

D  
29**UNIVERSIDAD AUTONOMA DE GUADALAJARA**

Incorporada a la Universidad Nacional Autónoma de México  
Escuela de Biología



**EVALUACION DE LOS NIVELES DE BIOACUMULACION POR METALES  
PESADOS EN EL OSTION Crassostrea virginica. GMELIN, COMO  
INDICADORES DE CONTAMINACION POR HIDROCAR-  
BUROS EN EL CANAL DEL CHIJOL, VER.**

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

**Tesis Profesional**

Que para obtener el título de:

**B I O L O G O**

**P r e s e n t a :**

**PEDRO AVILA PEREZ**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

# I N D I C E

	PAG.
1.- INTRODUCCION	1
2.- ANTECEDENTES	4
3.- MATERIALES Y METODOS	
3.1. Localización y Descripción del Area de Estudio	32
3.2. Metodología	36
4.- RESULTADOS	
4.1. Resultados en Aguas	43
4.2. Resultados en Sedimentos	63
4.3. Resultados en Ostiones	74
5.- DISCUSION	100
6.- CONCLUSIONES	106
7.- BIBLIOGRAFIA	107

## 1.- INTRODUCCION

Los estuarios y lagunas costeras con ecosistemas altamente complejos, que por sus características únicas albergan a un gran número de organismos de importancia ecológica y comercial (Alvarez y Celis, 1982), así como por su ubicación sirven como asentamientos urbanos, portuarios e industriales.

Estos asentamientos han utilizado a los estuarios y lagunas costeras como áreas de vertimiento de sus desechos, lo que ha provocado un desequilibrio ecológico comúnmente conocido como contaminación. De estos asentamientos, el industrial es uno de los que más daño ha ocasionado al mundo en los últimos años, llegando en algunos casos a ser irreversible. Los daños ecológicos a los estuarios dependen en gran medida del tipo de desecho que reciben y éste a su vez, de la actividad de la industria.

La industria petrolera es una de las principales en México, ya que por ser un país cuya principal fuente de ingresos es el petróleo, su manejo y su explotación ha provocado una serie de alteraciones, sobre todo en lo que se refiere a la zona del Golfo de México (Toledo, 1982).

Esto provocó que en los últimos años se realizaran un gran número de investigaciones de estos daños ecológicos, sin embargo, estas investigaciones se han dirigido hacia el análisis de los componentes mayores del hidrocarburo. Así mismo, se ha observado en estos trabajos una relación entre

los hidrocarburos y los metales pesados, donde en un lugar - contaminado por hidrocarburos existe un aumento en la concentración de metales como níquel, vanadio, fierro, cromo, cobre, zinc y plomo, por lo que el hecho de que los hidrocarburos - presenten estos metales como componentes estructurales, plantea el recurso de utilizar a estos metales como indicadores de contaminación por hidrocarburos.

Para poder evaluar la contaminación en un ecosistema - acuático, necesitamos recurrir a ciertos organismos que por su biología (principalmente hábitos tróficos y ubicación en la cadena alimenticia) nos pueden servir como "termómetros" para medir la contaminación, entre otros podemos mencionar - al fitoplancton, zooplancton, moluscos, crustáceos, peces, - etc.. Dentro del Phylum Mollusca existe la clase bivalvia, a la cual pertenece el ostión, cuyas características de ser organismos sésiles y filtradores los convierte en un excelente organismo indicador de la contaminación. A su vez, el hecho de que los hidrocarburos presentan como componentes estructurales algunos metales pesados, la presencia de éstos en los tejidos del ostión pueden servir como indicadores de la contaminación por hidrocarburos en un ecosistema estuarino.

Muchos de esos metales pesados del petróleo pueden lle-gar a ser tóxicos, por lo que es de suma importancia determi-nar las concentraciones a las que se encuentran y su rela-ción con los límites permisibles.

En el canal del Chijol, el ostión es el principal recur-

so pesquero, ya que la cante aldeaña al canal vive de su explotación, por lo que las consecuencias tóxicas en el consumo humano quedan latentes.

Por lo que el objetivo de este trabajo es el de determinar los niveles de acumulación de algunos metales pesados - (V, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, y Pb) en el ostión Crassostrea virginica Gmelin., como indicadores de contaminación por hidrocarburos.

