebas

bas que se han desarrollado hasta ahora; de ahí que no se pueda distinguir claramente entre los estreptococos procedentes del hombre, los de los animales de sangre caliente, plantas e insectos. Esto conduce a pruebas falsas positivas. Debido a esto, los estreptococos fecales no deben ser empleados como criterio primario, pero son útiles como un suplemento a las pruebas coliformes fecales, en donde es necesario precisar de un conocimiento de la fuente contaminante.

Otro criterio fue desarrollado por el Interstate - Water de Massachusetts en 1964, que en sus regulaciones para el uso de un agua costera establece una triple división : Clase SA; Clase SB y Clase SC. La diferencia es que en la primera clasificación se incluyen aguas de alta calidad reservada para la natación, deportes acuáticos por contacto directo y áreas para el cultivo de moluscos. La segunda puede tener uso recreativo, pero el cultivo de bivalvos solo se recomienda con previa purificación de esta agua. La tercera se recomienda para la navegación y otros usos industriales. Las variables físicas consideradas son : oxígeno disuelto, color, turbidez, sabor y olor. Entre las variables químicas : fosfato total, amonio, sólidos disueltos, aceites, materia orgánica disuelta, Físicoquímicas pH (Camp et. al., 1974). Los valores de los estándares que aparecen descritos en la Tabla 7 corresponden a la clase SB, debido a que corresponde a una situación más real del ecosistema prevaeciente en el estado de Massachusetts.

A continuación se mencionan algunos criterios que establecen la calidad del agua costera de uso recreativo, en algunos países europeos (Tabla 7). En la República-

Federal Alemana, al igual que en otros países europeos, - existe una amplia información sobre normas guías que reglamentan el uso y la conservación de las aguas utilizadas en albercas; siendo escasa la información reglamentada -- para las zonas costeras recreativas, lo cual se debe a que en este país es escasa esta zona. No obstante, existen muchos estudios aislados acerca de la situación sanitaria y la contaminación de las zonas costeras del Mar Báltico y - Mar del Norte (Gerlach, 1976; Hanser, 1982). A pesar de esto, existe una falte de integración de esta información para llegar a establecer normas y estándares. En la actualidad, se trabaja sobre esta problemática. El criterio bacteriológico, adoptado por este país, está de acuerdo con lo establecido por la Comunidad Económica Europea.

En Austria, a partir de 1976 y a través del ORNORM (Osterreichisches Normungsinstitut), se elaboró un reglamento que contiene una serie de características físicas, químicas y microbiológicas , el cual está aplicado a las aguas costeras o similares, destinadas a la natación.

Francia, a través de su Ministerio de Salud y Seguridad Social, en 1969 estableció una legislación propia, la cual divide a las aguas costeras, utilizadas en la natación, en cuatro grados: de muy buena calidad, buena calidad, mediana calidad y mala calidad. A esta clasificación le acompañan sus correspondientes valores, la variable evaluada básicamente fue la bacteriológica. A partir de 1977, el Ministerio de Salud y Seguridad Social y el Ministerio de Cultura y Ambiente informaron que el estado sanitario de la mayoría de las playas turísticas francesas osciló como sigue: el 75 % de ellas presentaron de muy buena a buena calidad, el 14 % mostró una calidad media y solo el 4 %

presentó mala calidad.

España definió un criterio en los siguientes términos, la calidad de las aguas del mar ha de referirse a las condiciones fisicoquímicas y biológicas naturales o de origen, a partir de las cuales se pueden establecer límites y significado que tiene la presencia de sustancias, o microorganismos incorporados al medio ambiente marino .

La legislación elaboró un reglamento sanitario para usos del agua, el cual incluye normas guías aplicadas a la zona costera. Este reglamento fue aplicado a través de la Subsecretaría de Planeación y Ordenación Ecológica, SAHR. El artículo 24 del reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de las aguas costeras (SAHR, 1975), hace una división de cuatro clases. Considerando la primera clase C_1 es recomendada para cultivo de moluscos y acuicultura; C_2 utilizable para la recreación por contacto directo; C_3 usos recreativos sin contacto directo; y C_4 utilizable para la explotación pesquera de especies de escama, y otros usos.

En nuestro país existe a partir de 1982 en la Ley de Protección al Ambiente en el Capítulo 4, una reglamentación que bajo el título de la protección del Medio Marino contiene cinco artículos (29,30,31,32 y 33; Diario Oficial de la Federación , 1982). En estos artículos se señalan que ninguna agua residual que contenga contaminantes sin tratamiento previo podrá ser descargada en el medio marino. Entendiendo por medio marino a las playas, mar patrimonial, mar territorial, suelo y subsuelo marino .En esta legislación se señalan además, las autoridades responsables de vigilar por el cumplimiento de este reglamento como son la Secretaría de Ecología y Desarrollo Urbano, Secretaría

de Marina, Secretaria de Pesca y en algunos casos la Secretaria de Comunicaciones y Transportes.

Si bien esta ley es un gran esfuerzo en nuestro país para proteger las zonas costeras contra los efectos de la contaminación urbana e industrial, aún no se señala en esta legislación los criterios en que se basan para indicar que una zona esta o no contaminada, no se mencionan valores límite de algunas variables fisicoquímicas, químicas, biológicas o climatológicas. No se dan valores estandar que ayuden a emitir este juicio sobre el estado de contaminación. La protección de la zona costera que preten de realizar esta legislación es global, aún no se hace una clasificación mas detallada de la zona costera en cuanto a su geomorfología (bahía, estuario, laguna costera, etc.), ni se mencionan diferencias en propiedades oceanográficas o meteorológicas; tampoco se ha evaluado a la zona en cuanto a su riqueza marina de acuerdo a la distribución geográfica de su flora y fauna marina.

A partir de esta revisión bibliográfica de los reglamentos sanitarios dictados por algunos países para proteger las zonas costeras, se observa que los Estados Unidos de Norteamérica es el país que mayor número de reglamentaciones ha elaborado a nivel estatal y federal; en Europa también ha existido una fuerte preocupación por proteger estas zonas, en nuestro país la reglamentación de estas zonas es reciente; mientras que en muchos países aún no existe. La mayoría de estos reglamentos se han enfocado, básicamente, a determinar parámetros bacteriológicos tendientes a ser relacionados con algún posible riesgo en la salud humana.

Un resumen de los valores de las reglamentaciones sanitarias, internacionales y nacionales, arriba menciona-

das se encuentran en la Tabla 7 .

Algunos casos no son claros y hay flata de integración de los resultados experimentales en los cuales se basan las normas bacteriológicas que regulan la calidad del agua costera; así por ejemplo la concentración de organismos coliformes totales presentes en aguas costeras nunca se ha relacionado con el registro epidemiológico de individuos que contrajeron alguna enfermedad gastrointestinal. Además, el concepto de zona costera se ha manejado aisladamente, sin considerar que ésta se extiende hasta la plataforma continental, incluyendo una rica zona de algunas importantes pesquerías. Otro aspecto que no se ha definido es su geomorfología, esto es importante, ya que existen variaciones como bahías, lagunas, marismas, estuarios, etc., y los reglamentos hasta ahora elaborados, no distinguen -- esta diferencia, lo cual es determinante para los distintos movimientos del agua (mareas, viento, corrientes) que permiten que un cuerpo de agua receptor renueve fácilmente un contaminante.

El reglamento sanitario, que protege la calidad del agua costera en nuestro país, está sujeto a los mismos problemas arriba mencionados. Sin embargo, debido a que la -- contaminación en nuestro país ha ido en aumento en los últimos años, es urgente su protección; para esto se necesita -- formular una reglamentación mas ambiciosa y amplia, que la que actualmente existe. Las zonas costeras en nuestro país revisten principal importancia por ser centros turísticos o de recreo, así como áreas donde se localizan recursos marinos de valor incalculable para la economía nacional.

En respuesta de la gran heterogeneidad existente entre los reglamentos de calidad de una zona costera establecidos por distintos países, lo cual no permite hacer una interpretación sanitaria aún en un mismo país, o región oceanográfica, algunos países europeos se unieron para tratar de formular reglamentos sanitarios que unifiquen los estándares que se eligen para elaborar dichos reglamentos. A continuación se hace una breve reseña de los logros realizados por distintas organizaciones sanitarias internacionales, con el objeto de establecer un criterio homogéneo.

A partir de 1973, varios países europeos establecieron un programa conjunto para determinar la calidad de una zona costera empleada en actividades recreativas. Este programa se efectuó a través del Servicio de Protección Ambiental de la Comunidad Económica Europea (CEE). Los objetivos que plantearon fueron :

- 1, Proteger la salud humana contra el efecto de la contaminación.
2. Salvaguardar al ambiente natural y las especies animales y vegetales contra diversas agresiones a que están sujetas.
3. Preservar los recursos naturales y áreas atractivas para la recreación.

Todos los países miembros de la comisión se comprometieron a definir una escala para cada variable que eligieran y buscar una metodología aplicable a todas las legislaciones sanitarias europeas. Se debe considerar las dificultades que este último punto involucra. Inicialmente, los miembros del CEE se basaron en estudios y resultados pre-

vios, a partir de 1974 las variables propuestas por los representantes franceses fueron elegidos como base para elaborar los límites de las variables finales. También se especuló sobre algunos factores que pueden afectar las determinaciones bacteriológicas como problemas en la toma de muestras y especificidad del indicador; estos factores son importantes de tomarlos en cuenta para lograr una mejor interpretación de resultados, ya que la directiva de la CEE consideró que las pruebas bacteriológicas eran las más sensibles para detectar la contaminación provocada por aguas residuales en las zonas costeras. Para estas variables bacteriológicas, los miembros de la CEE consideraron dos tipos de valores: el valor mandatorio y el estricto; el primero establece valores más flexibles que el segundo. El valor mandatorio indica que el 95 % de las muestras de agua analizadas presentarán cuentas de coliformes fecales de 2000 Cf/ 100 ml. Cuando se aplica el valor estricto se requiere que el 89 % de las muestras analizadas presenten un valor máximo de coliformes totales de 500 Ct/ 100 ml y de coliformes fecales de 100 Cf/ 100 ml.

En 1970, la FAO, a través de la Conferencia Técnica sobre la contaminación de las aguas del mar y sus efectos en los recursos vivos y en la pesca, estableció los antecedentes para la creación de especificaciones y normas sanitarias aplicadas a la protección de las regiones costeras. Estas normas serían elaboradas por organizaciones regionales o internacionales competentes.

Como resultado de este primer intento de organización internacional para tratar los problemas relativos a la contaminación de las zonas costeras, la FAO y la --

UNESCO crearon un grupo que se dedicaría a resolver estos Problemas. El grupo se denominó Grupo de Expertos en Aspectos Científicos de la Contaminación Marina (GESAMP), 1976, el cual ha trabajado en cooperación con los programas de otras organizaciones internacionales : IMCO, WHO, WMO, IMO, OAEA, FAO; UNESCO. El grupo GESAMP se reunió en 1976 y en 1984 para elaborar los principios que definirían un criterio de calidad de las aguas costeras aplicable a nivel internacional, a través de un análisis de la situación actual.

Los puntos analizados en los últimos años indican que las aguas costeras cercanas a las playas han mostrado un aumento en su contaminación química y microbiológica poniendo en peligro la salud de los usuarios de estas zonas; indicaron además, que el monitoreo de la calidad del agua costera es uno de los medios para evaluar su contaminación ; sin embargo, el aislamiento de un organismo patógeno de las aguas estudiadas no indica necesariamente la aparición de una enfermedad. Por otra parte, el aislamiento de un organismo patógeno del agua de mar no es una práctica rutinaria en la determinación bacteriológica de estas aguas. Las enfermedades entéricas (de acuerdo a los datos recopilados por el grupo GESAMP) -- pueden originarse al ingerir agua potable contaminada con excretas humanas o animales y provocar errores en la determinación de una enfermedad entre un bañista, el cual padecía la enfermedad antes del baño. Así mismo, los organismos fecales resultan indicadores importantes cuando se trata de demostrar alguna enfermedad entre los bañistas - que acuden a las playas receptoras de aguas residuales, - provenientes de actividades domésticas o industriales. Hasta ahora, no existe una correlación demostrable entre los indicadores fecales y patógenos, excepto para Salmonella

llas Para mejorar algunas interpretaciones, ciertos países han introducido normas bacteriológicas de calidad, basadas en el índice coliforme/ fecal. A lo largo de muchas consideraciones, acerca de la relación de los indicadores fecales con la presencia de patógenos en el agua de mar, el grupo GESAMP estableció el criterio utilizado para aguas costeras, el cual se basa en las relaciones dosis respuesta.

Dado el presente estado de conocimientos y bajo ciertas circunstancias, un organismo indicador, característico de la contaminación por desecho de origen animal o humano, puede ser usado para indicar un posible peligro para la salud humana; debido a la probable presencia de patógenos humanos, especialmente cepas microbianas antibiótico rsistentes.

El grupo GESAMP sugirió las normas bacteriológicas establecidas por la Water Health Organization (WHO, 1976), como punto de partida para la elaboración de sus propias normas bacteriológicas.

Para avocarse a la tarea de desarrollar un nuevo criterio de calidad, aplicable a estos ambientes, el GESAMP definió por "aguas costeras" a aquellas que presentan una salinidad mayor de 0.5%, y que se extienden hasta la orilla de la plataforma continental. En el caso de islas, se considerarán áreas similares. La baja salinidad que considera esta definición se explica, debido a que incluye la que tienen algunos mares nórdicos (Mar del Norte, Mar Báltico y mares polares).

El GESAMP, después de analizar algunos aspectos mas sobresalientes de la situación de la contaminación -- costera, consideró establecer los siguientes puntos para definir su criterio :

- 1) Realizar un análisis crítico de la literatura existente.
- 2) Determinar algunas características físicas, químicas y biológicas del área sujeta a estudio; y determinar la variabilidad en el tiempo y en el espacio. Estas variables pudieran influir en la elección del uso del ecosistema marino, lo cual requiere que se efectúen observaciones de campo preliminares y experimentos en el laboratorio, a la vez que un análisis estadístico de resultados.
- 3) Establecer el orden de importancia de cada una de las características, lo cual se apoyará en estudios de campo.
- 4) Determinar las posibles alteraciones introducidas a las masas de agua durante la realización del estudio.
- 5) Determinar el estudio químico y físico, así como la distribución de la alteración (stress) , producido en el ecosistema marino, considerando el factor tiempo.
- 6) Delimitar el área de estudio, la cual está sujeta a -- distintos grados de contaminación.
- 7) Delimitar las relaciones exposición/respuesta que presenta el sistema sometido a estudio; se necesitará conocer el o los puntos vulnerables del sistema.
- 8) Se realizarán experimentos de exposición al contaminante, en el laboratorio y/o en el campo, con el objeto de obtener curvas de exposición/respuesta que reflejen -- los efectos de las variaciones en las condiciones del contaminante. Se sugiere abarcar completamente el grado a niveles tóxicos en los experimentos realizados. Se espera -- que las variaciones introducidas reflejen integralmente --

las condiciones ambientales encontradas en la región estudiada y sistema elegido, desde condiciones normales hasta stress. Entre los factores que pueden afectar e influir en los resultados están : cambio en la composición del contaminante , variabilidad de exposición, ruta de administración del contaminante entre otros. Además, dentro de sus limitaciones, los parámetros medidos reflejarán la respuesta del nivel más vulnerable del sistema sujeto a estudio, lo cual ayudará a seleccionar la condición exposición/respuesta determinado, como criterio para formular un estandar.

9) Estudiar los efectos que la relación exposición/ respuesta puede provocar en niveles tróficos inferiores y superiores, inmediatos, del ecosistema sujeto a estudio. Esto proporcionará información para estimar la probabilidad de efectos remotos en el ecosistema y permitirá la estructuración de patrones de biomagnificación.

Otros aspectos que consideró el GESAMP para establecer su criterio fueron : la necesidad de recopilar datos con un análisis apropiado, efectuado por cuerpos nacionales e internacionales, con el objeto de reunir la información actualizada y realizar un resumen para emplearse en futuros trabajos, y la necesidad de una mayor divulgación de los estudios que se están realizando en este campo, para lo cual se propuso la creación de agencias internacionales que controlen y estén informadas de los trabajos que se realizan en torno al control de la calidad del agua de las zonas costeras.

Entre los trabajos de organizaciones internacionales, que anteceden a la elaboración de un criterio que

incluya el uso de variables biológicas en el monitoreo de la contaminación de las aguas costeras, se debe mencionar los siguientes:

1. FAO.(1976a), Reporte Técnico en el cual se hace una revisión del uso de organismos marinos como bioacumuladores de contaminantes diversos, se evalúa el papel de éstos, y da una guía para seleccionarlos y usarlos de acuerdo al estudio de contaminación que se requiere realizar.

2. FAO (1976b), Reporte Técnico relativo a la planeación de un sistema de índices para la medición de los efectos del stress, causado por las actividades humanas en los recursos acuáticos. Se estudian las ventajas y desventajas de cada límite, utilizando comunidades biológicas.

3. La FAO (1977) estudió, en un informe presentado en este año, la bioacumulación de contaminantes marinos y concentrados tóxicos de naturaleza química, presentes en aguas residuales, los cuales causan una disminución en la concentración del oxígeno disuelto. Se hace un estudio de los distintos tipos de procedimientos utilizados en el laboratorio y los tipos de organismos más adecuados para realizar estudios ecológicos referentes a esta contaminación.

4. La UNESCO (1973) realizó un reporte relativo a la medida continua de variables biológicas, para establecer una estrategia y diseño estadístico.

5. La ICES(Consejo Internacional de Exploración de los -

Océanos), en 1978, realizó una revisión de los conocimientos científicos relacionados con los efectos que la contaminación marina causa en los organismos de este ecosistema, y métodos e instrumentación utilizados.

6. El Taller " The Workshop on Pollution Effects Monitoring, efectuado en la primavera de 1979 en U.S.A. abordó la problemática de efectuar un estudio global de una zona costera expuesta a contaminación para lo cual se dividió en siete mesas de trabajo que incluyeron distintos aspectos : bioquímica, fisiología, palobiología, comportamiento, genética, ecología y fisiología. Al finalizar, cada mesa dió sus recomendaciones para incluirlas dentro de los programas de muestreo utilizando indicadores biológicos (McIntyre et. al., 1980).

El grupo GESAMP en 1980 concluyó, después de analizar estos trabajos, que un programa de monitoreo biológico era aceptable, lo cual daría un aspecto global a los monitoreos químicos y físicos para elaborar nuevos criterios de evaluación de la calidad de las zonas costeras. Existe suficiente material para iniciar este programa, sin embargo, no se ha elaborado aún una estrategia para desarrollar variables biológicas.

Debido a los avances científicos, es posible evaluar las respuestas, a nivel controlado, de los sistemas biológicos a niveles bioquímicos y fisiológicos en aquellos organismos sometidos a stress subletal, lo cual implica la introducción de nuevas técnicas en el programa de monitoreo. Con ello se solucionarán los problemas inherentes al estudio de poblaciones biológicas, debidos a la variabilidad causada

por la abundancia de la población en el espacio y tiempo.