## 2.- ANTECEDENTES

### 2.1. LOS METALES TRAZA EN LOS ORGANISMOS.

De los elementos más abundantes en el Universo, once son los que conforman en su mayoría a la materia viviente, todos de bajo peso molecular, y son: H, C, N, O, Na, Mg, P, S, Cl, K, y Ca (Valković, 1980).

Existe a su vez un número de elementos que han sido reconocidos como elementos traza esenciales. Para animales de sangre caliente son el P, S, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Se, As, Mo, Sn, y I (Valković, 1980). Sin embargo estos elementos traza tienen una función específica dentro del metabolismo de los seres vivos, por lo cual se les requiere en pequeñas cantidades, tanto para los animales como para las plantas.

Una de las más importantes características de las células es su habilidad de incorporar elementos de una solución en contra del gradiente de concentración. En el caso del plancton, estos organismos concentran todos los elementos presentes en su medio ambiente (Valković, 1980), sin embargo cuántos de estos elementos son esenciales para la vida? obviamente algunos son adquiridos sólo como contaminantes y reflejan el contacto del organismo con su medio ambiente.

Para que un elemento sea esencial para la vida, debe llenar los siguientes requisitos (Cotzias y Ferradori, 1969):

estar presente en los tejidos sanos de todos los organismos vivos y en concentraciones constantes, que la falta del elemento siempre produzca las mismas anomalías, independientemente de la especie estudiada, que la adición del elemento prevenga o invierta las anomalías y por último, que los cambios bioquímicos que acompañan siempre a las anomalías desaparezcan cuando la deficiencia es anulada.

Es sabido que la gran mayoría de los elementos traza sirven principalmente como componentes clave del sistema enzimático de proteínas con funciones vitales, llamadas Metaloenzimas (Valković, 1980). Y que muchos de los desórdenes clínicos y patológicos en los animales son consecuencia de las deficiencias o excesos de los elementos traza (Cotzias y Feradouri, 1969).

Algunos estudios demostraron la presencia de metales en las macromoléculas de los ácidos nucleicos; encontrándose cromo, níquel y manganeso en el ácido ribonucleico (RNA) (Según Valković, 1980).

Estos metales ejercen control sobre la configuración de los ácidos nucleicos estabilizando la estructura helicoidal secundaria, y se considera también que intervienen en la síntesis proteica y en la transmisión de la información genética (Wacker y Vallee, 1959).

Pequeñas concentraciones producen diferentes anomalías, inducidas por deficiencias, las cuales están acompañadas por cambios bioquímicos específicos. Grandes concentra-



ciones resultan en la toxicidad.

Existen algunos elementos como Pb, Cd, y Hg que justificadamente son llamados elementos tóxicos, porque son potencialmente tóxicos a bajas concentraciones, sin embargo todos los elementos traza cuando son ingeridos o acumulados en altas concentraciones se convierten en elementos tóxicos (Bertrand, 1912).

Una categorización de los metales es cuando se definen a los metales tóxicos en una categoría denominada "Metales Pesados" (Valković, 1980).

Los efectos de metales pesados tóxicos en los organismos vivos se consideraba problema de trabajadores industriales, sin embargo, actualmente se investigan daños crónicos a poblaciones por bajas concentraciones de metales pesados (Jugo, 1977).

La mayoría de los metales pesados potencialmente tóxicos son altamente reactivos y se acumulan fácilmente en minerales y organismos del medio ambiente (V. Botello, 1982).

Ultimamente se ha obtenido una amplia información de los efectos tóxicos de metales pesados en organismos comercialmente valiosos, mediante la aplicación de los llamados bioensayos de toxicidad. (V. Botello, 1982).

Entre los efectos semiletales de los metales pesados en los organismos vivos, se pueden anticipar una serie de alteraciones fisiológicas: desórdenes neurofisiológicos, cambios en la actividad enzimática, efectos teratogénicos, mutagénicos

cos y carcinogénicos, desarrollo de parásitos y enfermedades y fallas en la reproducción (V. Botello, 1982).

## 2.2. ESENCIALIDAD Y TOXICIDAD DE LOS METALES TRAZA ESTRUCTURALES DEL HIDROCARBURO,

### a) Cobre.

Esencialidad.- El cobre fue descubierto como elemento - traza esencial por Hart, Eb. et. al en 1928 (Berman, 1980). Este elemento es probablemente un constituyente general de - todas las células.

Al parecer existe una cerrada correlación entre el co - bre y la actividad celular, puesto que existen alrededor de 30 proteínas y enzimas que lo contienen (Valković, 1980).

Las enzimas que contienen cobre incluyen a la tirosina, ácido ascórbico oxidasa, citocromo oxidasa, monamina oxidasa, uricasa y ácido  $\delta$ -aminolevulino dehidratasa (Berman, - 1980).

El suero humano contiene aproximadamente 1  $\mu$ g de cobre por mililitro (Valković, 1980). Así también se ha demostrado que el cobre en adición con el hierro es necesario para la - formación de la sangre (Berman, 1980).

Toxicidad.- Se ha demostrado que el ión cobre actúa como inhibidor del ácido  $\delta$ -aminolevulino dehidratasa (ALAD) - (Berman, 1980).

El cobre puede causar una necrosis hepática en el ganado vacuno y ovejas. El rango de concentración tóxica de cobre en agua para peces es de 0.01 a 1.7 ppm. Concentraciones de sólo 0.027 ppm pueden ser tóxicas para algunos insectos acuáticos. La concentración de cobre en el agua de irrigación puede estar en el rango de 0.2 a 5.0 ppm. El límite medio letal del cobre para el ratón es de 0.05 g/kg (Valkovič, 1980).

Existen algunos casos de contaminación por cobre en las diálisis, encontrándose hasta 2 mg por 10 ml. de Cu en sangre.

Se ha encontrado una relación entre algunas enfermedades como la degeneración hepatolenticular, talasemia, hemocromatosis, cirrosis, tuberculosis, carcinomas y atrofia amarilla del hígado con niveles altos de cobre en cuerpo (Berman, 1980).

#### b) Cromo.

Esencialidad.- Este elemento está ampliamente distribuido en los tejidos humanos en concentraciones extremadamente bajas y variables. El cromo del plasma humano está ligado al componente de transferencia de la fracción de la  $\beta$ -globulina de las proteínas plasmáticas (Valkovič, 1980).

Es considerado esencial para mantener el metabolismo normal de la glucosa (Berman, 1980).

El cromo es esencial para mantener la tolerancia normal a la glucosa y es un cofactor con la insulina (Valkovič, 1980).

La concentración de cromo en sangre humana es estimada de  $0.5 \text{ mg l}^{-1}$  y en orina  $5-10 \text{ mg l}^{-1}$ .

La incorporación diaria de cromo por el hombre es de  $5 - 100 \text{ mg}$ .

Toxicidad.- La mayoría de los efectos del cromo son causados por componentes del cromo hexavalente (Baltrop D., 1978; Valković, 1980). Se ha observado que causa irritación de la piel y tracto respiratorio, daños en hígado y riñón (Valković, 1980).

En materiales biológicos, por lo general el cromo se presenta exclusivamente en su forma trivalente. Sus efectos pueden deberse a la transformación del cromo trivalente en cromo hexavalente. (Norseth, 1979). Sin embargo, se ha comprobado que el agente causante de las mutaciones en las células es el cromo trivalente, ligado al material genético después de la reducción de la forma hexavalente por una NADPH dependiente del sistema enzimático microsomal.

Las sales solubles trivalentes y hexavalentes decrecen la síntesis del DNA, así como el cromo hexavalente actúa para la formación de los hepoxyaldehidos, conocidos carcinógenos en la célula que pueden producir carcinogénesis y mutaciones (Norseth, 1979, Costa, et. al 1980, Rondia, 1978. Bou dene, 1978).

c) Fierro.

Esencialidad.- El fierro es un constituyente vital de -

las plantas y animales. El cuerpo contiene 4 a 5 grs. 66 a - 70 ppm de fierro (Valković, 1980).

Normalmente está ligado a proteínas, tales como la porfirina, hemoglobina, mioglobina, ferritina, transferina, y - hemosiderina (Berman, 1980).

Existen poco más de 50 ferroproteínas, una de las principales es la hemoglobina, presente en sangre en los eritrocitos. El fierro en plasma está completamente ligado a la - transferina (Valković, 1980).

El contenido de fierro en un cuerpo animal varía con - su estado de salud, nutrición, talla, sexo y especie (Berman, 1980).