El GESAMP, en 1980, delimitó los puntos en que la elección de variables biológicas podrían servir, más eficientemente, para establecer un nuevo criterio ; éstos son los siguientes :

1. Establecer claramente la utilidad particular de las variables propuestas para efectuar el monitoreo de la contaminación.
2. De ser posible, evaluar un buen número de variables biológicas que proporcionen una información global del problema.
3. Desarrollar una estrategia para el monitoreo biológico, - basada en la elección de técnicas adecuadas para evaluar al sistema biológico elegido.

El grupo propuso una estrategia que consiste en -- tres fases :

Fase I Identificación; determinar un cambio en el tiempo y espacio, para ello se propuso realizar las siguientes pruebas :

- Análisis químico de sedimentos, agua y biota,
- Selección de organismos utilizados en los bioensayos.
- Estimar la incidencia de anormalidades morfológicas/patológicas en las poblaciones de peces.
- Bioensayos de las aguas superficiales en cultivo de ostras y/o larvas de equinodermos e hidroides.

Fase II

Cuantificación: consiste en establecer el grado o extensión del cambio provocado a un sistema biológico.

Las pruebas sugeridas son:

- Exámen de la estructura de la comunidad béntica.
- Exámen de variables de la población béntica.
- Índices fisiológicos (crecimiento) en especies seleccionadas de amplia distribución (Crassostrea Mytillus).

Fase III

Determinación de la causa de un cambio observado:

- A través de un análisis químico específico del agua, sedimentos, biota y su contaminación por contaminantes suspendidos.

- Desarrollo de técnicas bioquímicas específicas para determinar distintos compuestos químicos.

Debido a que las tendencias actuales de algunas organizaciones sanitarias es continuar utilizando las variables bacteriológicas, algunos autores (Cabelli, 1981) han considerado mejorar la información proporcionada por dichos datos, tomando en cuenta las siguientes observaciones :

1. Origen y fuente del organismo indicador utilizado.
2. Estado de salud que presentan los bañistas antes del contacto con las aguas contaminadas.
3. Frecuencia de contacto con el agua contaminada, de origen costero, que realiza el bañista sometido a estudio.
4. Velocidad con que aparece una enfermedad en un grupo de nadadores.

A través de la información precedente, se hace patente la inquietud, recientemente experimentada por algunas organizaciones internacionales, referente a integrar variables biológicas y otras, nuevas metodologías de campo y nuevos criterios que ayuden a elaborar nuevas regulaciones que sirvan para evaluar efectivamente la situación

sanitaria real de una zona costera.

En nuestro país, las zonas costeras son extensas y su importancia se basa que en ellas se asientan importantes centros recreativos y turísticos. Estas zonas, además, representan una riqueza en recursos marinos bióticos y -abióticos de incalculable valor para la economía de nuestro país. Debido a que la reglamentación que evalúa la posible contaminación de estas regiones es poco clara y precisa, el presente estudio se propuso realizar dos objetivos principales :

1. Realizar una revisión bibliográfica de las reglamentaciones sanitarias, aplicables a la zona costera nacional e internacional, con el objeto de analizar la información existente.
2. Realizar un trabajo de campo en un puerto de importancia turística, como el Puerto de Acapulco, Gro., en el cual se evaluó la calidad de tres zonas : la bahía, zona externa a la bahía (Océanica), y la zona costera externa representada por las playas de Mozimba y Olvidada.

A pesar de que existen algunos estudios anteriores, éstos se han limitado a reportar datos aislados; sus resultados son escasos y confusos, no han realizado una evaluación de la situación de la contaminación de esta zona costera. Uno de los objetivos de este estudio, fue el de realizar una evaluación, no únicamente basada en las reglamentaciones existentes sino, también, indicar las limitaciones de dicha reglamentación e intentar dar una interpretación ecológica de la calidad de las aguas costeras de las zonas estudiadas.

IV AREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localizó en la zona costera externa e interna de la bahía de Acapulco Gro. y proximidades, localizando el área entre los paralelos $16^{\circ} 48'$ y $16^{\circ} 49'N$ y meridianos $99^{\circ} 54'$ y $99^{\circ} 55'W$, esta información fue tomada del estudio geográfico realizado en los años de 1976 a 1977 por la Secretaría de Marina. Dicha áreas se dividió en tres zonas: Zona A interior a la bahía, Zona B exterior de la bahía, oceánica y Zona C donde se localiza la línea costera de las playas de Mozimba y Olvidada.

El puerto tiene una anchura de $1 \frac{1}{4}$ de millas - en la entrada principal, aumentando hasta más de 3 millas en su interior (Secretaría de Marina, 1976 a 1977).

Las salientes del puerto de Acapulco son las únicas que interrumpen en la playa arenosa, extendiéndose desde el Morro de Papanoa por el este, cubriendo una distancia aproximada de 135 millas.

El clima del puerto de Acapulco es del tipo A(c) W_1 (W) según Köppen (Secretaría de Programación y Presupuesto de 1981), que es semicálido y subhúmedo, con lluvias en verano que incluyen casi todo el mes de octubre. El período cálido del año presenta dos puntos máximos separados por una sequía.

La precipitación del mes más seco es menor a 60 - mm (Secretaría de Programación y Presupuesto de 1981) y es irregular durante el año. El más húmedo es el de septiembre (353.9 mm), y el más seco es el de marzo (0.2 mm). Los meses de junio y agosto son los de menor precipitación durante todo el período de lluvias. Existen años

en los cuales la precipitación de junio a octubre representa el 97 % de la precipitación anual, lo cual se debe a la influencia de los ciclones tropicales que se originan en el Mar del Caribe y en el Océano Pacífico según lo reportado por la Secretaria de Marina 1976 a 1977.

Por lo general, el mes más cálido corresponde a julio (28.6°C) y el mes más frío es el de enero (26.1°C Secretaria de Programación y Presupuesto de 1981).

Geomorfológicamente hablando, la bahía está formada principalmente por rocas metamórficas procedentes del Paleozoico sobre las cuales se depositaron rocas sedimentarias secundarias, junto con derrames volcánicos terciarios (Secretaria de Marina , 1976 a 1977).

En la playa se localizan tres tipos de zonas :

- a) urbanizada, b) faja costera y c) la playa propiamente.
- a). La zona urbanizada se localiza entre los 5 y 10 metros sobre el nivel del mar, cuya pendiente va decreciendo, lo cual favorece el transporte de sedimentos.
- b). La faja costera se encuentra inmediata a la zona urbanizada y prácticamente la pendiente se nulifica, esto provoca la obliteración de materiales, los cuales se acumulan e inducen a asolvamientos.
- c). La playa casi siempre presenta problemas de contaminación, la cual es transportada en su mayoría por arroyos o pequeñas descargas.

Esta zona litoral se extiende a lo largo de toda la costa y se ha ido modificando por la llegada de sedimentos. En algunas playas (Hornos) el talud se ha modificado. Las características del oleaje también se han modificado debido a las transformaciones del cordón litoral, siendo la ruptura del oleaje irregular. Este desequilibrio se acentúa en toda la bahía (Informes de la Secretaria de Recursos Hidráulicos, Subsecretaria de Planeación, 1975).

La topografía de la Bahía de Acapulco, queda integrada a la que caracteriza las zonas costeras continentales que se extienden desde el paralelo 23° N latitud ; en estas regiones se localizan depresiones submarinas que parten desde la boca del Golfo de California hasta Centroamérica, con una extensión de 2,600 Km y anchura media de 75 Km, con profundidades máximas de 6,600 metros. La forma del relieve es prácticamente continua. La Fosa de Acapulco tiene 519 Km de longitud con un azimut de 230° , se localiza en la isobata de 4,000 metros y se extiende desde el meridiano $98^{\circ} 30'$ hasta el de 102° .

Existe una serie de arroyos que cubren y drenan de la parte alta del puerto a la bahía. Estos arroyos requieren especial interés, porque son el principal medio de transporte de detritos, desechos antropogénicos e industriales, y representan los escurrimientos pluviales que alimentan a la zona costera de la bahía, sobretudo en la época de lluvias (Fig. 1).

El puerto tiene siete cuencas y cada una a su vez, está compuesta por uno o varios arroyos. Las cuencas son:

1. La Cuenca de las Aguas Blancas, situada en la parte más occidental, posee una superficie de 1033.7 hectáreas orientada en dirección norte sur. La cuenca posee un canal por el cual bajan aguas de lluvias y residuales domésticas.
2. La Cuenca de Palma Sola- Camarón, tiene un área de 1,149.7 hectáreas orientada paralelamente con la de Aguas Blancas.
3. Cuenca Magallanes con una superficie de 317.6 hectáreas está limitada por el oriente con la de la Garita o Diana.
4. La cuenca de la Diana o Garita, está orientada en dirección norte-suroeste, tiene una amplia cuenca de recepción

cuya superficie se estima de 693.7 hectáreas.

Estas cuatro cuencas representan aproximadamente el 70 % de la superficie de la Bahía de Acapulco y son las de mayores problemas debido a que en la superficie en que se localizan existen asentamientos humanos, los cuales enriquecen sus aguas con desechos diversos (Fig. 1).

Hacia el oriente se localizan las otras tres Cuencas menores dispuestas radialmente al eje de la bahía.

5. La Cuenca Deportivo con una superficie de 107.2 hectáreas.

6. La cuenca Costa Azul con un área de 784.7 hectáreas y afectada por asentamientos humanos.

En la tabla 9 aparece el volumen de escurrimientos, sólidos acarreados y gasto de éstas cuencas estimados anualmente. La amplitud de la marea de ziziglas es de aproximadamente 54, 9 cm y la media de 48.8 cm, de acuerdo al Informe de la Secretaria de Marina de 1976 a 1977.

Entre la Isla Roqueta y la costa se genera una corriente cuyo efecto es importante para las corrientes generadas en el interior de la bahía, sus velocidades son de más de 2 nudos , produciéndose un hundimiento de aguas en las proximidades del Bajo de Yerbabuena. Las corrientes en el Interior de la bahía parecen estar principalmente producidas por los vientos dominantes del W, pasando a través de la parte baja donde se forma la Bahía de Santa Lucía, su efecto sobre el mar es perceptible cerca de las Rocas de San Lorenzo, este fenómeno unido a la corriente entrante de Boca Chica produce una corriente a lo largo de la costa interior de la bahía de Icacos hacia el farallón del Obispo según la Secretaria de Marina 1976 a 1977, SAHR, 1975.

Un breve resumen de los tipos de descarga localizadas a lo largo de la bahía y en la zona externa a ella se muestra en la Tabla 10. En esta tabla se hace mención-- sobre su calidad, gasto y su localización. En la Figura 2 aparecen localizadas las principales descargas en la bahía y en la zona costera exterior, se indica su gasto aproximado en cada una de ellas.

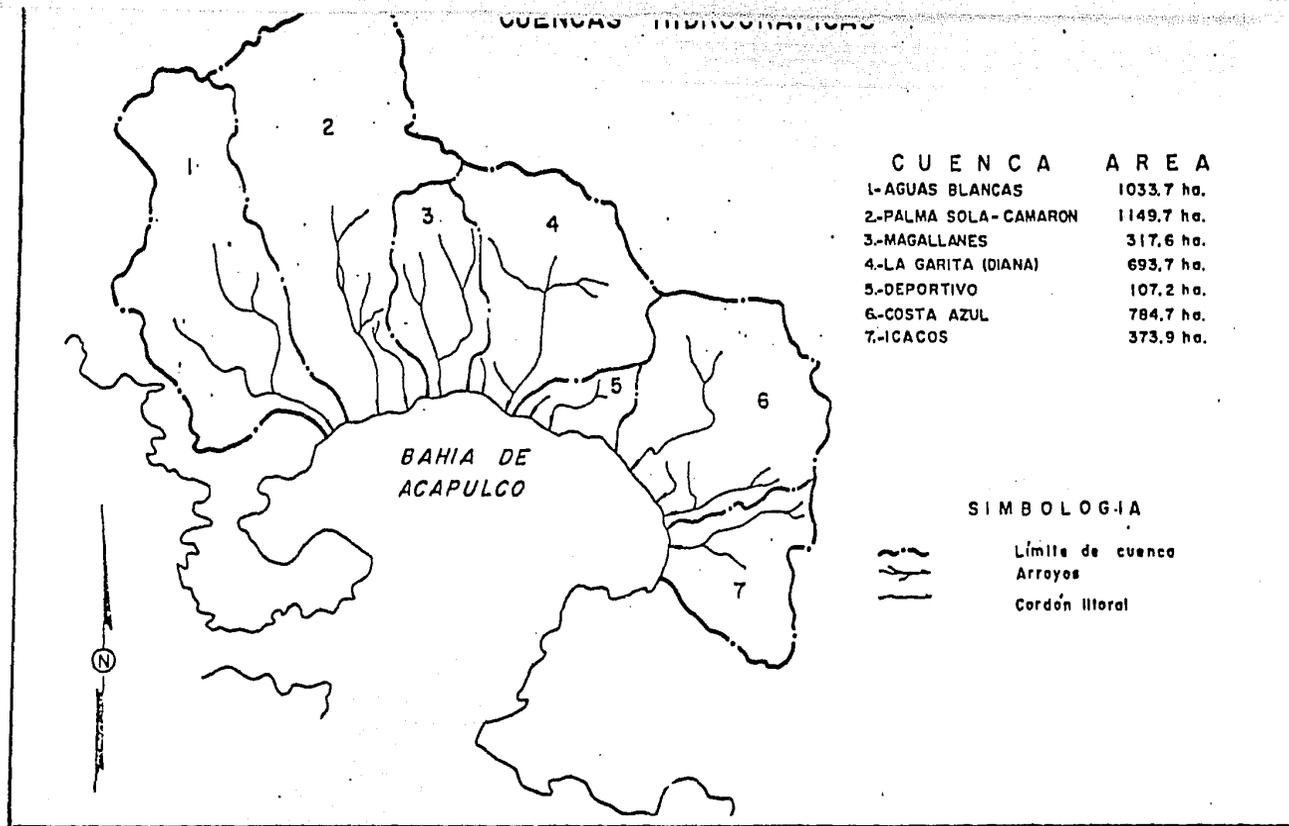


Fig. 1 Descripción de las principales Cuencas hidrográficas que desembocan en la Bahía de Acapulco, Gro.

Tabla 9 Cantidad de escurrimientos
y sólidos aportados por las
cuencas de la Bahía de Aca-
pulco, Gro.

CUENCA	SUPERFICIE	ESCURRIMIENTO COEFICIENTE	GASTO PROM. m ³ /seg.	SOLIDOS Ton.
Aguas Blancas	1033.7	0.28	37	568.7
Palma So- la/Cama-- rón.	1149.7	0.28	51	977.2
Magallanes	327.6	0.32	23	127.0
Garita/Dia na.	693.7	0.32	46	138.7
Deportivo	107.2	0.32	9	10.7
Costa Azul	784.7	0.32	48	431.5
Icacos	373.9	0.32	26	93.4

Tabla 10 Principales descargas do-
mésticas y pluviales, lo-
zadas en el interior y ex-
terior de la bahía de Aca-
pulco, Gro.

Zona	Estación	Nombre	Gasto m ³ /día	Tipo	Calidad	Localización
	1	Icacos	300	Intermiten- te.	Doméstica	Base Naval Icacos
	2					
	3	Condesa	2,592	Intermiten- te.	Doméstica	Playa Condesa
A	4	Condesa	2,592	Intermiten- te.	Doméstica	Playa Condesa
	5	Ritz	250	Intermiten- te.	Doméstica	Arroyo-Camarón. pluvial.
	6	Hornos	250	Intermiten- te.	Doméstica	Arroyo-Camarón. pluvial.
	7	Club de Yates	350	Intermiten- te.	Pluvial.	Club de Yates.
B	10	Caletilla	400	Continua	Doméstica	Caletilla.
	14	Mozimba	470	Continua	Doméstica	Playa Olvidada
C	15	Playa Olvida- da.	10,000	Continua	Doméstica	Playa Olvidada
	16	Playa Olvida- da.	10,000	Continua	Doméstica	Playa Olvidada

V MATERIALES Y METODOS

El estudio se realizó a partir del mes de octubre de 1978 al mes de marzo de 1979, incluyendo, otoño, invierno y parte de la primavera.

Tanto para el muestreo como para el análisis de resultados, el área se dividió en tres zonas distintas para comprender e interpretar las variables que ayudan a evaluar la calidad del agua costera. Las zonas estudiadas fueron : Zona A, una bahía turística, Zona B, una zona oceánica y la Zona C, una zona costera exterior a la bahía y línea de playa. En ellas se realizaron 16 estaciones de muestreo cuya distribución se consideró la siguiente:

La Zona A, en la cual se localizan las playas turísticas - empleadas en actividades recreativas, incluye además la zona donde se ubican importantes pesquerías y recursos marinos, constituyen zona donde se localizan descargas domésticas y pluviales; comprendió las estaciones 1 a 8 (Fig. 3).

La Zona B se utilizó como zona control, comprendió las estaciones de la 9 a la 13 (Fig. 3)

La Zona C en ella se localizan descargas de gran volumen, incluyó las estaciones 14 a 16 (Fig. 3).

La diferencia promedio que separó a cada estación fue de 1 a 2 Km, con una distancia aproximada de 0.5 Km de la costa (estaciones 1 a 8 y 14 a 16 : Fig. 3).

El estudio se dividió en trabajo de campo y de laboratorio.

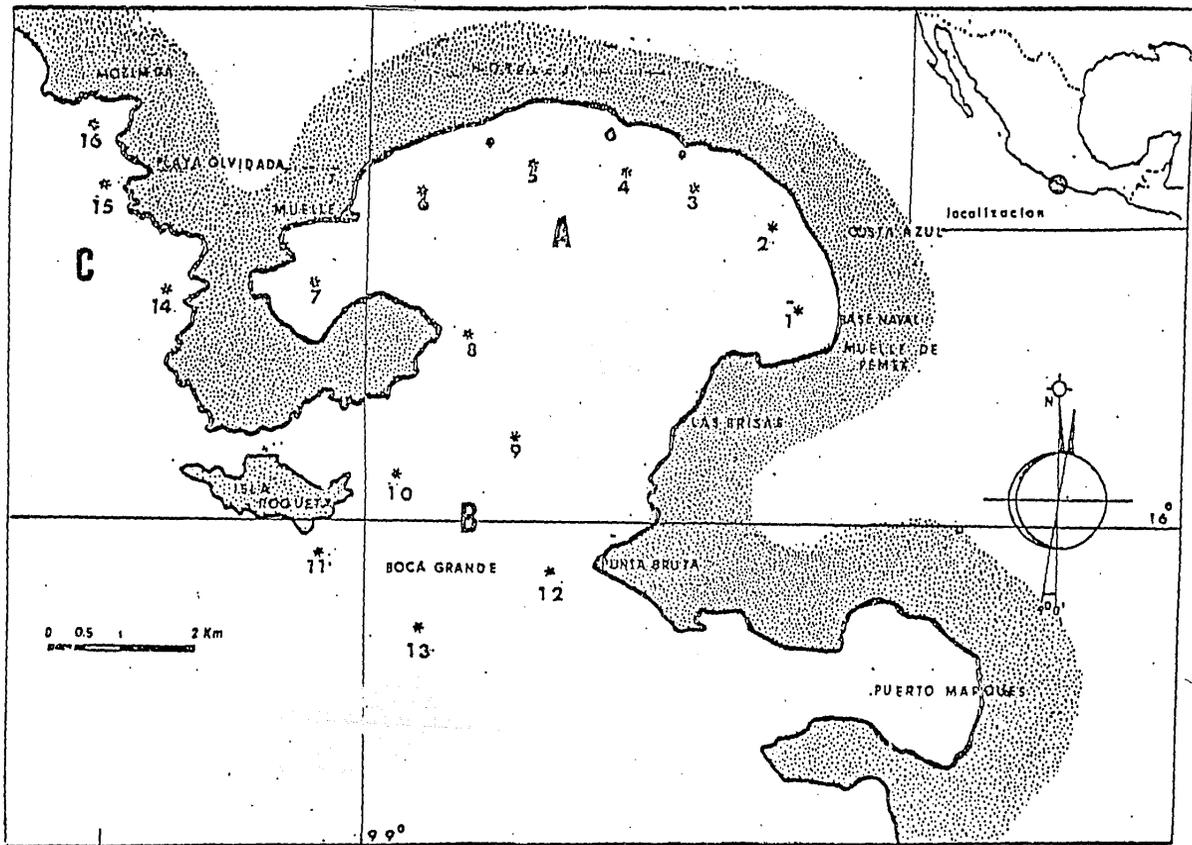


Fig.3 Descripción de las zonas de estudio : Zona A (interior de la bahía de Acapulco, Gro.), Zona B (exterior a la bahía, pécnica), Zona C (exterior a la bahía, costera). Localización de las 16 estaciones de estudio.

La hora del muestreo se eligió tomando en consideración las horas en las cuales ocurre el máximo de las desgas domésticas, entre las (0 y 11 horas a.m. ; de acuerdo a determinaciones previas realizadas por la Secretaria de Marina en 1977 y 1977.

Las muestras de agua para su análisis fueron tomadas a una profundidad aproximada de 15 cm de la superficie.

La embarcación empleada para realizar los muestreos en el bote salvavidas del buque oceanográfico H-02 de la Secretaria de Marina.

Para el análisis químico y microbiológico se emplearon botellas muestreadoras de vidrio de 3.8 y 5 litros previamente lavadas y en el caso de las bacteriológicas, se esterilizaron anteriormente. Ambas muestras se refrigeraron hasta su llegada y análisis en el laboratorio móvil instalado en la base Icacos de la Secretaria de Marina. Las pruebas bacteriológicas se procedieron a analizar casi inmediatamente después de realizada la toma, aproximadamente una hora después. Las pruebas químicas se analizaron entre 2 y 3 horas mas tarde.

En la tabla 11 aparece un resumen de los métodos de preservación y análisis a que se sometieron las muestras.

Los parámetros fisicoquímicos (salinidad y temperatura) se determinaron " in situ " con el equipo Market III. La transparencia se midió utilizando un disco Secchi.

A fin de evaluar los resultados obtenidos del análisis bacteriológico en las tres zonas estudiadas, se aplicó el criterio creado en 1974 por Walski y Parker; por me-

Tabla 11 Resumen de los métodos utilizados en la preservación y análisis de las variables químicas estudiadas.

PARAMETRO	PRESERVACION	METODO ANALITICO USADO.
Oxígeno disuelto.	Agregar inmediatamente 1 ml de $MnSO_4$ y 1 ml de KI alcalino. Agitar vigorosamente.	Winkler modificado, Carriet <u>et. al.</u> , (1966).
Nitrógeno Amoniacal	Agregar 2 ml de fenol y congelar.	Método colorimétrico, Liddicoat <u>et. al.</u> , (1975).
Nitratos	Agregar 1 ml de H_2SO_4	Método colorimétrico, Golterman <u>et. al.</u> , (1978).
Fosfatos totales.	Congelación	Método colorimétrico, Mandelli <u>et. al.</u> , (1979.).
Bacterias coliformes totales.	Refrigeración	Método de Número - mas Probable (NMP) tubos de cultivo de fermentación múltiple, Standards Methods, (1975).

Tabla 12 Algunas funciones que expresan los subíndices de algunas variables físicoquímicas, químicas y bacteriológicas que componen el Índice de calidad ideado por Walski y Parker.

<u>Variable</u>	<u>Ecuación Exponencial</u>	<u>Rango</u>
Oxígeno disuelto. (mg/l)	$I = e^{0.3(X-8)}$ $I = 0$	0 X - 8 8 X
pH (unidad estandar).	$I = 0.4 : 25 - (X-7)^2$ $I = 0$ $I = 0$	2 X 12 X 2 12 X
Coliformes totales (no./ 100 ml)	$I = e^{-0.0002X}$	
Temperatura (°C)	Actual $I = 0.0025 \cdot 1 - (X-20)^2$ $I = 0$ Desviación $I = 0.01(100 - X^2)$ $I = 0$	0 X 40 X 10 -10 X 10 10 X
Fosfatos totales (mg/l)	$I = e^{-2.5 X}$	
Nitratos	$I = e^{-0.16 X}$	
Transparencia Disco de Secchi (m)	$I = \log (X + 1)$ $I = 1$	X 9 9 X

dio de éste, que considera una ecuación exponencial desarrollada por los autores, la cual queda definida como el subíndice o función exponencial $I = e^{-0.0002X}$, donde X corresponde al valor experimental encontrado para coliformes totales/ 100 ml, en las muestras analizadas. La sensibilidad de la función de esta variable permite establecer un criterio de calidad bacteriológica cuya escala es ; I = 1.0 excelente calidad, I = 0.9 buena calidad, I = 0.1 pobre calidad, - I= 0.01 inaceptable calidad.

Para interpretar la calidad del agua de la zona costera estudiada se utilizó el índice de calidad aplicado a las zonas costeras con fines recreativos desarrollada por Walski y Parker, 1974. Este índice expresa la suma de algunas funciones exponenciales de algunos parámetros fisicoquímicos, químicos y microbiológicos (Tabla 12) que caracterizan las aguas estudiadas. Estas funciones en su mayoría son lineares, siendo negativas, a excepción de la temperatura y el pH, las cuales se representan por ecuaciones parabólicas; el índice de calidad de Walski y Parker selecciona aquellos análisis a partir de 65 variables ambientales. Estas quedan integradas en cuatro categorías : 1) Los que afectan el sabor y olor, 2) los que afectan la apariencia estética del agua marina, 3) aquellos que afectan la salud humana, y 4) los que afectan la vida acuática.

La escala para evaluar la calidad de una zona costera de acuerdo al índice de calidad de Walski y Parker es I= 1.0 excelente calidad, I = 0.9 buena calidad, I = 0.1 pobre calidad y I = 0.01 calidad inaceptable.

Cuando se realiza una interpretación global de la calidad de una zona costera, empleada para fines recreativos,

el subíndice bacteriológico de Walski y Parker queda incluido con las demás funciones exponenciales que integran su propio índice de calidad para zonas costeras. Por lo cual puede suceder, que al emplear estos dos criterios, alguna zona costera resulte bacteriológicamente inaceptable para fines recreativos, en tanto que al evaluar su calidad global, con dicho índice de Walski y Parker, resulte ser aceptable.

VI RESULTADOS

Y

DISCUSION

La temperatura y salinidad en las tres zonas de estudio : bahía, zona oceánica y playas de Mozimba y Olvidada no presentaron grandes diferencias (30.25, 30.52 y 28.50°C y 34.40, 34.24 y 31.97 respectivamente (Tabla 13, Figuras 4, 5 y 6); sin embargo, en las playas de Mozimba y Olvidada, tan solo se observó una ligera disminución en la temperatura de 1.8 °C y en la salinidad de 2.27 con respecto al valor mayor obtenido en las zonas anteriores. Esto puede explicarse por la localización de las zonas : bahía y la oceánica se encuentran en un cuerpo de agua semicerrado, con poco intercambio de las masas de agua; en especial , la zona de la bahía es un cuerpo receptor de las aguas residuales domésticas procedentes de pequeños emisores o descargas situadas a lo largo de la línea de playa. La zona de las playas de Mozimba y Olvidada es paralela a la línea de playa (Mozimba y Olvidada) en la cual ocurre un intenso intercambio de masas de agua, además existe un área de rompientes en la cual hay un intercambio de energía y fenómenos de interfase, por lo tanto ocurren posibles variaciones en la temperatura, ésta se caracteriza además por ser una zona de mezcla de aguas residuales a la cual llega un volumen aproximado de 10,000 m³/ día (informe de la Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos, 1974.) procedentes de la ciudad de Acapulco, Gro., las cuales provocan dilución en el agua marina.

Los resultados de pH (Tabla 13, Figuras 4, 5 y 6)

indican para las tres zonas los siguientes valores promedio de 8.24, 8.27 y 8.13, siendo estos normales para aguas marinas superficiales (Lozano, 1978).

La transparencia encontrada varió según la distancia de la costa, las zonas de la bahía y playas de Mozimba y Olvidada, en todo el período de estudio presentaron valores de 3.9 y 3.8 m (Tabla 13) lo cual se relaciona con una menor profundidad ; a diferencia de lo que ocurrió en la zona oceánica, la cual mostró valores mas altos durante los cinco meses, su valor promedio fue de 11.1 m y esto se debe a que corresponde a la zona oceánica donde existen mayores profundidades. Por otra parte, se observó una oscilación en la transparencia según el período estacional (otoño, invierno y primavera). Indicando que la transparencia tiende a disminuir en los meses de enero a marzo en la bahía, diciembre y marzo en la oceánica, y noviembre, diciembre y marzo en las playas de Mozimba y Olvidada, lo cual puede deberse al cambio estacional que ocurre del invierno a primavera, aumento en la afluencia turística, aumento del volumen descargado, escasas de lluvias.

Los valores de las variables fisicoquímicas evaluados antes en las tres zonas de estudio fueron normales para una región costera, no señalaron contaminación en estas regiones de origen antropogénico. Es difícil precisar valores límite máximos y mínimos de estas variables por lo que las reglamentaciones futuras deberán resolver a través de otras consideraciones la diferenciación de su origen.

La concentración de oxígeno disuelto fue similar -

en la bahía y zona oceánica (4.45 y 4.10 mg/l) variando en la zona de las playas de Mozimba y Olvidada a 3.73 mg/l). Oceanográficamente estos valores son normales, y de acuerdo a su porcentaje de saturación 83% son característicos de un agua costera superficial.

Según el criterio de algunos reglamentos sanitarios de los Estados Unidos de Norteamérica (Committee on Water Quality, U.S. Congress Commonwealth of Massachusetts) se estiman como valores permisibles de 3 a 5 mg/l, los cuales deben caracterizar una zona costera con fines recreativos (Tabla 6). De acuerdo a los reglamentos europeos, los cuales en su mayoría consideran un valor de 3 mg / l de oxígeno disuelto, resulta el valor de la zona de las playas de Mozimba y Olvidada, también adecuado para esos fines. Durante el período de muestreo se observaron pequeñas variaciones en las tres zonas estudiadas. En particular las tres zonas presentaron un ligero aumento de oxígeno disuelto en los meses de diciembre y marzo, lo cual se explica a que existe en esta época un mayor volumen de agua provocadas por lluvias ocasionales en el mes de diciembre, y el aumento en el gasto de las descargas domésticas e industriales localizadas en la línea costera. En marzo los vientos dominantes soplaron hacia el W con una velocidad mayor que en diciembre 3.7 m/seg; esto provocó un mayor movimiento dinámico de las masas de agua, favoreciendo el intercambio entre la zona oceánica y la bahía.

Los compuestos de nitrógeno (NH_4^+ , NO_3^-) en las tres zonas muestreadas, observaron una distinta distribución, la cual se describe a continuación. El nitrógeno amoniacal determinado en la bahía, zona oceánica y Playas de

Mozimba y Olvidada fue de 0.6406, 0.9988 y 1.308 mg/l resultando estas concentraciones superiores a los valores límite establecidos por algunos reglamentos sanitarios norteamericanos y europeos (0.01 a 0.5 mg/l). Sin embargo, oceanográficamente estos límites, no han registrado daño provocado al ecosistema marino. De acuerdo a los resultados obtenidos la bahía de Acapulco, presentó la menor concentración de este compuesto nitrogenado, la cual aparentemente no se esperaba obtener, ya que en esta zona se localizan la mayoría de las pequeñas descargas domésticas y pluviales que provienen de la infraestructura turística, esto se explica, debido a que esta zona está influenciada por rompientes de olas, que provocan un movimiento continuo de las masas de agua del cuerpo de la bahía a la zona de playas; las corrientes superficiales que penetran de la zona externa de la bahía y se mueven en dirección W a E favorecen los mecanismos de mezcla y difusión de este compuesto de la bahía a la zona oceánica contigua. En esta última zona se registró una concentración de NH_4^+ más elevada que en la zona anterior, la cual puede ser causada por la acumulación de este compuesto no existiendo mecanismos de autodepuración efectivos en la época en que se llevó a cabo este estudio, esto se explica debido a la falta de precipitaciones pluviales, a la geomorfología semicerrada de la bahía . Las playas de Mozimba y Olvidada presentaron la mayor concentración de NH_4^+ (1.308 mg/l) estas playas son receptoras de grandes volúmenes de aguas residuales urbanas colectadas a través del gran colector localizado en estas regiones, los efectos de las altas concentraciones de este compuesto de nitrógeno y otros pueden ser observados a distancia, siendo transportados por las corrientes superficiales hasta llegar al interior de la bahía. A pesar de que en esta zona ocurren mecanismos de mezcla de

aguas , intensos fenómenos de difusión, no fueron suficientes para reabsorber al NH_4^+ presente. Los meses en los que se registró una concentración máxima de NH_4^+ (diciembre , enero y marzo) coincidieron con las épocas vacacionales y el aumento en el gasto recibido por el gran colector.

La concentración de NO_3^- en las tres zonas estudiadas fueron similares (0.4622, 0.3162 y 0.4332 mg/l). A estas concentraciones de NO_3^- , no existe hasta ahora en la literatura registró a cerca de posibles daños a la salud o del ecosistema marino. De acuerdo a la reglamentación norteamericana la concentración límite en la que puede existir este compuesto sin provocar riesgo a la salud es de 10 mg/l. Los criterios europeos no han sido tan explícitos y hasta ahora no han señalado valores límite para este parámetro. Los resultados indicaron que las tres zonas recibieron un aporte continuo de NO_3^- . Las fuentes de este compuesto en la bahía y las playas de Mozimba y Olviada estuvieron representados por la llegada de aguas domésticas residuales de origen urbano y de la infraestructura turística; en la zona oceánica la fuente principal fueron los movimientos de las masas de agua provenientes de la zona de la bahía y zona costera externa (playas de Mozimba y Olvidada) ; otra posible fuente de NO_3^- esta representada por la oxidación natural que sufre el NH_4^+ a NO_3^- provocada por la acción de las bacterias heterotrofas . Este proceso oxidativo tiene lugar principalmente en las zonas cercanas a la costa, lo cual esta de acuerdo con los resultados obtenidos para la zona de la bahía y las playas de Mozimba y Olvidada, que fueron las que presentaron una mayor concentración de NO_3^- . Las tres zonas tuvieron siempre NO_3^- durante el período en que se realizó el estudio; los mecanismos de autodepuración no actuaron o fueron muy lentos , puesto que no se observo en todo el es-

tudio una disminución drástica de la concentración de NO_3^- . Esto se explica que ocurrió por mecanismos análogos a los explicados en el caso de NH_4^+ (escasas precipitaciones pluviales principalmente en los meses de diciembre, enero y marzo; aumento en la población flotante, aumento en el volumen de las aguas residuales y domésticas descargadas.

Al analizar la relación en que los dos compuestos de nitrógeno (NH_4^+ y NO_3^-) estuvieron presentes en cada una de las zonas estudiadas, se encontró la siguiente relación de $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ (1:1, 3:1; y 3:1, para la bahía, zona oceánica y playas de Mozimba y Olvidada respectivamente.

La menor concentración de NO_3^- se debió a que la oxidación de este compuesto es un proceso lento que es mediado por la acción de microorganismos. La zona oceánica y las playas de Mozimba y Olvidada presentaron una relación analoga de ambos compuestos, lo cual se explica porque la zona oceánica recibe la mayoría de nitrógeno en forma de NH_4^+ y proviene de su comunicación con las aguas de la bahía y la entrada de las corrientes superficiales que se mueven a través de la Isla Roqueta procedentes de las aguas domésticas que se vierten en las playas de Mozimba y Olvidada. La bahía solo es alimentada con NH_4^+ y NO_3^- a través de pequeñas descargas localizadas a lo largo de la zona de playas.

La concentración de fosfatos totales analizados en las tres zonas de estudio (bahía, zona oceánica y playas de Mozimba y Olvidada) fueron de 0.0772, 0.04452 y 0.8133 mg/l respectivamente (Figuras 7,8,9 Tabla 16). Los valores que corresponden a las zonas de la bahía y oceánica, están por debajo de los valores límite establecidos por la reglamentación norteamericana de aguas para uso recreativo, y de acuer

do al criterio de la República Federal Alemana, la concentración de Fosfatos totales no deberá exceder al límite máximo de 0.03 mg/l para considerar una zona adecuada para fines recreativos. Si embargo, oceanográficamente los valores hallados en las zonas de la bahía y playas de Mozimba y Olvidada no resultaron ser muy elevados a los límites normales (0,001 a 0,1 mg) fide Tait R.V., 1981.

Una explicación de la presencia de fosfatos totales en la bahía y playas de Mozimba y Olvidada es que sus líneas de playa se ven afectadas además de las descargas antes descritas como en el caso de los compuestos de nitrógeno por los escurrimientos procedentes de la parte alta (centros urbanos), del puerto, estos escurrimientos acarrean basura a la línea de playa y estas por circulación contaminan el interior de la bahía; otra fuente de este contaminante estuvo representado por la llegada de los meses vacacionales en los cuales se observó un aumento en el gasto de las descargas costeras. En el puerto la principal fuente de fosfatos totales pueden ser los desechos de detergentes empleados para uso doméstico y en la industria hotelera.

Hasta ahora no se han comunicado que las altas concentraciones de este compuesto provoquen algún riesgo en la salud humana de los bañistas ; esto, sin embargo, no ha podido extenderse al medio marino, pues se sabe que concentraciones elevadas de fosfatos totales y nitratos, estimulan el crecimiento descontrolado de especies fitoplanctónicas en especial dinoflagelados, los cuales provocan la marea roja en las zonas costeras que ocasiona la muerte en muchos organismos marinos principalmente peces. Se forma así una espesa capa de organismos fitoplanctónicos que impiden el intercambio de oxígeno disuelto y bióxido de carbono , provocando que el

oxígeno se agote. En cuerpos cerrados (lagunas costeras, estuarios, bahías, este proceso se denomina eutroficación. Cuando el oxígeno disuelto esta totalmente agotado y se producen condiciones anóxicas que son completamente desfavorables para el desarrollo de otras especies marinas.

Por otra parte la concentración de NO_3^- y PO_4^{2-} totales en la capa superficial, determina la presencia de blooms (afloramientos) de fitoplancton en una época determinada (primavera) hasta favorecer el agotamiento de estos compuestos.

De los resultados obtenidos al efectuar la correlación entre los valores evaluados para las concentraciones de fosfatos totales y nitratos se desprende que existió una correlación positiva entre estas dos variables, esto estuvo de acuerdo con lo esperado para una contaminación provocada por asentamientos humanos.