Toxicidad.- Todos los compuestos de fierro ingeridos en exceso pueden ser fatales, afecta principalmente a los niños, siendo el sulfato ferroso el que más comúnmente provoca intoxicación aguda. El dimecaprol forma un compuesto tóxico con el fierro, ocasionando la muerte; la muerte por sulfato de - fierro ocurre a las 6 horas de ingerido (Berman, 1980).

#### d) Níquel.

Esencialidad.- El níquel es un elemento traza esencial, ampliamente distribuido en muy bajas concentraciones en tejidos de plantas y animales. El níquel está presente en el - RNA y DNA (Valković, 1980. Berman, 1980. Baltrop, 1978).

Nielsen en 1980 reporta que deficiencias inducidas de níquel en gallinas y ratas provocaron: cambios en el hígado, pigmentación, mortalidad perinatal y daño en el crecimiento y reproducción, así como anemia por daños en la absorción intestinal del hierro (Schneeg y Kichgessner, 1978).

Recientes investigaciones muestran que el níquel funciona como un cofactor biológico en las metaloproteínas, que facilita la absorción intestinal del ión hierro (III) - (Nielsen, 1980).

Se ha descubierto que la ureasa de diversas plantas y microorganismos es una metaloenzima de níquel (Nielsen, 1980), cuya función biológica es convertir la urea en amonio inorgánico, para que pueda ser utilizado por las plantas (Dixon, et. al., 1975).

Sólo el 10% del níquel ingerido es absorbido, del níquel excretado, el 90% es excretado vía las heces fecales y el 10% vía de la orina (Berman, 1980).

Toxicidad.- El níquel ingerido por la nariz, es relativamente no tóxico (Berman, 1980). Sin embargo, tiene efectos corrosivos en tracto digestivo, piel y manifestaciones alérgicas en los órganos respiratorios (Norsuth, 1979. Berman, 1980).

Puede producir cáncer en tejidos y mutaciones en las células (Valković, 1980. Costa et. al., 1980. Rondia, 1978, Boudene, 1978) y alteraciones en la mitosis (Costa, et. al., 1980).

Estudios experimentales demostraron que a nivel molecular, el níquel detiene el proceso mitótico, provocando rupturas cromosómicas en embriones de ratas (Norseth, 1979).

Los neumocitos son los primeros que se ven afectados por la contaminación del carbonilo de níquel y a su vez una gran variedad de enzimas se ven inhibidas, provocando inhibición de la RNA polimerasa (Sunderman, 1977).

e) Plomo.

Esencialidad.- No es considerado elemento traza esencial, aunque muchos autores mencionan que se encuentra en cantidades minúsculas en los tejidos vivos.

Toxicidad.- El plomo es uno de los metales más tóxicos que existen por su carácter acumulativo en los tejidos de los organismos. En organismos marinos tales como camarones, almejas, bivalvos, ostiones, presentan concentraciones interesantes del metal (Berman, 1980).

La mayor parte del plomo orgánico se acumula en el cerebro, debido a su especial afinidad entre el plomo orgánico y los lípidos de los tejidos nerviosos. (Valković, 1980).

El plomo contamina generalmente al protoplasma, siendo subletal a bajas concentraciones y produce una gran variedad de síntomas (Berman, 1980).

El plomo puede interferir con la síntesis de la hemo-

globina, alterando la concentración de enzimas en sangre y orina y reduciendo la vida media de los glóbulos rojos (Valković, 1980). Interacciona con los grupos carboxil y fosforil, pudiendo ocasionar encefalopatías por ingestión crónica (Berman, 1980).

#### f) Vanadio.

Esencialidad.- Los trabajos realizados por Hopkins y Mohr, (1976), así como las investigaciones de Nielsen y Ollrich (1978), citados por Valković, 1980, indican que el vanadio tiene una función fisiológica esencial para los seres vivos, principalmente en algunos hongos y algas verdes.

Algunas investigaciones sugieren que el vanadio puede ser un inhibidor ideal específico de la (Na-K) - ATPasa, así como de la RNasa, esto sugiere que el vanadio tiende a inhibir enzimas del metabolismo del fosfato.

Observaciones en el laboratorio demuestran que las deficiencias de vanadio en ratas y pollos provocan reducción en el crecimiento, daños en la reproducción, así como en los tejidos del corazón, problemas en el metabolismo del hierro y alteración de los niveles de lípidos en sangre (Valković, 1980. Nielsen, 1980. Berman, 1980).