Al analizar los resultados obtenidos al evaluar las variables que correspondieron a los compuestos de nitrógeno (NH_4^+ y NO_3^-) y fosfatos totales, se observó que en la bahía y playas olvidada y Mozimba presentaron valores elevados al cuantificar NO_3^- sus concentraciones fueron 0.4633 y 0.4332 mg/l y PO_4^{2-} totales 0.0772 y 0.8133 mg/l. El NH_4^+ analizado fue mas elevado en la zona de las playas de Mozimba y Olvidada (1.308 mg/l) que en la oceánica (0.9988 mg/l) y en la bahía (0.6406 mg/l). Estos valores indican contaminación antropogénica. Un comportamiento normal es que la concentración de estos compuestos aumente por debajo de los 100 m, su presencia en aguas superficiales es indicativo también, que de existir mecanismos mecanismos autodepuradores en la bahía, zona oceánica y playas Olvidada y Mozimba si existen estos no operaron eficientemente durante el periodo que duro el estudio, lo cual

se puede atribuir a que el estudio se realizó durante la época de secas, no ocurrieron fenómenos de difusión o fueron mínimos, existió una lluvia ocasional en el mes de diciembre de 1979, la época de estudio coincidió con la vacacional; existió un aumento en el volumen de aguas residuales descargadas, La zona de las playas de Mozimba y Olvidada fue la que mayormente contaminada. Sus efectos aunque locales, no son de cuidado, pues, las playas no se emplean actualmente para fines recreativos. Los contaminantes vertidos en esta zona puede llegar vía corrientes superficiales a la bahía y zona oceánica contigua.

La variable bacteriológica (bacterias coliformes totales) fue elevado en las tres zonas de estudio,-- siendo mayor en la bahía y playas de Mozimba y Olvidada y menor en la zona oceánica, sus valores fueron : 34.33×10^3 , 1368,3 y 89,8 bacterias coliformes totales/ 100 ml respectivamente. Estos valores indican claramente contaminación de origen antropogénico inclusive en la zona --- oceánica ; el conocimiento de este resultado es importante, pues en esta zona se localizan recursos marinos, siendo estos indirectamente portadores de enfermedades intestinales, respiratorias, etc., para el hombre, las bacterias llegan a esta zona por acción del oleaje, movimiento de mareas y corrientes marinas.

La contaminación de la bahía y playas de Mozimba y Olvidada , se explica como en el caso de las variables químicas, debido a la llegada de diferentes volúmenes de aguas residuales domésticas y/o pluviales (Figura 2). Los factores que favorecen la dilución (lluvias, escurrimientos) no se presentaron durante el período que duro el estudio,

se caracterizó por ser de alta carga turística, sin lluvias, elevado volumen de aguas residuales domésticas descargadas.

La bahía, debido a su geomorfología semicerrada no permitió que existiera un intenso intercambio de masas de agua con la zona oceánica contigua, este comportamiento de esta zona, favoreció la estancia de este tipo de bacterias el tiempo suficiente en las zonas cercanas a las playas o zonas de cultivo de moluscos para ser contaminadas.

Las playas de Mozimba y Olvidada presentaron una elevada concentración de organismos coliformes totales indicando que estas zonas reciben una alta contaminación de origen fecal y de ninguna forma se recomienda su uso para fines recreativos. Estas zonas presentan un gran intercambio de masas de aguas, debido a que las playas son externas a la bahía y existe un oleaje intenso y corrientes que favorecen la dilución de cualquier contaminante vertido en estas regiones.

La zona oceánica contigua a la bahía se encontró también contaminada por bacterias coliformes totales, lo cual indica que esta contaminación es proveniente de la bahía o zona costera externa. Este resultado es importante, en esta zona se localizan importantes recursos marinos que pueden contaminarse. Muchos de estos recursos se emplean en la dieta humana, provocando en última instancia problemas de salud.

Los valores encontrados de bacterias coliformes totales en la bahía y playas de Mozimba y Olvidada, estuvieron por arriba de los valores establecidos por algunas regulaciones internacionales (Tabla 13, Figuras 7, 8, 9). Las regulaciones en los Estados Unidos de Norteamérica imponen el valor de 100 bacterias coliformes totales/ 100 ml (Comm

tte on Water Quality Criteria, Washington, D.C.), este mismo, es recomendado por las reglamentaciones sanitarias de la República Federal Alemana, España, México, y la Comunidad Económica Europea (Tabla 16); señala 5000 bacterias coliformes totales en la reglamentación francesa (Tabla 15).

La zona oceánica a pesar de que no presentó una cuenta por arriba de los límites sanitarios establecidos, - manifiesta contaminación, pues normalmente en esta zona no deben existir bacterias coliformes; su presencia es de importancia, ya que pueden dañar aquellas pesquerías y otros recursos marinos que se localicen a esos niveles de la plataforma.

La bahía fue sujeta a una contaminación permanente procedente de las zonas de descarga costeras internas y en consecuencia a su configuración semicerrada no se logra en forma adecuada circulación. Cuando la población flotante aumentó en diciembre y marzo (Figura 7) se observó este aumento en esta contaminación. Los altos niveles en la concentración de esta variable en el mes de noviembre, se puede explicar por la disminución en la precipitación pluvial, aumento del aporte continuo de este contaminante a través de escurrimientos procedentes de la parte alta urbanizada del puerto.

Para categorizar estos niveles de contaminación bacteriológica se recurrió a aplicar el subíndice bacteriológico para calidad de un agua costera desarrollado por Walski y Parker (1974), su análisis permitió observar que las tres zonas presentaron contaminación por bacterias coliformes en menor a mayor grado, el valor de este subíndice bacteriológico evaluado para las zonas de la bahía, oceánica y playas de Mozimba y Olvidada fueron los siguientes 0.3543, 0.9794 y 0.0 respectivamente (Tabla 17).

Explicitamente la bahía y la zona oceánica fueron heterogéneas. En particular la zona oceánica mostró contaminación bacteriana; la cual no es normal para una zona oceánica exenta de fuentes contaminantes directas. La bahía presentó una mayor contaminación bacteriana, esta zona recibe contaminantes en la línea de costa donde se localizan descargas domésticas y pluviales. La zona C correspondiente a las playas de Mozimba y Olvidada tuvo un índice inaceptable (0.0), lo cual se explica por ser esta zona el lugar donde se vierten grandes volúmenes de aguas domésticas y pluviales procedentes del Puerto de Acapulco. Dado lo anterior, estas zonas no son recomendables ni para fines recreativos, ni para el cultivo o pesca de recursos marinos e inclusive pueden afectar el ecosistema marino de estas regiones.

Para realizar el análisis global de las variables físicoquímicas, químicas y biológicas (bacteriológicas), se utilizó el índice de calidad desarrollado por Walski y Parker para evaluar el grado de contaminación de cada una de las zonas estudiadas. Los valores de este índice en la bahía, zona oceánica y playas de Mozimba y Olvidada fueron: 0.71946, 0.79238 y 0.56986, respectivamente, estos valores se clasificaron de acuerdo a la escala establecida por este índice (Tabla 7, Figura 10); por lo cual se observó que la bahía y la zona oceánica presentaron valores aceptables para ser utilizadas con fines recreativos, en el cultivo de especies marinas y en la captura de algunas resquerías. Las playas de Mozimba y Olvidada presentaron un valor límite aceptable, pero no recomendable para los fines antes citados, pues existió sospecha de posibles daños a la salud y/o ecosistema marino.

Tabla 13 Valores de la temperatura, O₂ disuelto, pH y Bacterias Coliformes Totales de Noviembre de (1978 a Marzo de 1979. Registradas en cada una de las estaciones muestreadas.

		1 9 7 8						1 9 7 9				
		NOVIEMBRE			DICIEMBRE			ENERO			FEBRERO	
Zona	No. Estación	T	S	O ₂	T	S	O ₂	T	S	O ₂	T	S
		°C	‰	mg/l	°C	‰	mg/l	°C	‰	mg/l	°C	‰
A	1	30.5	34.7	4.34	29.5	34.3	4.48	31.0	33.9	4.20	29.20	34.8
	2	30.0	34.9	4.55	30.0	34.0	4.64	31.0	34.2	4.20	30.00	35.0
	3	30.5	34.6	4.48	30.5	34.4	4.27	31.2	34.0	4.27	29.9	34.8
	4	30.0	34.7	4.41	30.0	34.6	4.69	30.0	34.0	4.40	30.5	34.8
	5	30.5	34.0	4.41	30.0	34.8	4.55	30.5	34.6	4.34	30.5	35.3
	6	30.0	34.1	4.55	31.5	34.8	4.55	30.5	34.8	4.20	30.5	35.2
	7	30.5	33.1	4.11	30.0	34.0	5.46	30.5	34.0	4.30	30.4	35.2
	8	30.5	34.7	4.21	30.0	35.1	4.70	31.0	34.2	4.65	30.0	35.0
B	9	30.0	34.8	3.64	31.5	31.5	4.69	30.5	34.2	4.65	31.0	34.1
	10	30.5	34.7	5.01	30.0	35.1	4.55	30.0	34.8	4.65	31.0	35.0
	11	30.5	34.7	4.76	31.5	34.0	4.55	30.0	34.7	4.41	29.8	34.7
	12	30.5	34.2	4.69	31.0	34.0	4.76	31.0	34.8	5.18	29.0	34.8
	13	30.5	35.7	3.64	31.5	34.8	4.69	31.0	34.0	4.39	29.0	34.1
C	14	30.0	32.7	4.55	29.9	33.0	4.83	29.8	34.6	3.85	29.4	34.8
	15	28.0	33.2	4.13	28.2	32.1	3.99	25.1	33.9	3.02	30.0	30.9
	16	27.5	27.9	2.94	28.2	20.7	3.22	25.3	30.5	3.00	28.2	30.5

MARSO				Valores Promedio			BACTERIAS COLIFORMES TOTALES							
O ₂	T	S	O ₂	\bar{T}	\bar{S}	\bar{O}_2	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marsc	Valor Prome		
mg/l	°C	‰	mg/l	°C	‰	mg/l	1	9	7	8	1	9	7	9
4.27	29.0	34.5	4.48	29.84	34.42	4.42	23	43	30	28	23	29		
4.20	28.2	34.0	4.69	27.85	34.42	4.45	700	900	230	425	240	499		
4.48	30.0	34.4	4.67	30.40	34.40	4.30	2100	3000	2040	3400	2750	2118		
4.70	30.5	34.6	4.69	30.30	34.44	4.50	3300	3300	2100	4600	3400	3340		
4.55	30.5	34.6	4.55	30.40	34.74	4.40	90	150	90	75	100	101		
4.41	30.5	34.8	4.55	30.60	34.74	4.85	15	20	15	25	23	20		
4.10	30.1	34.10	5.46	30.30	34.74	4.70	4600	3500	3700	2700	300	1600		
4.76	30.0	34.0	4.76	30.30	34.58	4.44	30	43	43	21	50	37		
4.48	29.5	34.8	4.78	30.50	34.60	4.43	11	30	25	35	22	24		
4.48	30.0	35.3	4.69	30.30	34.98	3.46	250	500	500	300	350	269		
4.34	30.0	29.7	4.69	30.36	32.58	3.45	50	43	21	43	23	32		
5.18	30.5	34.0	4.55	30.40	34.36	4.87	12	12	11	12	12	12		
4.48	29.0	34.0	4.69	30.20	34.68	4.30	15	12	10	12	12	12		
4.41	29.5	34.0	3.39	29.72	33.82	4.20	15 x 10 ³	23 x 10 ³	21 x 10 ³	35 x 10 ³	27 x 10 ³	24 x 10 ³		
4.04	30.0	32.1	3.39	28.26	32.44	3.71	23 x 10 ³	90 x 10 ³	37 x 10 ³	47 x 10 ³	68 x 10 ³	53 x 10 ³		
3.01	29.5	29.7	4.22	27.54	29.66	3.27	43 x 10 ³	20 x 10 ³	20 x 10 ³	24 x 10 ³	23 x 10 ³	26 x 10 ³		

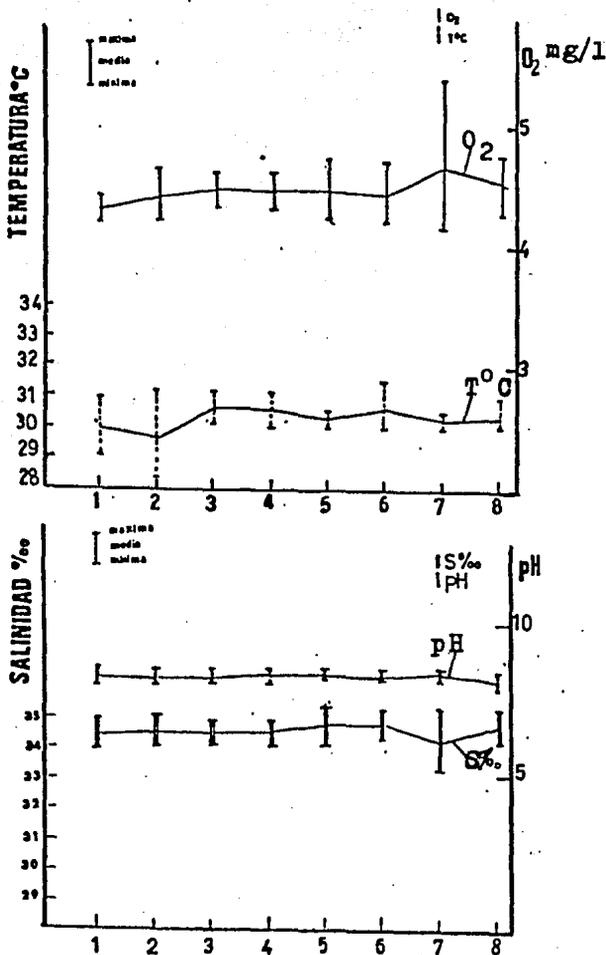


Fig. 4 valores promedio, máximos y mínimos del pH, salinidad ‰, oxígeno disuelto y temperatura obtenidos en cada una de las estaciones localizadas en la Zona A (noviembre de -- 1978 a marzo de 1978).

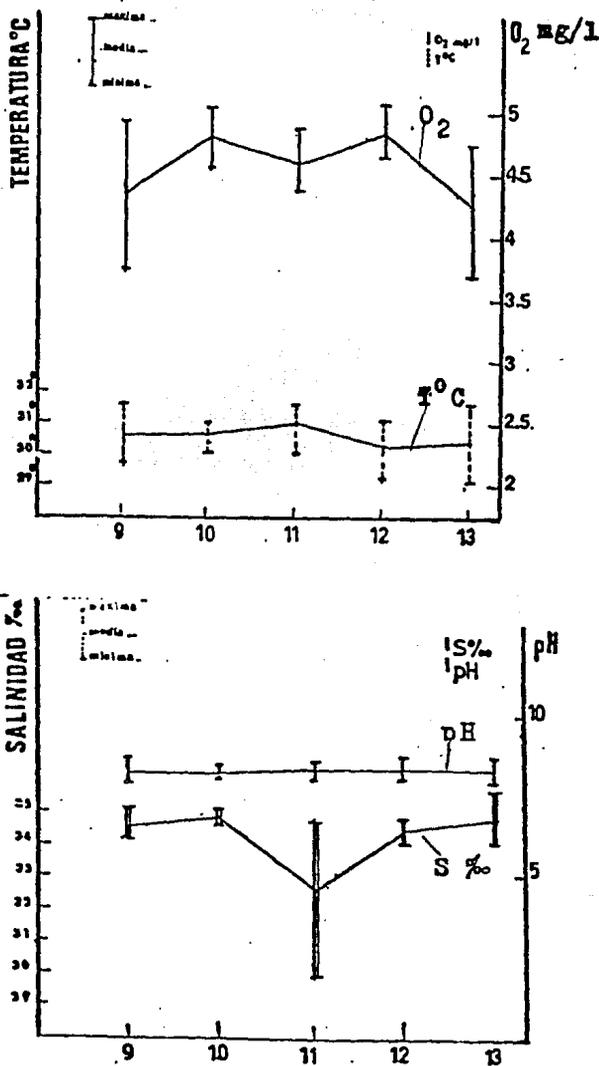


Fig. 5 Valores promedio, máximos y mínimos del pH, salinidad ‰, oxígeno disuelto y temperatura obtenidos en cada una de las estaciones de la Zona B (noviembre de 1978 a marzo de 1979).

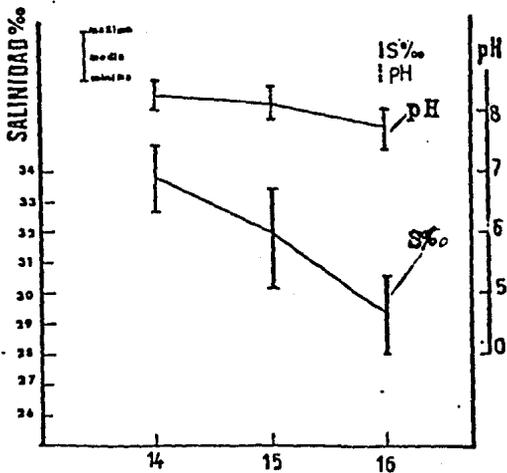
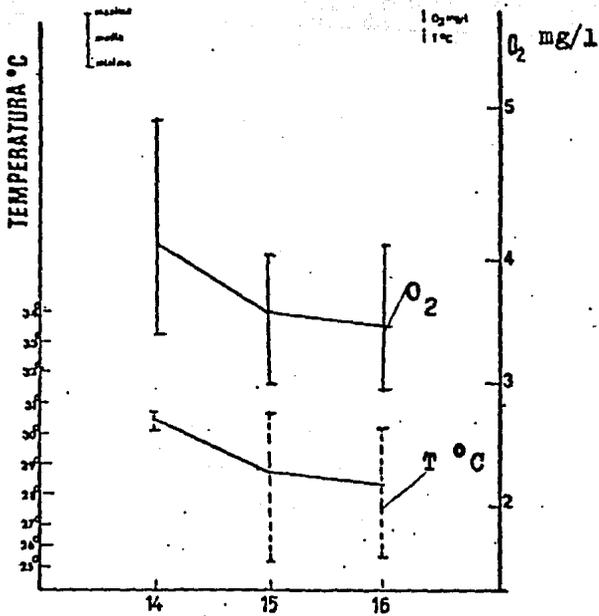


Fig. 6 Valores promedio, máximos y mínimos del pH, salinidad ‰, oxígeno disuelto y temperatura obtenidos en cada una de las estaciones de la Zona C (noviembre de 1978 a marzo de 1979).

Tabla 19 Valores de las concentraciones de NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-} totales obtenidas durante los meses de Noviembre de 1978 a Marzo de 1979.