Así también se han encontrado grandes concentraciones de vanadio en hongos como Aspergillus niger (L.: Fr), en leguminosas,



principalmente en los nódulos donde ocurre la fijación del nitrógeno, y en las ascidias que acumulan hasta 10,000 veces más vanadio que en el agua de mar que reciben. (Berman, 1980).

**Toxicidad.**- El vanadio es tóxico, tanto para animales, como para plantas (Valković, 1980).

El vanadio en su forma orgánica, tal como la porfirina, está presente en todos los carbones y aceites del petróleo en bajas concentraciones (Berman, 1980).

Afecta al sistema gastrointestinal y sistema nervioso central (Berman, 1980); provocando anorexia, destrucción del epitelio en riñones y pulmones e histeria (Valković, 1980).

Adicionando a dietas en pollos y ratas en concentraciones de 25 ppm, se encontró que deprimen el crecimiento e incrementan la mortalidad, llegando a la conclusión que los efectos tóxicos eran relativos a la acumulación del metal en el hígado y riñón.

El EDTA previene la absorción de vanadio y por lo tanto, la toxicidad (Berman, 1980).

#### g) Zinc.

**Esencialidad.**- Este elemento está presente regularmente en concentraciones apreciables en plantas y animales. La mayor concentración de zinc conocida en los tejidos vivos, ocurre en la coroides del ojo (por arriba del 13.8% en zorros), (Valković, 1980).

La melanina es extremadamente rica en zinc. El zinc es requerido para la actividad de muchas enzimas. Está involucrado en la síntesis proteica y del RNA (Valković, 1980).

Deficiencias del zinc ocasionan retardo en el crecimiento, anoroxia, lesiones en la piel, Acrodermatitis enteropática en niños, daños a la reproducción, llegando a ser potencialmente teratogénicos (Berman, 1980).

Toxicidad.- El zinc no es considerado como un metal peligroso (Valković, 1980), no es acumulativo (Berman, 1980). Entre los efectos del zinc se puede mencionar que causan daño las sales de zinc en el hígado (Valković, 1980); produce náuseas, vómito y anemia severa (Berman 1980).

### 2.3. LOS METALES PESADOS EN LOS ORGANISMOS ACUÁTICOS.

Como ya se mencionó anteriormente, en contraste con los metales traza no esenciales, tal como el plomo, cadmio, mercurio, arsénico y otros; los metales esenciales tal como el cobre, zinc, fierro y cobalto, tienen importantes funciones bioquímicas en el organismo.

Estos elementos esenciales sólo son usados por los organismos en pequeñas cantidades, no debiendo exceder de niveles a los cuales permitan al sistema enzimático funcionar - sin interferencias (Forstner y Wittman, 1979). El contenido de metales en el organismo puede ser regulado por un mecanismo de control homeostático (Bryan y Hummerstone, 1973).

Sin embargo, si la concentración de los metales pesados en la fuente de abastecimiento (agua o alimento) es mucho mayor que el mecanismo homeostático, éste cesa su función y los metales pesados esenciales actúan de manera tóxica.

Así, en el evento resultante a una extensa bioacumulación de metales pesados en el organismo, puede ser dañino (Forstner y Wittman, 1979).

En muchas investigaciones se evidencia que en un sistema acuático, el cual está altamente contaminado por metales pesados, es necesario realizar análisis del sedimento. Debido a los procesos fisicoquímicos, la mayor parte de los metales pesados introducidos en un sistema acuático son depositados en el sedimento, donde pueden ser dañinos para los organismos bénticos.

La toxicidad de los metales pesados en el agua y sedimento dependen en gran manera de la disponibilidad y actividad iónica de los metales, con el resultado de que una mayor acumulación en agua y sedimento no necesariamente atañen a los organismos vivientes del sedimento (Forstner y Wittmann, 1979).

Experimentos de laboratorio han revelado que muchos parafisicoquímicos tienen considerable influencia en la distribución y acumulación de metales en organismos (Lloyd, 1969). En general la toxicidad de los metales en el agua de acuerdo a Forstner y Wittmann, 1979, -

está determinada por:

- a) La toxicidad del metal en sí (dependiendo de su electronegatividad).
- b) El sinergismo o antagonismo de los metales pesados
- c) La influencia de parámetros fisicoquímicos, los cuales determinan una disponibilidad por activación o desactivación del metal.