Zona	No. Estación	Noviembre			Diciembre			Enero			Febrero			Marzo		
		NH_4^+	NO_3^-	PO_4	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}									
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
A	1	0.498	0.540	0.160	0.502	0.640	0.035	0.882	0.450	0.040	0.622	0.850	0.048	0.842	0.850	0.310
	2	0.502	0.750	0.006	0.498	0.810	0.011	0.985	0.081	0.038	0.530	0.551	0.038	0.827	0.850	0.120
	3	0.500	0.710	0.002	0.540	0.641	0.019	0.958	0.164	0.052	0.434	0.880	0.042	0.427	0.460	0.150
	4	0.650	0.710	0.028	0.652	0.891	0.080	1.119	0.373	0.032	0.624	0.083	0.038	0.548	0.370	0.210
	5	0.605	0.620	0.003	0.498	0.805	0.02	1.024	0.081	0.080	1.422	0.300	0.068	0.435	0.480	0.160
	6	0.258	0.790	0.004	0.520	0.805	0.070	1.168	0.080	0.13	1.172	0.291	0.016	0.584	0.291	0.220
	7	0.380	0.620	0.009	0.530	0.800	0.050	0.896	0.060	0.250	1.386	0.300	0.042	0.864	0.360	0.180
	8	0.342	0.600	0.006	0.604	0.702	0.048	1.012	0.056	0.20	0.468	0.440	0.080	0.468	0.286	0.100
B	9	0.384	0.721	0.001	0.404	0.723	0.007	1.048	0.097	0.040	0.518	0.178	0.038	0.866	0.084	0.050
	10	0.498	0.640	0.001	0.504	0.652	0.006	0.896	0.099	0.038	0.489	0.182	0.058	0.208	0.082	0.058
	11	0.486	0.560	0.002	0.420	0.642	0.030	0.910	0.091	0.040	0.527	0.166	0.042	0.312	0.081	0.040
	12	0.502	0.540	0.002	0.512	0.643	0.037	0.932	0.102	0.067	0.487	0.140	0.060	0.328	0.080	0.068
	13	0.560	0.520	0.003	0.612	0.524	0.040	1.208	0.191	0.073	0.627	0.083	0.097	1.382	0.093	0.052
C	14	0.320	0.560	0.509	0.240	0.725	0.382	0.824	0.081	0.042	0.823	0.101	0.820	0.798	0.166	0.908
	15	1.320	0.640	0.382	0.482	0.891	0.200	1.298	0.289	0.060	1.432	0.643	0.750	0.630	0.083	0.400
	16	2.300	0.560	0.004	2.504	0.816	0.008	2.081	0.164	0.020	2.678	0.500	0.087	1.900	0.291	0.150

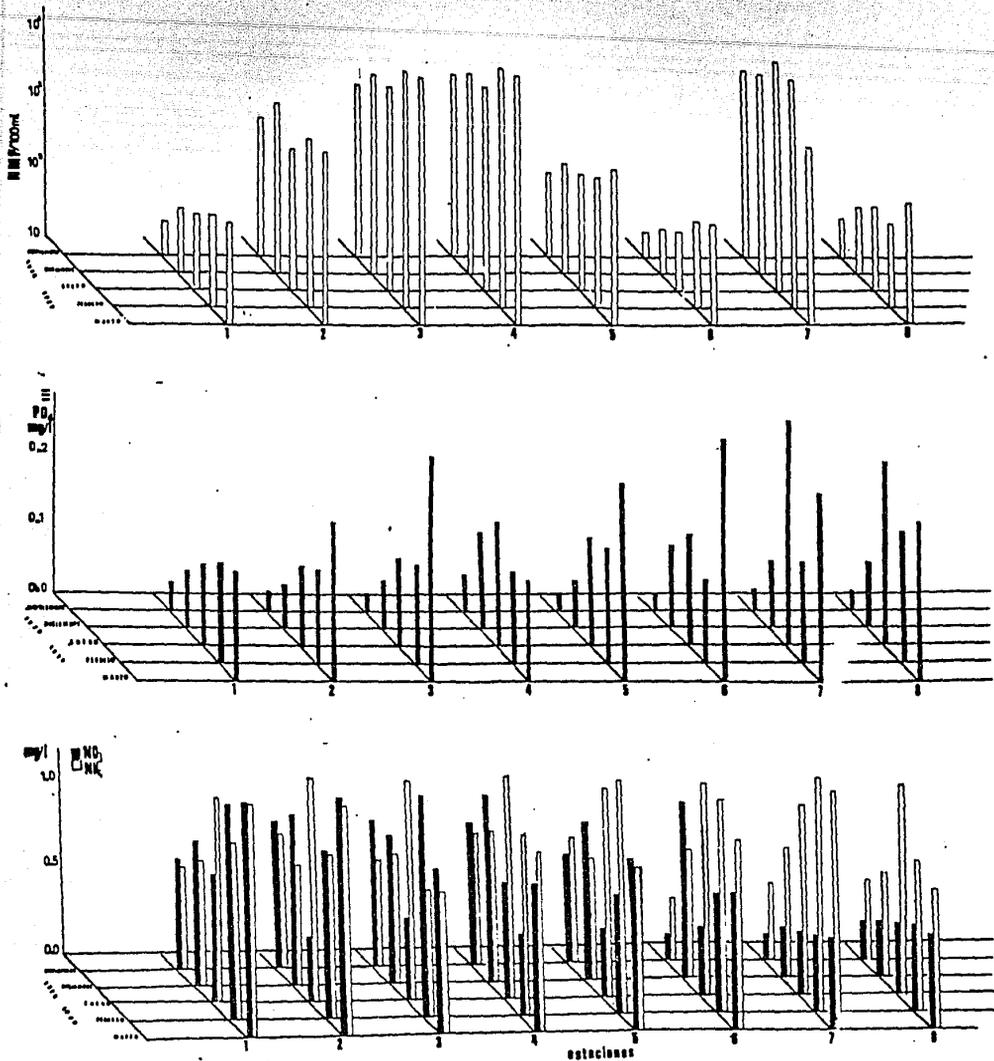


Fig.7 Distribución mensual de NH_4 , NO_3 , PO_4 totales, NMP/100 ml reportados para cada estación en la Zona A (noviembre de 1978 a marzo de 1979).

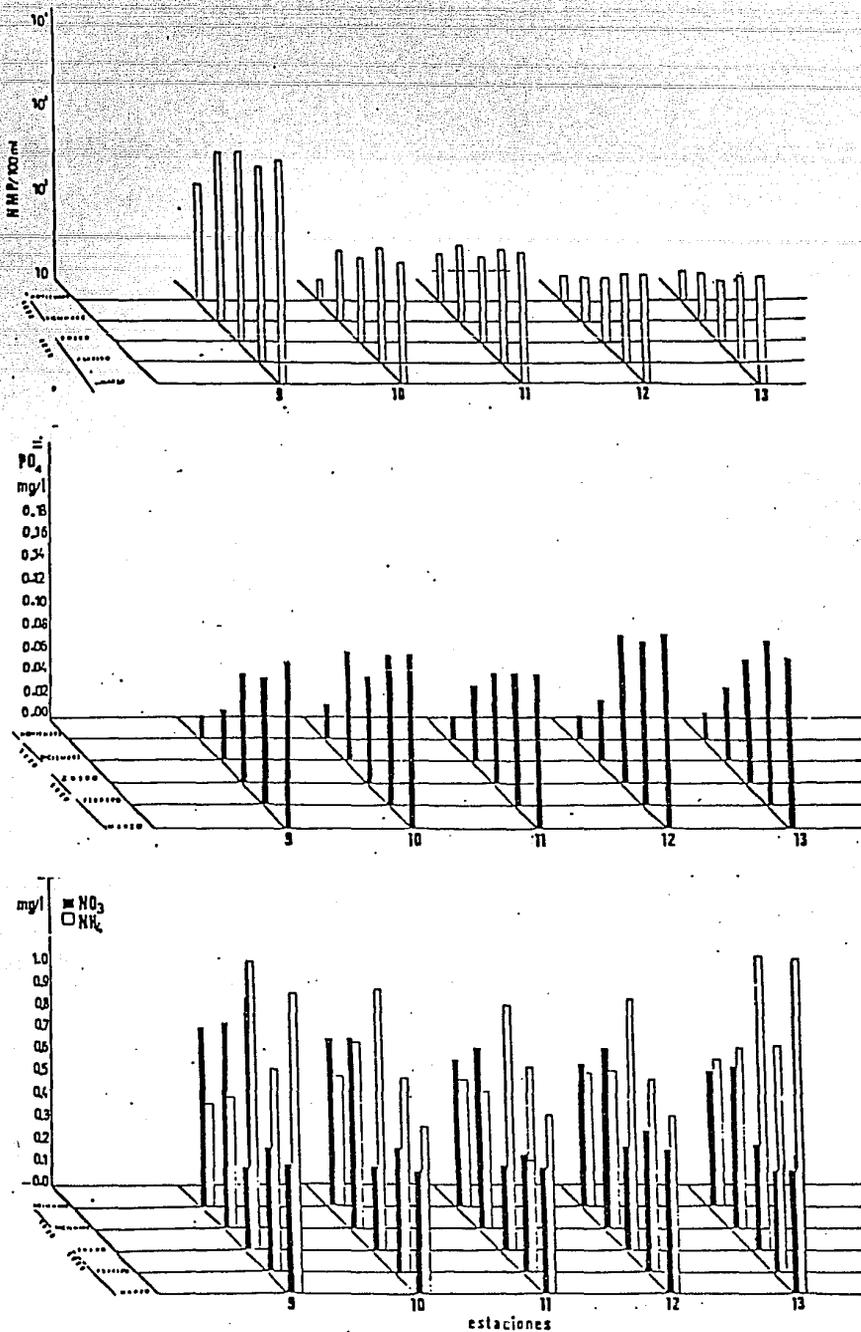


Fig. 8 Distribución mensual de NH_4 , NO_3 , PO_4 totales, NMP/100 ml reportadas para cada estación en la Zona B (noviembre de 1978 a marzo de 1979).

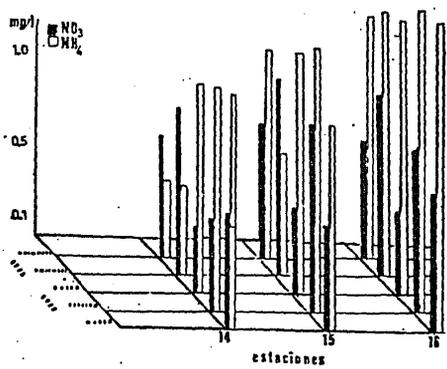
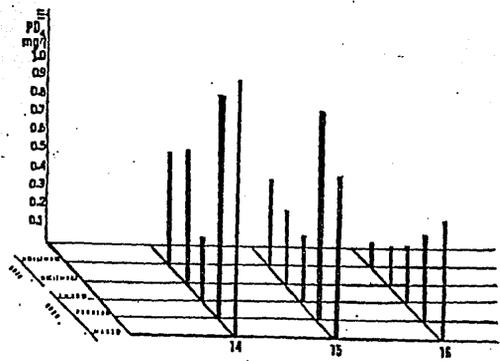
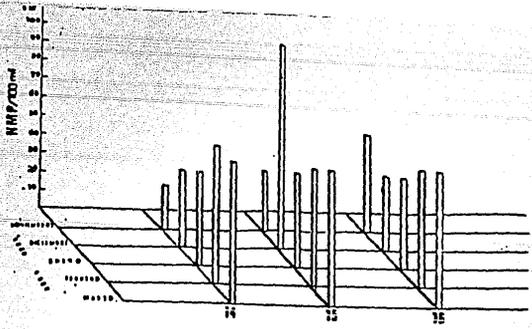


Fig. 9 Distribución de NH_4 , NO_3 , PO_4 totales, $NMP/100$ ml reportadas para cada estación en la Zona C (noviembre de 1978 a marzo de 1979).

Tabla 15 Clasificación Francesa de las aguas costeras recreativas, hecha por el Ministerio de Salud y Seguridad Social, 13 de junio, 1969.

CLASIFICACION	CARACTERISTICAS	BACTERIAS COLIFORMES TOTALES/ 100 ml
Muy Buena Calidad.	Zona muy poco contaminada.	0 a 50
Buena Calidad	Zona poco contaminada.	50 a 500
Mediana Calidad.	Zona medianamente contaminada.	500 a 5000
Mala Calidad sin previo tratamiento no debe ser usada.		5000 y mayor

Tabla 16 Principales criterios Nacionales e Internacionales sobre la calidad del Agua Costera utilizada para fines recreativos.

País	Organización	Tipo de Agua costera.	Variables Fisicoquímicas			Variables Químicas			Variables Bacteriológicas						
			pH	T °C	S O ₂ mg/l	Color Transparencia.	NH ₄ mg/l	NO ₂ mg/l	PO ₄ tot/ mg/l	Bacterias coliformes totales/ 100 ml.					
										Bacterias coliformes fecales / 100 ml					
									LÍMITES						
									Inferior	Superior	Valor guía	Inferior	Superior	Valor guía.	
USA	U.S. Congress 1963.	Contacto primario.	4			1.2ln					500				
USA	National Technical Advisory Subcommittee on Fish and Aquatic Life and Wildlife, 1961.	Contacto primario. 8.3.	4				0.01 a 0.5	10			2000				200 en un máximo de 5 muestras, tomadas en un periodo de 5 días.
USA	U.S. Report Committee on Water Quality Criteria, Wash. D.C. 1969.	Contacto primario. 8.5	3							100	100				
USA	Division water pollution Control, Massachusetts, 1971.	Contacto primario. 8.5	5				PTOM	no excede de 0.07							No mas de 200 en 10% de las muestras.
Francia	Ministerio de Salud y Seguridad Social, 1969.	Contacto primario. 8.5								50	500				
Alemania	Deutscher Sachverständigenrat, München, 1972.	Contacto primario. 8.3	3			0.2	0.01	0.2		100	1000				
México	Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), 1975.	Contacto directo.				0.1							Menor de 1000 en 2000 en el periodo de 48 hrs	100	2000
España	Ministerio de Obras Públicas, 1977.	Contacto directo. 9.0				1.5m							200 en el 50% de las muestras.		
Inter-nacional	Comunidad Económica Europea, 1976.	Contacto primario. 9.0.				Sin cambio normal en el color.							100 en el 95 % de las muestras.	2000	No superior a 200 en el 50 % de las muestras.
										500 en el 95 % de las muestras.			100 en el 95 % de las muestras.	2000 en el 95 % de las muestras.	

Tabla 17 Determinación del índice de Calidad de agua (CWA) utilizando el método de Mielke y Parker basado en las tres series de estaciones.

relaciona directamente al (p) índice de Calidad de agua de Mielke y Parker. 1.00 Excelente 0.90 Buena 0.10 Mala 0.01 Inaceptable

Variable	NOVIEMBRE				DICIEMBRE				ENERO				FEBRERO				MARZO			
	VALOR		(p) Índice de Mielke		VALOR		(p) Índice de Mielke		VALOR		(p) Índice de Mielke		VALOR		(p) Índice de Mielke		VALOR		(p) Índice de Mielke	
	S	O	A	B	S	O	A	B	S	O	A	B	S	O	A	B	S	O	A	B
HNO ₃ /100 ml Oxígeno total/100 ml	1957				3220				5186				5188				860			
	39	0.7423	0.9922		104	0.5252	0.9794		101	0.3543	0.9800		101	0.7545	0.9851		74	0.8419	0.9853	
		27x10 ³	0			44x10 ³	0			44x10 ³	0			26x10 ³	0			15x10 ³	0	
pH	22.75	0.9811		30.18	0.6920		30.72	0.7127	0.7244		29.91	0.7440		24.91	0.7545		29.80	0.7599		
	30.40	0.7296		31.10	0.8082		30.50	0.7244	0.9434		30.50	0.7520		26.78	0.7884		28.66	0.7667		
	28.50	0.114		28.76			26.73													
O ₂ mg/l	4.38	0.3376		4.66	0.3649		4.32	0.3315	0.3660		4.32	0.3427		4.68	0.3694		4.68	0.3694		
	4.34	0.3335		4.64	0.3021		4.65	0.3660	0.2434		4.24	0.3595		4.10	0.3104					
	3.87	0.2897		4.01			5.29				3.29	0.2854								
pH	8.47	0.9136		8.40	0.9216		8.16	0.9462	0.9365		8.16	0.9395		8.03	0.9376		8.30	0.9324		
	8.49	0.9112		8.56	0.9602		8.26	0.9365	0.9504		8.26	0.9395		8.06	0.9324					
	8.26	0.9365		8.35	0.9292		8.02	0.9504		8.26	0.9395		8.06	0.9324						
PO ₄ ³⁻ mg/l	0.0103	0.9745		0.0373	0.9199		0.1135	0.7533	0.833		0.113	0.8924		0.1813	0.6355		0.4860	0.2947		
	0.803	0.5525		0.040	0.5451		0.0730	0.833	0.8898		0.0730	0.7847		0.4060	0.2947					
	0.2985	0.4744		0.2427	0.5451		0.0041	0.8898		0.0041	0.7847		0.1305	0.2947						
NO ₂ ⁻ mg/l	0.5925	0.9939		0.470	0.8905		0.1611	0.9545	0.9816		0.1611	0.9332		0.4576	0.9294		0.084	0.9847		
	0.5942	0.9090		0.6368	0.9031		0.1160	0.9816	0.9719		0.1160	0.9765		0.084	0.9847					
	0.584	0.9100		0.810	0.8784		0.178	0.9719		0.178	0.9332		0.180	0.9216						
RECON Tuv. nupreg ala (nupreg)	4.1	0.7076		5.41	0.8069		2.50	0.5441		2.50	0.6930		2.43	0.5353		5.23	0.7945			
	14	1.0		10.53	1.0		13	1		11	1		2.23	0.5092						
	5.58	0.8340		3.50	0.6552		4	0.5441		4	0.6930		2.23	0.5092						

res Presente
Índice de Calidad de Mielke y Parker

0.7252 0.7467 0.5064

0.7400 0.8292 0.5880

0.6566 0.8316 0.6865

0.7176 0.8225 0.4442

0.7176 0.7321 0.5442

INDICE W&P

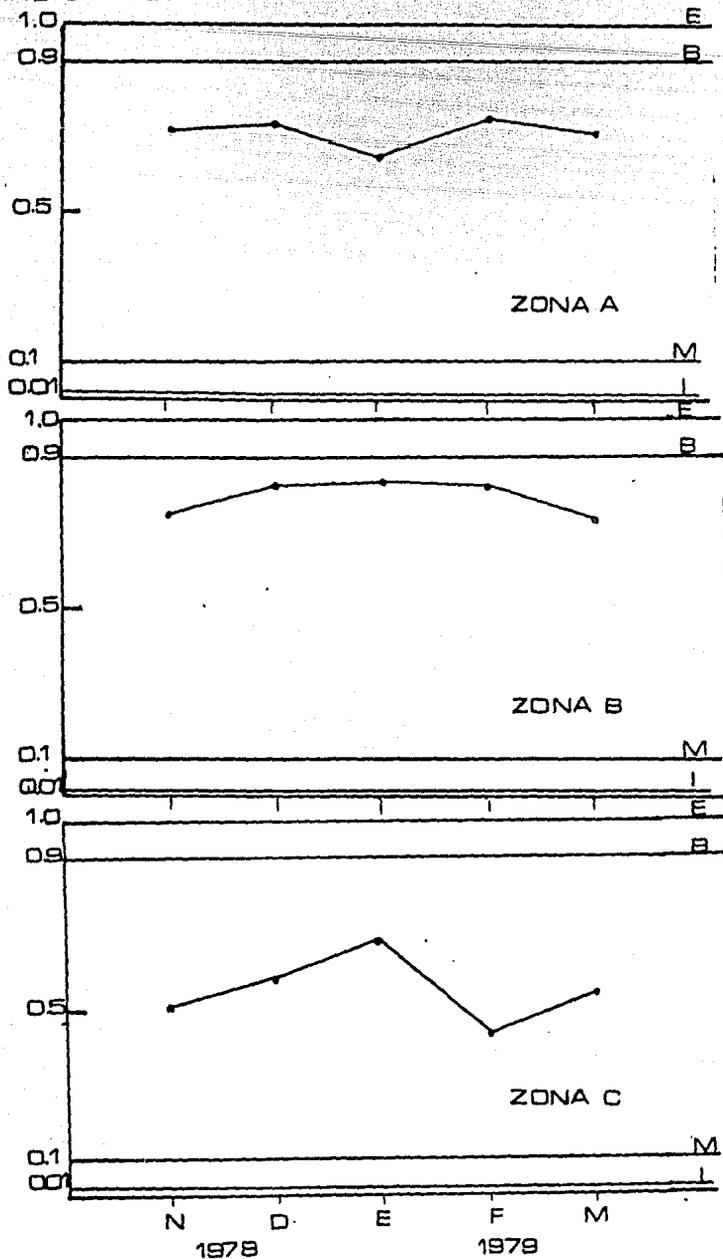


Fig. 10 Determinación del Índice de calidad de acuerdo al criterio de Walzki y Parker en cada una de las zonas de estudio durante los meses de Noviembre de 1978 a Marzo de 1979. La clasificación del Índice de calidad es la siguiente: valores inferiores e iguales a 0.01 = Intolerable (I), valores de 0.1 = Male (M), valores de 0.9 = Buena (B), valores de 1.0 = Excelente (E).