Investigaciones detalladas de la conducta de los metales pesados en soluciones de organismos, muestran que los límites de toxicidad pueden ser disminuidos, en razón del parámetro fisicoquímico que es alterado.

Así las condiciones experimentales de una prueba de toxicidad deben estar siempre estandarizadas, los niveles de toxicidad varían de acuerdo a la calidad del agua (Forstner y Wittmann, 1979).

Considerando que los parámetros de contenido de oxígeno (O.D.), temperatura, PH, dureza, salinidad, componentes orgánicos en solución (materia orgánica), son factores determinantes en los efectos de los metales pesados en los organismos, serán examinados a continuación.

#### Temperatura y contenido de oxígeno (O.D.)

El mecanismo por el cual la toxicidad de los metales pesados se incrementa conforme se incrementa la temperatura, puede ser explicado por una elevada actividad respiratoria. (Lloyd, 1965). Así, la absorción y excreción de metales puede depender de la temperatura, de una forma directamente pro

porcional, donde a mayor temperatura, mayor toxicidad y viceversa, hasta llegar a cierto límite.

Para el caso de oxígeno disuelto, esto se da inversa - mente proporcional, donde a menor contenido de O<sub>2</sub> aumenta - la toxicidad de un metal y viceversa (Forstner y Wittmann, - 1979).

#### Dureza

La dureza del agua influye en la toxicidad (y consecuen - temente en la actividad de los metales pesados) por formación de carbonatos insolubles o por absorción del carbonato de cal - cio.

De esta manera, la concentración de metales pesados ne - cesarios para alcanzar el límite letal, debe ser mayor, cuan - do está aumentada la dureza y menor cuando está disminuida - (Forstner y Wittmann, 1979).

El mecanismo por el cual la toxicidad de los metales pe - sados es reducida o incrementada por la dureza del agua pue - de ser explicada como una reacción química entre los iones - del metal y los carbonatos.

#### Compuestos orgánicos (materia orgánica).

La influencia de los componentes orgánicos en la toxicid - dad y enriquecimiento de metales pesados en los organismos, - puede ser particularmente considerable para aguas altamente

eutrificadas y antropogénicamente contaminadas.

Si se adicionan componentes orgánicos en una solución, - la actividad del metal se reduce. La actividad de los catio\_ nos (dependiendo del metal involucrado) pueden ser completa\_ mente suprimidos. (Forstner y Wittmann, 1979).

Esto puede llevarnos a que las concentraciones normalmen te usadas en los experimentos de toxicidad, y los límites de toxicidad de metales pesados para organismos acuáticos, sean mucho mayores en muchos casos en donde sólo es tóxico el con\_ tenido del metal activo del total del metal administrado (Red dy y Patrick, 1977).

Tabata en 1969, demostró claramente que la reducción en la toxicidad también significa reducción en la incorporación de metales pesados al organismo.

PH.

El pH es un factor muy importante en las interacciones entre los metales pesados y parámetros tales como la dureza y compuestos orgánicos (Forstner y Wittmann, 1979). La toxicidad de los metales pesados puede incrementarse con un valor de - pH básico. Esto fue comprobado por Whitley en 1968 en experi\_ mentos con plomo en gusanos tubiformes; el plomo fue más tó\_ xico a valores de pH de 8.5 que a pH de 6.5. En este experi\_ mento al plomo fue precipitado a un pH de 8.5.

Con respecto a sustancias orgánicas, cambios en el pH

del agua pueden influir en la absorción o desabsorción de cationes. (Forstner y Wittmann, 1979).

#### Salinidad.

La salinidad en el medio ambiente marino, es relativamente constante y con pequeña influencia en la concentración de metales pesados. En los estuarios donde hay mezcla de agua - dulce y salada, la salinidad es un factor dominante en su influencia en la concentración (Forstner y Wittmann, 1979).

En el agua de mar, el contenido de metales pesados disueltos son generalmente mucho más bajas que en agua dulce. Sin embargo, el alto contenido de sal altera el valor de pH del agua y por consiguiente la solubilidad del metal (Forstner y Wittmann, 1979).