VII CONCLUSIONES

En la bahía, zona oceánica y playas de Mozimba y Olvidada, los valores obtenidos al evaluar las distintas variables temperatura (30.25, 30.52 y 28.50°C respectivamente); salinidad (34.40, 34.24 y 31.97 ‰ respectivamente); transparencia (3.9-11.11 y 3.8 m respectivamente); pH (8.24, 8.27 y 8.13 respectivamente, por lo general estos resultados indicaron corresponder a un ambiente costero no contaminado y normal de acuerdo al criterio oceanográfico.

Se encontró que las concentraciones de NH_4^+ en las tres zonas de estudio (bahía, oceánica y Playas de Mozimba y Olvidada fueron de 0.6406, 0.9988 y 1.308 mg/l) estos valores estuvieron por arriba de las concentraciones normales para una zona costera (0.0004 a 0.05 mg/l), además de estar por arriba de los límites establecidos por algunos reglamentos europeos y norteamericanos.

Las concentraciones de NO_3^- evaluadas en las tres distintas zonas de estudio fueron : 0.4622, 0.3162 y 0.4332 mg/l. Estos resultados indicaron ser característicos para las regiones costeras desde el punto de vista oceanográfico, la concentración de este compuesto de acuerdo a este criterio es de 0.001 a 0.60 mg/l).

Al evaluar la concentración de fosfatos totales en estas tres mismas zonas se encontraron los siguientes resultados : la playas de Mozimba y Olvidada la concentración obtenida fue de 0.8133 mg/l , este valor fue superior a los valores normales oceanograficamente (0.001 a 0.1 mg/l) y la que regulan algunas normas sanitarias de norteamericanos (0.2 mg/l) y europeos (0.03 mg/l). En la bahía y zona oceánica los valo-

res obtenidos para esta misma variable fueron de 0.0772 y 0.04452 mg/l respectivamente. Estos valores fueron ligeramente mas elevados que los establecidos por las reglamentaciones norteamericana y europea (0.2 y 0.03 mg/l) evaluados como normales para una zona costera, sin riesgos al ecosistema o salud humana de los bañistas.

Las elevadas concentraciones encontradas al evaluar los compuestos de nitrógeno, (NH_4^+ y NO_3^-) y fósforo (PO_4^{3-} totales), en las zonas antes mencionadas, indicaron provenir de otras fuentes diferentes a las naturales. Normalmente las concentraciones de NO_3^- y PO_4^{3-} aumentan al aumentar la profundidad, por debajo de 100 m esta concentración tiende a aumentar. Por lo tanto, no se esperaria encontrar elevadas concentraciones en aguas costeras superficiales, al menos de tratarse de una zona costera cercana a la costa donde ocurren surgencias de nutrientes.

La variable coliformes totales se evaluó en las tres zonas de estudio. Las concentraciones obtenidas, particularmente en las zonas de la bahía y playas de Mozimba y Olvidada fueron de 34.33×10^3 y 1368.3 bacterias coliformes totales/100 ml; la zona oceánica resultó, estar también afectada por contaminación antropogénica su concentración fue de 89.80 bacterias coliformes totales/ 100 ml, en esta región lejana a la costa no se esperaría encontrar bacterias del grupo coliforme, pues no son autoctonas de estos ambientes marinos; esta variable se utiliza para señalar posibles riesgos a la salud humana, así como también daño a recursos marinos (pesquerias, cultivo de moluscos destinados al consumo humano) o ecosistema marino mismo.

La calidad bacteriológica se evaluó, también empleando el índice de Walski y Parker, el cual evalua la calidad de--

una zona costera destinada a fines recreativos; de acuerdo a los resultados, las zonas más contaminadas coincidieron con la determinación hecha por el análisis de bacterias coliformes totales, estas zonas fueron la de la bahía y playas de Mozimba y Olvidada, cuyo subíndice fue de 0.3543 y 0.0. La zona oceánica presentó un valor de 0.9794 a pesar de ser aceptable, es susceptible de provocar efectos nocivos en la salud humana o recursos marinos del lugar. La zona más deletérea fue la correspondiente a las playas de Mozimba y Olvidada su valor (0.0), es inaceptable. Estas playas no pueden ser empleadas para fines recreativos, pesca o cultivo de moluscos del lugar, algo similar ocurre con la bahía cuyo valor (0.3543) es riesgoso para ser empleada en estos mismos fines, al menos durante la época en que se realizó el estudio, caracterizada por falta de precipitaciones pluviales y escurrimientos, elevada carga turística. Esto trajo como consecuencia un gasto elevado de aguas residuales; particularmente en donde se localizan las descargas costeras no deben ser empleadas para fines recreativos. Otro factores que influyen en la acumulación de contaminantes en estas zonas es la geomorfología de las zonas costeras estudiadas, la bahía es semicerrada cuyas corrientes superficiales entran por la Isla Roqueta y se mueven en dirección W a E a una velocidad aproximada de 15 m/seg; durante el estudio, la depuración de la bahía fue escasa, no intervinieron efectivamente mecanismos de dilución provocados por precipitaciones pluviales; Las playas de Mozimba y Olvidada, recibieron un gasto de aguas residuales muy grande superando la capacidad autodepuradora de la zona. Sin embargo, la dinámica provocada por el movimiento de las corrientes, liberan parcialmente esta zona de contaminantes transportados a distancia (zonas de la bahía y oceánica).

El índice de calidad para una zona costera de acuerdo a Walski y PARKER mostró, al evaluarlo que las playas de Mozimba y Olvidada tuvieron un índice de 0.56986, siendo inadecuada para fi-

nes recreativos. La bahía con un índice de 0.71946 y la zona oceánica con un valor para el índice de 0.79238 no son totalmente confiables para los mismos usos.

Este índice de Walker y Parker incluye variables físicoquímicas, químicas y biológicas, por lo cual nos da una idea integral de la calidad de una zona costera, si es o no -- susceptible de ser contaminada en base a las variables que involucra.

La evaluación de este índice coincide con los resultados anteriores, siendo las playas de Mozimba y Olvidada las mas afectadas por los efectos de compuestos del nitrógeno (NH_4^+ y NO_3^-) y fósforo (PO_4^{2-}), y bacterias coliformes totales. Esto se explica debido a los grandes volúmenes de aguas residuales que reciben las zonas costeras, y que en los meses en que se efectuó este estudio su efecto se vio acrecentado por la llegada de turistas, ausencia de lluvias y escurremientos. Los mecanismos autodepuradores de estas regiones no actuaron -- efectivamente, Sin embargo la dinámica de las corrientes superficiales pudo provocar efectos a distancia, pudiendo transportar contaminante a través de la Isla Roqueta hasta la bahía o la zona oceánica contigua, aumentando así, la carga propia de contaminantes que recibieron estas regiones.

La acción de las mareas en la zona de la bahía, parece tener una pequeña influencia en la dispersión de los contaminantes sobretodo en las horas de máxima y mínima. Otro factor que se debe considerar es la hora en que se efectuó el muestreo, la cual fué de 11 a.m. intermedia entre las horas pico, en que ocurrieron las máximas descargas.

Los reglamentos sanitarios que regulan las normas de calidad de una zona costera presentan algunas serias limitaciones para efectuar la evaluación real del estudio, entre estas

están :

- 1) No existe un criterio unanime que establezca claramente la escala en que una variable (físicoquímica, química y biológica) pueda ser considerada como contaminante.
- 2) La mayoría de las variables elegidas para evaluar la contaminación de una zona costera han sido tomados de los criterios que establecen la calidad del agua potable, por lo cual no reportan con absoluta fidelidad, lo que ocurre en un medio costero.
- 3) Hasta ahora se han elegido indicadores bacteriológicos para reportar posibles efectos a la salud humana, no se han reportado que existan otros que puedan reflejar con mayor fidelidad este efecto como son los virus Echo , bifidobacterias, Candida albicans . Por otra parte se ha discutido sobre los efectos que sufre la fina trama ecológica marina, de ahí que actualmente se han propuesto indicadores biológicos que pertenecen al plancton , bentos, peces, vegetación litoral, sedimentos para interpretar fácilmente cuales son los posibles daños que un ecosistema marino pueda sufrir al verse afectado por cualquier tipo de contaminación antropogénica.
- 4) Las distintas reglamentaciones sanitarias nacionales e internacionales que han tratado de evaluar los efectos que provoca la contaminación antropogénica en la zona costera han sido poco claras y específicas, al considerar la geomorfología de una zona costera, pues no han hecho distinción si su reglamentación se va a aplicar igual a una línea de playa, bahía abierta, bahía semicerrada, laguna costera, estero, etc.

Tomando en cuenta estas consideraciones, se observó que la Bahía de Acapulco, bacteriológicamente presenta una alta contaminación, debido a que es una bahía semicerrada con escasa dinámica, sus corrientes entran por la Isla Roqueta, se mueven a una velocidad de 15 m/ seg en dirección W a E, por comunicación , sus aguas contaminan la zona oceánica contigua,

donde ninguna contaminación de este tipo es natural.

Los reglamentos sanitarios que se emplean para evaluar la calidad de una zona costera, actualmente solo han evaluado el riesgo a la salud humana y no han considerado que una zona costera se extiende hasta la plataforma continental, donde se localizan pesquerías, recursos marinos, con un alto valor por su significado económico, así como la importancia de preservar las zonas costeras por su atracción que representa hacia el turista, el cual rechaza a simple vista una playa contaminada o en proceso de destrucción de sus atractivos naturales, debido a que en nuestro país, el turismo representa una importante fuente económica, es preciso cuidar la belleza y salud de estas zonas, particularmente porque estas zonas son grandes centros turísticos, algunos como en el caso del Puerto de Acapulco de importancia internacional.

RECOMENDACIONES

Se espera que un puerto de importancia turística, económica como el de Acapulco, Gro. se efectúen estudios rutinariamente , con el objeto de evaluar y controlar la contaminación que sufre esta zona.

Este estudio propone la interpretación de variables físicoquímicas, químicas y biológicas, a través de un índice de calidad que permita en forma rápida y sencilla, evaluar el estado de contaminación de una zona costera.

Si bien en nuestro país existe una reglamentación ambiental que protege actualmente las regiones costeras de los efectos causados por contaminantes antropogénicos, ésta no es suficiente , ya que se requiere realizar estudios particulares de cada tipo de zona costera y establecer estándares físicoquímicos, químicos y biológicos propios, que evalúen fielmente el impacto que el ecosistema marino recibe -- por la llegada de contaminantes diversos a estas zonas.

VIII B I B L I O G R A F I A

- Academia Nacional de Ciencias. 1973. En : Water Quality Criteria and Standards development. 1980. J. Wat. Pollut. Cont., 52. 8, 2418 - 2423.
- Ahearn, D.G., 1973. En : Estuarine Microbiology Ecology, Vol. I, L. H. Stevenson and Cowell R.R. ed. Bell W. Baruch Library in Marine Science University of South Carolina, Press., 433 - 439.
- Ahrens R. 1969. Ökologische Untersuchungen und Sternbildenen Agrobacterium Arten aus der Ostsee, -- Kieler Meeresforsch. 25, 190 - 204.
- American Water Works Association, 1975. Control de Calidad y tratamiento del agua. Manual de Abastecimientos Públicos del Agua., ed. Español, Mc -- Graw Hill Book Co. 734 pag.
- Ambroggi, R. P. 1979. El Mediterráneo un microcosmos amenazado. Ambio. Ed. Blume. Barcelona, España. 281 pag.
- Anderson, J.I.W. 1964. Heterotrophic bacteria in North Sea Water Ph. D. Thesis. Glasgow University. Cita-- do por : Scholes, R.B., Shewan, J.M. 1962. The -- present Status of some aspect of marine Microbiology. advan., Mar. Biol. 2, 133 - 169.

- Böller, M. 1977. *En : Microbial Ecology of Brackish Water Environment*. Rheinheimer. 1977. Ed. Springer. Berlin-Heidelberg New York. 291 pag.
- Bonde, G.J. 1962. *Bacterial Indicators of Water Pollution*, Teknisk Forlag, Copenhagen.
- Buck, J.D., 1977. Candida Albicans. *En: Bacterial Indicators Health Hazards Associated with water*. A. W. Hoadley and Dutka B.J. Editors. ASTM. Special Technical Publication 635, Philadelphia Pennsylvania, 139 - 147.
- Buckley, H.R., 1971. *Fungi pathogenic from man and animals : The subcutaneous and deep seated mycosis*. *En : Methods biology*, Booth, E. Ed. Academic Press., 4, 461 - 478.
- Butterworth, J., Lester, P. y Nickless, G., 1972. -- *Distribution of Heavy Metals in the Severn Estuary*. *Mar. Pollt. Bull.* 3, 72 - 74.
- Brisceu, J. 1976. *Yeasts and Fungi in Marine Environment*. *Société Francaise Mycologie Medicale Bulletin* 4, 159 - 162.
- Brown, E. R., Hazdra, J.J., Keith, L., Greenshaw, I., Kawapinski, J.B. G. y Beamer, P., 1973. *Frequency of fish tumours found in a polluted watershed as compared to a nonpolluted watershed*. *Can. Res.* 33, 189 - 198.

- Anger, K. 1975. Remarks on indicator organism (meio--fauna) in the coastal waters of the G.D.R. *Meren--tutkimuslait Julk. Hausforskninginst. Skr.* 239, 272 - 279.
- Baker, W.H., Hooper, D., and Baross, J.A. 1970. *J. Med.* 283 - 319.
- Bardach, J.E., Fujiya, M., and Boll, A., 1965. *Deter--gens : Effects on the Chemical Senses of the fish Ictalurus natalis (I sueur) Science, N.Y.* 148, 3677, 1605 - 1607.
- Bellamy, D.J., John, D.M., Jones, D.I., Starkie, A., y Whittick, A. 1970. The place of ecological monitoring in the study of pollution of marine environment. En : *FAO Technical Conference on Marine Pollution and its effects on living resources and fishing. - FIR: MP/70/E-65. Rome 9-18, December 1970.*
- Bellan, G., 1970. *Pollution by Sewage in Marseilles . Mar. Pollut. Bull.* 1 : 59 - 60.
- Bergey, D.H. y Deehan, S.T., 1908. The colon-aerogenes group of bacteria. *J. Med. Res.* 19. 175.
- Boccia, A. y Montanara, D. 1974. A quantitative Appraisal of Microbial Pollution of Swimming Pool waters in Naples. *Ig. Mod.* 67, : 43 - 47. *Microbiology -- Abstracts* 10 B, 9649.

- Bryan, J.A., Lehmann, J.D. Setiady I.F., Hatch, M.H.
1974. Amer. J. Epidemiol. 99, 145.
- Bryan, G.W. 1976. Heavy metal contamination in the
sea. En : Marine Pollution. Part. 1. Ch. 3, 185 -
302. Ed. Academic , London and New York.
- Cabelli, V.J. 1978. New Standards for enteric bac-
teria. En : Water Pollution Microbiology. R.
Michell, ed. Wiley , New York, 2, 233 - 271.
- Cabelli, V.J. 1979a. Evaluation of recreational water
quality. The EPA approach. En : Biological Indica-
tors of Water Quality. James. A. and Evinson L.
Eds. Cha. 14, Wiley London.
- Cabelli, V.J., 1979b. Recreational Water route of -
disease transmission United States Studies. En :
Proc. Int. Symp. Health Effect of Liquid Waste -
Disposal. Alexandria Egypt., 4 - 7 junio, 1979.
- Cabelli, V.J., 1979. En : Biological Indicators of
Water Quality Jamenson, A. y Evinson, L. Ed. --
Wiley, London.
- Cairns, J.Jr., 1971. Structure and Function of Fresh
water Microbial Communities, Virginia Polytechnic
Institute and State University, Blacksburg, 219
- 247.
- Cairns, J.Jr., 1974. Pollution Ecology of Freshwater
Invertebrates, Academic Press, New York, 1 - 28.

Cairns, J.Jr. 1977. Aquatic Microbial Communities.

Gerland Publishing Inc. New York.

Cairns, J.Jr., 1979. A strategy for use of protozoans in the evaluation of hazardous substances. 6, 1 - 16.

Cairns, J.Jr., y Youngue, W.H., Jr., 1977. Aquatic - Microbial Communities. 257 - 304. Ed. Garland Publishing, Inc., New York.

Camp, R.T., reserve Robert. L., Donden., 1974. Water its imputities 2 ed., Ed. Hutschinsen, Ross, Inc. 384 p.

Ciampelli, E., 1921. A Study of Thyfoid fever incidence in the Health Center District of New Haven, unpublished report.

Cox, C.R., 1941. Gastroenteritis and Basic Public Water Supplies " A Symposium on Hydrbiology ". Madison. Wis. University of Wisconsin Press. 260.

Conthran, W.W. and Halten, J.B., 1962. A study of an Outdoor Swimming Pool Using Iodine for Water Desinfection. Student Medicine. 10, 493 - 502.

Chang, S.L., 1971. En Current Topics in Comparative Pathobiology. Vol. I., Ed. Academic Press, New York, 201.

Chester, R. and Stener, J.H. 1975. Trace elements in Sediments from the Lowe Severn Estuary and Bristol Channel. Mar. Pollut. Bull. 6, 92 - 95.

Denis, A.F., Blanchouin, E., Deligenieres, A. y Flamen P., 1974, J. Amer. Med. Assoc. 228, 1370.

Diario Oficial de la Federación, 1975. Norma Oficial Mexicana. Determinación de Nitrógeno total en--- aguas. DGN.A.A. 26 - 1975. 25 de octubre 1976.

Diario Oficial de la Federación, 1976. Norma Oficial Mexicana. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en el agua. DGN.A.A. 30 - 1976. 8 de abril de 1976.

Diario Oficial de la Federación, 1982. Ley Federal de Protección al Ambiente. 11 de enero de 1982.

Division of Water Pollution Control. 1967. Water Quality Standards. Commonwealth of Massachusetts. En Camp, R.T., Meserve Robert L, Dowden. 1974. Water and its impurities. 2a. ed. Hutchinson, Ross, Inc., 384.