Otros factores importantes que influyen en la toxicidad de los metales en los organismos, son la conducta fisiológica general, ciclo de vida, historia de vida, variación estacional, variabilidad individual y específica de las especies, contaminación por alimento y contenido de intestino (Bryan, 1971).

Se han realizado un innumerable número de estudios ecológicos midiendo la concentración de metales pesados en agua, sedimento y organismos.

Bevan C.D. et. al., en 1975, realizó un estudio de los elementos traza de una parte del estuario del Támesis en Inglaterra.

Mencionan que es posible mediante el análisis del contenido de metales, identificar a la posible fuente de contaminación. Utilizando la técnica de análisis por activación neutrónica fueron identificados 11 elementos en el agua y sedimento que fueron: Ca, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, Hf, Hg, Sc, Th y Zn y para sedimento: Ce, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, Sc, Th; el autor menciona una correlación entre los metales encontrados en el sedimento y las partículas de arcilla.

Geldiay R. et. al., en 1976, realizaron un estudio de acumulación y distribución de metales traza y radionúclidos en organismos marinos en el área de la bahía de Izmir, en Turquía.

Determinaron las concentraciones de los elementos trazas de Cu, Mn, Zn, Fe, Pb, Co, Cr, Hg y Cd; en aguas contaminadas. La concentración de metales traza en el organismo estudiado, varió de acuerdo al tipo de tejido y órgano del cuerpo, al tamaño del animal, la localidad de muestreo y la estación del año, la mayor concentración de metales ocurrió en las glándulas digestivas, manto, sifón y aqullas.

Hsu, Yao-Shun, et. al. en 1979, estudiaron la ocurrencia y la variación estacional del Na, K, Ca, Mg y metales pesados (Fe, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Hg) en las ostras y almejas de Taiwan.

Utilizando la técnica de absorción atómica, obtuvieron que las concentraciones medias en ostiones de Zn, Fe y Cu -



fueron de 120.4, 86.1 y 20.4 ppm y en almejas de 14.9, 13.6 y 5.7 ppm.

Para Pb, Ni, Cd y Hg, las concentraciones medias en ostras fueron de 1.29, 0.55, 0.11 y 0.01 ppm y en almejas de 1.53, 1.09, 0.09 y 0.02 respectivamente.

Estas concentraciones no fueron mayores que las normalmente consideradas dentro de los límites permisibles para el consumo.

De acuerdo a sus resultados, los metales pesados no tienen una relación significativa con el tamaño o estación de muestreo. Las mayores concentraciones ocurrieron en el verano de los meses de mayo a septiembre.

Wong M. H. et. al. en 1981, realizaron una investigación sobre la contaminación por metales pesados en la ostra del Pacífico Crassostrea gigas (Thonberg) de la bahía profunda de Hong Kong.

Estudiaron los metales pesados de Fe, Cu, Pb, Cd, Mn, Cr y Zn, como contaminantes domésticos y de la agricultura. Encontraron que el mayor contenido de metales aparecía en las aqallas. Todo el contenido de los metales pesados obtenido en el estudio, cayeron dentro del rango reportado para la misma especie en áreas donde la contaminación por metales pesados está reconocida como un problema.

Boyden C.R. y D.J.H. Phillips en 1981, estudiaron la variación estacional de 8 elementos traza en la ostra del Pacífico Crassostrea gigas (Thonberg). Usaron individuos transplantados del Estuario de Menai Strait en Gales, a dos estuarios diferentes.

La máxima ocurrencia se presentó en invierno y la mínima en verano. En cada caso, la variación estacional en la concentración del elemento, fue definida en su mayoría por cambios en el peso de las partes blandas del ostión.

Los metales estudiados fueron cadmio, cobalto, cobre, fierro, plomo, manganeso, níquel y zinc; y analizados por espectrometría de absorción atómica.

Koivu L. y R. Oravainen en 1982, investigaron la distribución del zinc en los lagos Vanajavesi y Mallasvesi, en Finlandia en el agua y sedimento. Mencionan que la menor concentración para un lago en el oeste de Finlandia es de  $9.3 \text{ mg l}^{-1}$  y que el zinc es utilizado frecuentemente como un indicador de contaminación en agua. Específicamente para estos lagos, el problema es causado por una fábrica textil. La toxicidad en estos lagos se ve influenciada por la alta temperatura del agua, el bajo contenido de oxígeno y los sólidos suspendidos, lo que la incrementa.