Dutka, B.J., Chan A.S.Y., y Coburn, J. 1974. Relationship between bacterial indicators of waters pollution and faecal Sterels. Wat. Res. 8., 1047 - 1055.

EEC Bathing Water Directive. 1976. December 1975 ---- concerning the quality of bathing waters official Ev. Communities 3111 - 3117.

EEC . 1976. En Degrement. 1979. Manual Técnico del --- Agua. 4 ed. Artes Gráficas. Ed. Grijelmos A. Urbaturte, Bilbao, España, 1216 pag.

- Enciclopedia Británica. 1a. ed. En : American Water -
Works Association. 1975. Control de la Calidad y
Tratamiento del Agua. Manual de Abastecimientos
Públicos del Agua. Ed. Mc Graw Hill Book Co. 734
pag.
- Escalona, R.L., Rosales, M.T.L. y Mandelli, E.F. -- -
1980. On the Presence of fecal steroids in sedi-
ments from two mexican Harbors. Bull. Environm.
Contam. Toxicol. 24, 289 - 295.
- Escherich, 1884. En : American Water Works Association
1975. Control de Calidad y Tratamiento del Agua. Ed.
Mc Graw Hill Book Co 734 pag.
- Evison, L.M. and James A., 1973. A comparasion of the
distribution of Intestinal bacteria in British and
East African Water sources. J. Apl. Bact. 36, 109 -
118.
- Evison, L.M. and James A. 1975 Biridobacterium as a
indicator of Faecal Pollution in Water Prog. Tech.
7. 2, 57 - 66.
- Evison, L. y Testi, E. 1980. Bathing Wather Quality in
the North sea and the Mediterranean, Marine Polluti
on Bulletin. 11, 72 - 75.
- Fagerholm, H.P. 1975. The effects of ferry traffic on -
the rocky shore macrofauna in the southern Åland
Archipelago : The Cladophora zone. Merentutkimus--
lait Julk. Hausforskninginst. Skr. 239, 331 - 337.

- Favero, M.S., Drake, C.H. and Randall, G.B. 1964. Use of Staphylococci as indicator of Swimming Pool -- Pollution, Pub. Hlth. Rep. 79. 61 -70.
- FAO, 1971. Informe de la conferencia técnica de la - FAO sobre la contaminación de las aguas de Mar y sus efectos sobre los recursos vivos y la Pesca. Rep. Pesca. No. 99., diciembre 9 - 18, Roma, Italia
- FAO, 1975. Contaminación de las Aguas del Mar y sus efectos en los recursos vivos y la pesca. Informe de la conferencia Técnica de la FAO, Fisheries -- Technical Paper 99, Roma, Italia.
- FAO, 1976a. Guidelines for the use of biological ---- accumulations in marine pollution monitoring. Part 2 of the Manual or Technical Paper 150. FAO, Rome, Italy.
- FAO, 1976b. Indices for measuring responses of aquatic ecological systems to various human influences FAO Fisheries, Technical Paper 15, FAO, Rome, Italy.
- Flinn, M.J. y Thistlewayte, D.K.B., 1964. Proceedings of the Second International Conference on water -- Pollution Research, Pergamon, Londres.
- Flynn, M.J. and Thistlewayte, D.K.B. 1964. Sewage --- pollution and sea bathing. Second Int. Conf. Wat. - Pollut. Res.

- Friend, H. and Trainer, D.O. 1870 Polychlorinated Biphenyl : interaction with duck hepatitis virus. -- Sciences. N. Y. 170, 1314 - 1316.
- Fritsch, 1880. En : American Water Works Association. 1975. Control de la Calidad del Agua. Manual de -- Abastecimientos Públicos del agua ed. Español Ed. Mc Graw Hill Book Co 734 pag. J. Med. Assoc. 1973.
- Geldrich, E.E. 1970. J. Amer. Water works Assoc. 62, 113.
- Geldrich, E.E. 1980. Microbiology of Water. J. Water Pollut. Control 52, 4 : 1768.
- Gerlach, S.A., 1976. Meresverschmutzung. Diagnose und Therapie. Springer Verlag. Berlin - Heidelberg - New York. 145 pag.
- GESAMP. Joint Group of experts on the Scientific -- Aspects of Marine Pollution. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA/UN. 1976. Principles for develop coastal water quality criteria. FAO. Rep. Stud. GESAMP 5, 23 pag.
- GESAMP. Joint Group of expert on the Scientific ----- Aspects of Marine Pollution. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP/ 1980. Monitoring biological variables related to marine pollution. Rep. Stud. GESAMP. 11.

- GESAMP. Joint Group of expert on the Scientific As-
pect of Marine Pollution. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/
IABA/UN/UNEP. 1984. Principles for developing coast-
al water quality criteria. UNEP Regional Seas Re-
port and Studies No. 42.
- Galteman., H.L., Clymos, R.S. y Ohstad, M.A.M. 1978.
Methods for Physical and Chemical Analysis of fresh
water. IRP Handbook No. 8. 2 ed. Ed. Blackwell ----
Scientific Publications, Oxford, Edinburgh London,
213 pag.
- Goodfellow, R.M., Cardoso, R.M., Eglinton, G., Dawson
J.P. and Best. G.A. 1977. A faecal sterol survey in
clyde estuary. Mar. Pollt. Bull. 8, 272.
- Gerodekij, A.S. and Raskin, B.M., 1966. Gigiena ----
pribezhnykh vod. Leningrad.
- Gulebic, S. 1970. Effect of organic pollution on benthic
communities. Mar. Pollut. Bull. 1, 56 - 57.
- Grenager, B., 1957. Algological Observation from the --
polluted area of the Oslo fiord. Mytl. Mag. Bot. 5,
41 - 60.
- Halstead, B.W. 1970. Toxicity of marine organisms caused
by pollutants. En FAO . Technical conference on Mari-
ne Pollution and its Effects on living resources and
fishing. F.I.R. MP/70/ R-6. Rome, 9 -18, december --
1970. S.R. Chuibard, R.G.

- Hanser, R. 1982. En : Besses Hartmunt, Grommelt Hans-Joachim. Oeser Kurt. 1982. Wasser Ed. Fischer --- Taschenbuch, 294 pag.
- Haug, A., Melson, S. and Omang, S. 1974. Estimation of heavy metal pollution in the Norwegian Fiord -- areas by analysis of the brown alga Ascophyllum nodosum. Environ. Pollut. 7, 179 - 192.
- Hendersen, J.M., 1968. J. San. Eng. Div. ASCE. 94, -- 1253.
- Headley, A.W., Ajelle, G. and Masterson, N. 1975. Preliminary Studies of fluorescent Pseudomonas capable of growth at 41°C in Swimming Pool waters. Appl. Microbiol. 29, 527 - 531.
- Hellis, D.G., Weaver, R.E. Baker, C.N. and Thornesberry, G. 1976. J. Clin. Microbiol. 3, 425.
- Herstmann, U. 1975. Eutrophication and mass production of blue algae in the Baltic Merentutkimuslait, Julk. Hausforkningsinst. Skr. No. 239, 83 - 90.
- ICES, 1978. On the feasibility of effects of marine --- pollution on the problems of monitoring. Rapp. et. - Proc. Verla ICES. Copenhagen, Dinamarca.
- IMO/UNEP. 1982. Guideline on oil spill dispersant application and environmental consideration, IMO. London, 43 pag.

Ishie, S., Yare, T., and Nakagama, R., 1970, 1971.

Algal cancer and casual substances in wastes --
from coal carbon chemical industry En : " Advances
in water pollution research ". Proc. 4 th.
International Conference held in San Francisco
and Hawaii. Vol. 2, III - 18/ 1-8.

Jackson, D.C., 1911. Clasification of Bacillus coli
group J. infect. Dis. 241.

James, A., and Evison L., 1979. Biological Indica--
tors of Waters Quality. Ed. Wiley, London.

Kabler, P.W., M.D., Clark, H.F., M.A., and Geldrich
E.D., M.S., 1964. Sanitary Significance of Coli--
form and Fecal coliform organism in surface water
Public Health Reports. Vol. 7, 58 - 60.

Kelly, S. y Sanderson, W. 1960. Amer. J. Public. ---
Health. 50, 14.

Kirchmer, C.J. 1971. 5-Beta-cholestan-3-Beta-ol. An
indicator of fecal pollution. University of Flori-
da. Ph. D. Thesis.

Klözli, F., 1980. Unsere Umwelt und wir eine Einfüh--
rung in die Ökologie. Hallwag Verlag. Bern und ----
Stuttgart. 320 pag.

Köppen, 1981, En : Secretaria de Programación y Presu-
puesto 1981. Instituto Nacional de Estadística, --

Geografía e Informática . Atlas Nacional del Medio Físico, 1981, SPP.

Koordinierung Kreis Richtlinien für Bäderbau und Bäderbetrieb. 1972. D eutsch Gesellschaft für Badewesen. e.v., Deutscher Schwimmverband, e.v. München, Deutscher Sportbund, e.v. 13.

Kovacs, S., 1957. Enteric fever in connection with pollution of sea water western Australia Report of -- Commission of year 1958. En Sykes, G. y Skinner, F. A., 1971. Microbial Aspects of pollution. Academic Press, London - New York, 289 pag.

Kudoh, Y., Sakai, S., Zen, Yeji, H., and Le Clair, R.A., 1974. En : Proceedings of International Symposium on Vibrio parahaemolyticus (I. Fujiro, G. Sakayaki, R. and Takeda, Y., eds.,) Saikon Publ., Tokio, 1974.

Lazare, T.R., 1979. Hydrology a multidisciplinary ---- perspective. Ed. Ann Arbor Science, Publishers, Inc. 249 pag.

Lindgren, L., 1975. Algal zonation on rocky shore outside Helsinki as a basis for pollution monitoring. Merentutkimuslait. Julk. Hauforskningsinst. Skr. No. 239, 344 - 347.

Lezane, F. Cabe, 1978. Oceanografía , Biología Marina y Pesca. Tomo I. Ed. Paraninfo. España. 445 pag.

- Mandelli, E.F., Regales, L.H., 1979. Manual de Laboratorio de Oceanografía Química. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 203 pag.
- Martin, J.M., Meybeh, M., Salvatori, F., Thones, A., --- 1976. Pollution chimiques des Estuaires. ETAT. Actuel des connaissances. Juin 1974. Serie Rapport Scientifiques et techniques. No.22 Centre Oceanologique de --- Bretagne France.
- Massel, 1958. In : James, A., y Evison, L., 1979. Biological Indicator of Water Quality. Cap. 18. Ed. Wiley, London.
- Meyer-Reil, L.A. 1973. Untersuchungen über die Salzansprüche von Ostseebakterien Bot. Mar. 16, 65 - 76.
- Mc Caull, J., Crossland, J. : Water Pollution. New York Harcourt Brace Jovanovich 1974.
- Mc Intyre, A.D., 1970. The range of biomass in the intertidal sand with special reference to the bivalve : Tellina tenuis , J. mar. Biol. Ass. V.K. 50, 561 - 575
- Mc Intyre, A.D., and Whittle, K. I., 1980. The problems of monitoring the biological effects of marine pollution. Rapp. et. Proc. Verb. Reunion Cons. Int. Explor. de la Meer 179, ICES, Copenhagen.

- Mc Kee, J.E., and Welf, H.W., 1965. Water Quality Criteria, Publ. 3, State Water Quality Control Board, Sacramento, California.
- Ministerio de Salud, España, 1979. En : Degrement. Manual Técnico del agua. 1979. 4 ed., Ed. Artes Gráficas, Grijelmos, A. Urribaturte, Bilbao, España, 1216.
- Moore, B., 1954. Sewage contamination of coastal bathing waters. Bull Hyg., London 29, 689 pag.
- Moore, B., 1969. Sewage Contamination of coastal waters in England and Wales : A bacteriological and epidemiological study. J. Hyg. 57, 435.
- Moore, B., 1970 a. The present status of diseases connected with marine pollution. Rev. intern. Oceanogr. med. 18 - 19, 193.
- Moore, B., 1970 b. Public Health aspect. En : Water Pollution Control in coastal areas, London Institute of Water Pollut. Control.
- Moore, B., 1975. The case against microbial standards -- for bathing beaches. En : Discharge of Sewage from -- sea outfalls (A.L. H., Gamenson, Ed. Pergamon Press, London, 103 - 109.
- Moore, B., 1977. The EEC bathing water directive, Mar. Pollut. Bull. 8, 269 - 272.
- Mc Nully, J.K. 1955. The ecological effects of sewage --

- pollution in Biscayne Bay, Florida. : Sediments and the distribution of benthic and fouling microorganisms. Bull. Mar. Sci. Gulf Caribbean. 11, : 394 - 447.
- Morris, J.C., 1954, Desinfection of water. The Sanitarian. 16, 221, Marz - April 1954.
- Murtaugh, J.I., and Buch, R.L. 1967. Sterols as a measure of Faecal Pollution. J. Wat. Pollut. Control. Fed. 39, 404 - 409.
- North, W. J., Stephens, G.C. and North, B.B. 1970. Marine Algae and their relations to pollution problems and its effects on living resources and fishing. --- F.I.R. : MP/70/88, Rome, Italy, 9 - 18 december. --- 1970.
- Ordal, E.J. and Pacha, R.E. 1967. The effects to temperature on disease in fish. kn : Proc. 12 th. Pacific Northwest Symposium on Water Pollution Research, Seavallis, Oregon, 7 November 1963. " U.S. Dept. of the Interior, Federal Water Pollution Control Administration, Northwest Region, 39 - 53.
- Orleb, G.T., 1956. Sewage Indust. Waste 28, 1147.
- ÖRNORM (Österreichisches Normungsinstitut), 1976. Anforderungen an die Beschaffenheit des wassers von Hallenbädern und künstlichen Freibekkenbädern, ONORM, M6 215. 4 - 6 .

- Ortiz, J.S., 1977. The use of Staphylococcus aureus as an indicator of bather's pollution. Abstracts, American Society of Microbiologists. 77 th. Annual Meeting, New Orleans, May 8 - 13, 271.
- Palquist, A.F., and Jackson, D. 1973. Evaluation of Pseudomonas and Staphylococcus aureus as indicator of bacterial Quality of Swimming Pool. J. Envir. Hlth. 36, 230 - 232.
- Perkins, E.J., 1968. The toxicity of oil emulsifiers to some inshore fauna Fld. Stud. 2 (Suppl.), 81 - 90.
- Perkins, E.J., 1972. Effects of Steel Works effluents Mar. Pollut. Bull. 3 , 88 a 96.
- Perkins, E.J. and Abbott, O.J., 1976. Cumbria Sea -- Fisheries Committee Annual Report for the year ending, 31 st, March, 1976.
- Perkins, E.J., 1977. Influence of sedimentary morphology. En : Problems of a small estuary. Section 7. Paper I, 1 - 19. Institute of Marine Sciences, University College of Swansea.
- Perkins, E.J., and Abbott, O.J., 1977. The biological effects of the effluents from lowers chemical B.S.C. (chemicals). Ltd. Lower works. Cumbria Sea Fisheries Committee Scientific. Report 77/2.

- Perkins, E.J., 1979. The effects of marine discharges on the ecology of coastal water. In: Biological Indicators of Water Quality, James, A. y Evison. L., Cha. 12, Wiley, London.
- Peussa, M. and Rauanko, O. 1975. Benthic macroalgae indicating changes in the turku sea area Merentutkimuslait Julk., Hausforskinnat. Sker. No. 239, 339 - 343.
- Pippy, J. H.C. and Hare, G.M., 1969. Relationships of river pollution to bacteria infection in salmon (Salmo solar) and suckers (Catostomus commersoni) Trans. Am. Fish. Soc. 98, 685 - 690.
- Preston, A., Jefferies, D.F., Dutton, J.W.R., Harvey B.R. and Steele, A.K., 1972. British Isles coastal waters : The suspended matter and biological indicators a pilot Survey Environ. Pollut. 3, 69 -82.
- Public Health Laboratory Service. 1959. Sewage contamination of coastal bathing waters in England and Wales J. Hyg. Camb. 57, 435.
- Raymond, L., Labelle, Charles P. Gerba, Sacar M. Goyal J., Melnick, L., Irnacec, H., and Gregory F. Bodgan 1980. Applied and Environmental Microbiology. Marine. 588 - 596.
- Rheinheimer, G., 1971. Über das Vorkommen von Brackwasserbakterien in der Ostsee. Vie et Milieu, Troisième Symposium Européen de Biologie Marine, Suppl.

- sième Symposium Européen de Biologie Marine, Suppl. Rheinheimer, G. 1976. Aquatic Microbiology. Ed. John Wiley and Sons . London. New York. Sydney. Toronto. 184 pag.
- Rheinheimer, G. 1977. Microbial Ecology of a Brackish water Environment. Ed. Springer Berlin Heidelberg New York, 291 pag.
- Rødsæther, M.C., Olafsen, J., Raa, J., Myhre, K. and Steen. J.B. 1975. Copper as an initiating factor of vibriosis (Vibria anguillarum in eel Anguilla anguilla) J. Fish. Biol. 10, 17 - 21.
- Rennberg, O. 1975. The effects of ferry traffic on rocky shore vegetation in the southern Åland Archipelago. Merentutkimuslait. Julk, Haustorkningsinst. Skr. No. 239. 325 - 330.
- Rosenberg, M.L. , Hazlet, K.K., Schaefer, J., Welis, J.G., and Prumeda, R.C. 1976. J. Amer. Med. Assoc. 236, 1849.
- Robinton, E.D. and Mood, E.W., 1966. A quantitative and Qualitative Appraisal of microbial pollution of water by swimmers. J. Hyg. Camb. 64, 489 -499.
- Royal Commission on sewage disposal. 1911. Seventh Report. Vol. I, Cand. 5542, H.M.S., London.
- Saarinen, Eliel. 1967. La Ciudad, Su Crecimiento, su

declinación y futuro. 1a. ed. Ed. Limusa Wiley
México, 307 pag.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
Subsecretaría de Planeación. 1972. Estudio de
la Calidad del Agua en la Bahía de Acapulco, --
Gro. 1a. Etapa.

Secretaría de Agricultura y Ganadería. Subsecretaría
de Planeación. Dir. Gral. de Usos del Agua
y Prevención de la Contaminación. 1975. Bahía
de Acapulco Manejo de Cauces. 63 pag.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
Subsecretaría de Planeación. Dir. Gral. de Pro-
tección y Ordenación Ecológica. 1975. Legisla-
ción relativa al agua y su contaminación. SAHR.
143 pag.

Secretaría de Agricultura y Ganadería. Dirección --
General de Protección y Ordenación Ecológica. --
Centro de Estudios Ecológicos de Acapulco. 1977-
1978. Descargas en la Bahía de Acapulco. 95 pags.

Secretaría de Marina, Dirección General de Oceano-
grafía. Estudio Geográfico de la Región de Aca-
pulco, Gro. 1976 - 1977.

Secretaría de Programación y Presupuesto. Instituto
Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
1981. Atlas Nacional del Medio Físico.

Servicio de Salud Pública de Chicago. 1957 en Report of Joint Committee on Bathing Places Conference of State Sanitary Engineers and American Public Health Association. 10 th. ed. New York American Public Health Association, Inc.

Shaffer, M., 1951. J. Clin. Invest.

Schaefer, W.B., and Davis, C.L., 1961. Amer. Rev. - Resp. Dis. 84, 837. 1961.

Schaenter Oscar y Senior Daniel. 1971. La contaminación del Medio Marino y sus Remedios. Estudio del UNITAR. No. 45. United Nations Institute for Training and Research. 801 United Plaza, New York, 35 pag.

Sheer en Water Quality Criteria Standards development 1980. J. Water Pollut. Control. 52.8, 2418 - 2423.

Schlotfeldt, H.J., 1975. Jahreszeitliche Abhängigkeit. BBR. Dtsch. Komm. Meeresforsch. 22, 397 - 399

Shubert, R.H.W. 1975. Zbl. Bakt. Hyg. L. Abt. Orig. B. 160, 237.

Silickenko, V. 1957, J. Microbiol. (Moscow 28, 786. -- 1957) en Cabelli, V. New Standards for enteric bacteria. Health effects research laboratory Environmental Protection Agency, West Kingston, Rhode Island.

Slanetz, L.W., y Batley C.H., 1965, Health. Lab. Sci.--

2, 142.

Smith, L.L., and Geuren, R.E., 1969. Sterol Metabolism
VI. Detection of 5- β - α -cholesten in Polluted Waters
Wat. Res. 3, 141 - 148.

Snow, D.J.R. 1959. Thyphoid and Coty Beach western Aus-
tralia Report of Commissioner of Public Health for
year 1952, 2.

Standards Methods for the Examination of water and waste-
water. 1981. American Health Association. 15 ed. 1980.
APHA-AWWA-WPCF Byrd. Press. Springfield, V.A.

Stevenson, A.H., 1953. Studies of bathing water quality
and health, Am. Pub. Hlth. 43, 529 - 538.

Sykes, G.Y. y Skinner, F.A. 1971, Microbial Aspects of
Pollution Ed. Academic Press, London New ierk, 289
pag.

Tissier H.H., 1899. La Rectien Chromophile d'e Escherichiel
et le Bacterium celi C.R. Acad. Sci. 51, 943 - 945.

UNEP. United Nations Environment Programme. 1984. GESAMP.
Principles for developing cea stal water quality cri-
teria, UNEP. Regional Seas Report and Studies 42, 28
pag.

UNESCO. 1973. Monitoring life in the ocean. Report of--
Score Working Group No. 29, Unesco Technical Paper in
Marine Science 15, UNESCO, Paris, Francia.

UNESCO. 1980. Monitoring Biological variables related to marine pollution. Reports and Studies. No. 11, 22 pag.

USA Report Committee on Water Quality Criteria. Wash. D.C. 1968. Federal Control Pollution Administration U.S. Department of Interior. 234 pag.

Vesilind, A.P., 1975. Environmental Pollution and Control. 10 ed. Ed. Ann Arbor Science. Michigan USA. 232.pags.

Walky T.M., y Parker F.L.M., 1974. Consumers water Quality Index. Journal of Environmental Engineering Division. 593 - 611.

WHO (World Health Organization), 1974. Guides and Criteria for recreational quality of beaches and coastal waters Bilzheven, oct - nov. EURO 3125 (1), WHO Regional office for Europe, Copenhagen.

WHO (World Health Organization), 1975. Guides and criteria for recreational quality of beaches and coastal waters report of working group convened by the regional office for Europe of the world health organization. Bilthoven 28 oct. - nov. 1979, WHO Copenhagen. EURO 3125 (1) 31 pags.

WHO (World Health Organization) 1977. Guidelines for Health related monitoring of coastal water quality Report of group of experts convened by WHO and UNEP

at Rovnj, Yugoslavia, 23 - 25 Feb. 1977.

World Health Organization, 1977b. Guide and Criteria of beaches and coastal waters. Bilthoven oct. - nov. EURO 3125 (1) WHO Regional Office for Europe Copenhagen.

Wellings, S.R., Chuinard, R.G., and Bens, M., 1965. A Comparative Study of skin neoplasms in four species of pleuronected fishes. Ann N.Y. Sci. 126, 419 - 501.

Williams, B.R.H., Perkins, E.J. and Gorman, J. 1965. Algae HMSO, V.K., A.E.A., P.G. Report 650.

Yevich, P.P., and Barszcz, C.A. 1976. Genadal and Hematopoitic Neoplasms in Mya arenaria, Mar Fish. Rev. 38, 25 - 29.

Young, P.H. 1964. Some effects of sewer effluent on marine life. Calif. Fish Game 50, 33 - 41.

Young, J.S. and Pearce, J.B. 1975. Shell disease in crabs and lobsters from New York Bight. Mar. Pollut. Bull. 6, 101 - 105.

Zobell, C.E., Upham, H.C. 1944. A list of marine bacteria including descriptions of sixty new species. Bull Scripps. Inst. Oceanogr. 5, 239 - 292.

A P E N D I C E

Determinación del Coeficiente de Correlación y Prueba de la Hipotesis de Correlación aplicada a las distintas Variables determinadas en cada una de las zonas de estudio de acuerdo a las técnicas estadísticas descritas en Statistical Methods, 1973, Holt, Rinehart and Winston Inc. 3 ed. Ed. Allen L. Edwards. New York , -- Chicago, San Francisco, Dallas.

Z O N A A

Estación	Parámetro correlacionado		Coeficiente de correlación (r)	N	Grado de libertad (N-2)	Alter-nativa	Región de rechazo	Nivel de signifi-cancia
	Y	X						
1	Coliformes totales	T°C	-0.0660	5	3	$F_{\alpha} \neq 0$ contra $F_{\alpha} > 0$	$r \geq r_{0.05}$ 0.805	0.05
1	Coliformes totales	S ² /100	-0.3440	5	3	"	0.805	0.05
1	Coliformes totales	O ₂	0.2467	5	3	"	0.805	0.05
1	Coliformes totales	NO ₃	0.5136	5	3	"	0.805	0.05
1	Coliformes totales	NH ₃	0.6223	5	3	"	0.805	0.05
1	Coliformes totales	PO ₄	-0.4075	5	3	"	0.805	0.05
1	Coliformes totales	pH	0.4562	5	3	"	0.805	0.05
1	NO ₃	PO ₄	0.4205	5	3	"	0.805	0.05
1	NH ₃	NO ₃	0.0231	5	3	"	0.805	0.05
1	NH ₃	PO ₄	0.9824	5	3	"	0.805	0.05
2	Coliformes totales	T°C	0.1388	5	3	"	0.805	0.05
2	Coliformes totales	S ² /100	-0.0915	5	3	"	0.805	0.05
2	Coliformes totales	O ₂	0.4263	5	3	"	0.805	0.05
2	Coliformes totales	NO ₃	0.5136	5	3	"	0.805	0.05
2	Coliformes totales	NH ₃	0.8590	5	3	"	0.805	0.05
2	Coliformes totales	PO ₄	-0.6891	5	3	"	0.805	0.05

2	Coliformes totales	pH	0.9123	5	3	"	0.805	0.05
2	NO ₃	PO ₄	0.1884	5	3	"	0.805	0.05
2	NH ₃	NO ₃	-0.6291	5	3	"	0.805	0.05
2	NH ₃	PO ₄	0.8180	5	3	"	0.805	0.05
<hr/>								
3	Coliformes totales	T°C	-0.7579	5	3	"	0.805	0.05
3	Coliformes totales	S ^o /oo	0.6351	5	3	"	0.805	0.05
3	Coliformes totales	O ₂	0.1435	5	3	"	0.805	0.05
3	Coliformes totales	NO ₃	0.8210	5	3	"	0.805	0.05
3	Coliformes totales	NH ₃	0.4301	5	3	"	0.805	0.05
3	Coliformes totales	PO ₄	-0.1050	5	3	"	0.805	0.05
3	Coliformes totales	pH	0.0232	5	3	"	0.805	0.05
3	NO ₃	PO ₄	-0.1660	5	3	"	0.805	0.05
3	NH ₃	NO ₃	-0.8125	5	3	"	0.805	0.05
3	NH ₃	PO ₄	-0.0160	5	3	"	0.805	0.05
<hr/>								
4	Coliformes totales	T°C	0.4359	5	3	"	0.805	0.05
4	Coliformes totales	S ^o /oo	-0.8953	5	3	"	0.805	0.05
4	Coliformes totales	O ₂	0.6855	5	3	"	0.805	0.05
4	Coliformes totales	NO ₃	0.7663	5	3	"	0.805	0.05
4	Coliformes totales	NH ₃	0.9225	5	3	"	0.805	0.05
4	Coliformes totales	PO ₄	-0.2627	5	3	"	0.805	0.05
4	Coliformes totales	pH	0.0225	5	3	"	0.805	0.05
4	NO ₃	PO ₄	-0.4852	5	3	"	0.805	0.05
4	NH ₃	NO ₃	-0.8490	5	3	"	0.805	0.05
4	NH ₃	PO ₄	0.14724	5	3	"	0.805	0.05

5	Coliformes totales	T ^o C	-0.9508	5	3	"	0.805	0.05
5	Coliformes totales	S ^o /oo	-0.2943	5	3	"	0.805	0.05
5	Coliformes totales	O ₂	0.3375	5	3	"	0.805	0.05
5	Coliformes totales	NO ₃	0.8965	5	3	"	0.805	0.05
5	Coliformes totales	NH ₃	0.6411	5	3	"	0.805	0.05
5	Coliformes totales	PO ₄	-0.2627	5	3	"	0.805	0.05
5	Coliformes totales	pH	0.0225	5	3	"	0.805	0.05
5	NO ₃	PO ₄	-0.4052	5	3	"	0.805	0.05
5	NH ₃	NO ₃	-0.8490	5	3	"	0.805	0.05
5	NH ₃	PO ₄	0.7183	5	3	"	0.805	0.05
<hr/>								
6	Coliformes totales	T ^o C	0.2703	5	3	"	0.805	0.05
6	Coliformes totales	S ^o /oo	-0.2943	5	3	"	0.805	0.05
6	Coliformes totales	O ₂	0.3052	5	3	"	0.805	0.05
6	Coliformes totales	NO ₃	0.0697	5	3	"	0.805	0.05
6	Coliformes totales	NH ₃	0.3477	5	3	"	0.805	0.05
6	Coliformes totales	PO ₄	0.1696	5	3	"	0.805	0.05
6	Coliformes totales	pH	0.4943	5	3	"	0.805	0.05
6	NO ₃	PO ₄	-0.5242	5	3	"	0.805	0.05
6	NH ₃	NO ₃	-0.6060	5	3	"	0.805	0.05
6	NH ₃	PO ₄	0.2670	5	3	"	0.805	0.05

7	Coliformes totales	T°C	0.5352	5	3	"	0.805	0.05
7	Coliformes totales	S°/oo	0.5352	5	3	"	0.805	0.05
7	Coliformes totales	O ₂	-0.6130	5	3	"	0.805	0.05
7	Coliformes totales	NO ₃	0.47235	5	3	"	0.805	0.05
7	Coliformes totales	NH ₃	0.49647	5	3	"	0.805	0.05
7	Coliformes totales	PO ₄	-0.3329	5	3	"	0.805	0.05
7	Coliformes totales	pH	0.4943	5	3	"	0.805	0.05
7	NO ₃	PO ₄	-0.8991	5	3	"	0.805	0.05
7	NH ₄	NO ₃	-0.6646	5	3	"	0.805	0.05
7	NH ₄	PO ₄	0.2883	5	3	"	0.805	0.05
8	Coliformes totales	T°C	0.0910	5	3	"	0.805	0.05
8	Coliformes totales	S°/oo	0.2409	5	3	"	0.805	0.05
8	Coliformes totales	O ₂	0.2785	5	3	"	0.805	0.05
8	Coliformes totales	NO ₃	-0.6223	5	3	"	0.805	0.05
8	Coliformes totales	NH ₃	0.9948	5	3	"	0.805	0.05
8	Coliformes totales	PO ₄	0.6607	5	3	"	0.805	0.05
8	Coliformes totales	pH	0.5502	5	3	"	0.805	0.05
8	NO ₃	PO ₄	-0.9244	5	3	"	0.805	0.05
8	NH ₃	NO ₃	0.8786	5	3	"	0.805	0.05
8	NH ₃	PO ₄	0.0771	5	3	"	0.805	0.05

Z O Ñ A B

Estación	Parámetros correlacionados		Coeficiente de correlación (r)	N	Grado de libertad (N-2)	Alternativa	Región de rechazo	Nivel de significancia
	Y	X						
9	Coliformes totales	T ^o C	-0.6972	5	3	H ₁ : $\beta \neq 0$ contra H ₀ : $\beta = 0$	$r^2 > r_{0.05}$ 0.805	0.05
9	Coliformes totales	S ^o /oo	0.3266	5	3	"	0.805	0.05
9	Coliformes totales	O ₂	0.4629	5	3	"	0.805	0.05
9	Coliformes totales	NO ₃	-1.2531	5	3	"	0.805	0.05
9	Coliformes totales	NH ₃	0.3225	5	3	"	0.805	0.05
9	Coliformes totales	PO ₄	0.3460	5	3	"	0.805	0.05
9	Coliformes totales	pH	0.4943	5	3	"	0.805	0.05
9	NO ₃	PO ₄	-0.9835	5	3	"	0.805	0.05
9	NH ₃	NO ₃	-0.8560	5	3	"	0.805	0.05
9	NH ₃	PO ₄	-0.9814	5	3	"	0.805	0.05
10	Coliformes totales	T ^o C	-0.6972	5	3	"	0.805	0.05
10	Coliformes totales	S ^o /oo	0.3266	5	3	"	0.805	0.05
10	Coliformes totales	O ₂	-0.6626	5	3	"	0.805	0.05
10	Coliformes totales	NO ₃	0.752	5	3	"	0.805	0.05
10	Coliformes totales	NH ₃	0.5328	5	3	"	0.805	0.05
10	Coliformes totales	PO ₄	0.1165	5	3	"	0.805	0.05
10	Coliformes totales	pH	-0.2669	5	3	"	0.805	0.05

10	NO ₃	PO ₄	-0.5028	5	3	"	0.805	0.05
10	NH ₃	NO ₃	-0.0593	5	3	"	0.805	0.05
10	NH ₃	PO ₄	0.4850	5	3	"	0.805	0.05
11	Coliformes totales	T°C	0.2693	5	3	"	0.805	0.05
11	Coliformes totales	S ^o /cc	0.1496	5	3	"	0.805	0.05
11	Coliformes totales	O ₂	-0.3243	5	3	"	0.805	0.05
11	Coliformes totales	NO ₃	0.19267	5	3	"	0.805	0.05
11	Coliformes totales	PO ₄	-0.3712	5	3	"	0.805	0.05
11	Coliformes totales	pH	0.4754	5	3	"	0.805	0.05
11	NO ₃	PO ₄	-0.7261	5	3	"	0.805	0.05
11	NH ₃	NO ₃	-0.1670	5	3	"	0.805	0.05
11	NH ₃	PO ₄	0.2101	5	3	"	0.805	0.05
12	Coliformes totales	T°C	-0.1531	5	3	"	0.805	0.05
12	Coliformes totales	S ^o /cc	-0.4637	5	3	"	0.805	0.05
12	Coliformes totales	O ₂	-0.5578	5	3	"	0.805	0.05
12	Coliformes totales	NO ₃	0.2403	5	3	"	0.805	0.05
12	Coliformes totales	NH ₃	0.7087	5	3	"	0.805	0.05
12	Coliformes totales	PO ₄	-0.5880	5	3	"	0.805	0.05
12	Coliformes totales	pH	0.4154	5	3	"	0.805	0.05
12	NO ₃	PO ₄	-0.8277	5	3	"	0.805	0.05
12	NH ₃	NO ₃	-0.1670	5	3	"	0.805	0.05
12	NH ₃	PO ₄	0.4907	5	3	"	0.805	0.05

13	Coliformes totales	TC	-0.6313	5	3	"	0.805	0.05
13	Coliformes totales	S ^o /oo	-0.0982	5	3	"	0.805	0.05
13	Coliformes totales	Q ₂	-0.0155	5	3	"	0.805	0.05
13	Coliformes totales	NO ₃	0.0275	5	3	"	0.805	0.05
13	Coliformes totales	NH ₃	-0.5128	5	3	"	0.805	0.05
13	Coliformes totales	PO ₄	-0.2371	5	3	"	0.805	0.05
13	Coliformes totales	pH	0.6425	5	3	"	0.805	0.05
13	NO ₃	PO ₄	-0.9322	5	3	"	0.805	0.05
13	NH ₃	NO ₃	-0.6248	5	3	"	0.805	0.05
13	NH ₃	PO ₄	0.0094	5	3	"	0.805	0.05

Z O N A C

Estación	Parámetros correlacionados		Coeficiente de correlación (r)	N	Grado de libertad (N-2)	Alter-nativa	Región de recha-ze	Nivel de signifi-cancia
	Y	X						
14	Coliformes totales	T ^o C	-0.9256	5	3	H ₀ : p=0 H _a : p>0	r ² > 0.805	0.05
14	Coliformes totales	S ^o /oo	0.5194	5	3	"	0.805	0.05
14	Coliformes totales	O ₂	-0.1659	5	3	"	0.805	0.05
14	Coliformes totales	NO ₃	0.1645	5	3	"	0.805	0.05
14	Coliformes totales	NH ₃	0.5001	5	3	"	0.805	0.05
14	Coliformes totales	PO ₄	-0.5014	5	3	"	0.805	0.05
14	Coliformes totales	pH	0.2378	5	3	"	0.805	0.05
14	NO ₃	PO ₄	0.6179	5	3	"	0.805	0.05
14	NH ₃	NO ₃	0.6495	5	3	"	0.805	0.05
14	NH ₃	PO ₄	0.5357	5	3	"	0.805	0.05
15	Coliformes totales	T ^o C	0.3391	5	3	"	0.805	0.05
15	Coliformes totales	S ^o /oo	-0.5216	5	3	"	0.805	0.05
15	Coliformes totales	O ₂	0.0394	5	3	"	0.805	0.05
15	Coliformes totales	NO ₃	0.5142	5	3	"	0.805	0.05
15	Coliformes totales	NH ₃	0.6892	5	3	"	0.805	0.05
15	Coliformes totales	PO ₄	-0.1308	5	3	"	0.805	0.05
15	Coliformes totales	pH	-0.2607	5	3	"	0.805	0.05
15	NH ₃	PO ₄	0.1208	5	3	"	0.805	0.05
15	NH ₃	NO ₃	-0.0107	5	3	"	0.805	0.05
15	NH ₃	PO ₄	0.4301	5	3	"	0.805	0.05

16	Coliformes totales	pH	0.3859	5	3	"	0.805	0.05
16	NO ₃	PO ₄	-0.5932	5	3	"	0.805	0.05
16	NH ₃	NO ₃	0.5492	5	3	"	0.805	0.05
16	NH ₃	PO ₄	0.2570	5	3	"	0.805	0.05
16	Coliformes totales	TC	0.0268	5	3	"	0.805	0.05
16	Coliformes totales	S ² /oo	-0.2512	5	3	"	0.805	0.05
16	Coliformes totales	O ₂	-0.2898	5	3	"	0.805	0.05
16	Coliformes totales	NO ₃	0.2210	5	3	"	0.805	0.05
16	Coliformes totales	NH ₃	0.0199	5	3	"	0.805	0.05
16	Coliformes totales	PO ₄	-0.2404	5	3	"	0.805	0.05