Las concentraciones encontradas en agua en estos lagos variaron entre  $10 \text{ ug l}^{-1}$  y  $4000 \text{ ug l}^{-1}$  en Vanajavesi y  $10 \text{ ug l}^{-1}$  en Mallasvesi.

El rango de sedimentación para el lago Vanajavesi es de  $3.3 \text{ mm/año}$ . Estas concentraciones han causado daños en el plancton y en la fauna donde ésta es nula, abajo de los 5 m del nivel de superficie.

Las concentraciones encontradas en el lago Vanajavesi son responsables de efectos agudos y subletales en los organismos lacustres.

Zamuda C.D. y W.G. Sunda en 1982, realizaron un estudio con bioensayos, observando la bioutilidad del cobre disuelto en la ostra americana Crassostrea virginica Gmelin, recalcando en la importancia de la especificación química. Ellos investigaron la especificación del cobre, de acuerdo a la concentración de cobre total y a una sustancia quelatante (NTA); los análisis se realizaron por espectrometría de absorción atómica. La acumulación dependió en gran medida de su especificación química. La incorporación se debió a la actividad del ión cúprico, independientemente de la concentración del cobre o NTA.

Con la industrialización del mundo y la utilización como fuente energética de los hidrocarburos y derivados, su explotación, refinación y transporte ha provocado una serie de daños ecológicos a nivel mundial, lo cual ha llevado a que se realicen múltiples investigaciones para determinar dichos daños.

Middleditch S.B. y Brenda Basile en 1978, analizaron el contenido de alkanos en sedimentos superficiales de la región de la Refinería de Bucanier en Texas, U.S.A.

Usando cromatografía de gases, detectaron concentraciones por encima de los 25 ppm de alkanos del petróleo. Mencionan que se han encontrado alkanos en organismos cercanos a esta refinería, específicamente en el camarón café Penaeus aztecus (Ives).

Murray D.A.J. y W.L. Lockhart en 1981, realizaron una

microextracción y análisis cromatográfico de hidrocarburos del petróleo en agua y tejidos de peces, en este trabajo - utilizaron hexano como solvente de la fracción soluble de - los aceites crudos y productos del petróleo en el agua.

Para el caso de los tejidos del pez, se utilizó un - procedimiento modificado de extracción utilizando diclorome-etano como solvente primario, éste fue dispersado en agua - usando acetona y finalmente extraído con hexano. El propósi-to de este trabajo fue conocer el porcentaje de recupera-ción para esta nueva técnica.

Gavens A. et. al. en 1982, realizaron un trabajo en In-glaterra para medir la acumulación de hidrocarburos en sedi-mentos de una presa urbana. Ellos reportaron que los niveles de hidrocarburos alifáticos totales fueron de 445-690  $\mu\text{g g}^{-1}$ , 43-224  $\mu\text{g g}^{-1}$  y 0.36 - 1.10  $\text{mg l}^{-1}$ , respectivamente - en la superficie de sedimento, sedimentos basales y disuel-tos en agua. Los niveles de hidrocarburos poliaromáticos - fueron de 780 - 1, 100  $\mu\text{g g}^{-1}$ , 310-640  $\mu\text{g g}^{-1}$  y 5.83-18.21  $\text{mg l}^{-1}$ , respectivamente. La comparación de niveles totales entre los sedimentos superficiales y basales muestran un in-cremento de 1 a 3 veces en total de hidrocarburos poliaromá-ticos y de 3 a 10 veces en hidrocarburos alifáticos en un - período de 120 años.

Johansen G. N. et. al. en 1983, realizaron un análisis cuantitativo de hidrocarburos por tipo de grupo estructural en gasolinas y destilados.

En México también se han realizado diversos trabajos - sobre contaminación por hidrocarburos.

Botello A.V. (1975) y su colaborador Mandillo (1978, 1980)., ha sido uno de los que más ha trabajado en este tipo de investigaciones de sus trabajos se han obtenido resultados muy interesantes que nos dan una idea muy amplia de la situación ecológica - de muchas lagunas costeras, principalmente del Golfo de México.

Toledo A., 1982 afirma que los derrames de petróleo - provocan daños inmediatos que tienden a ser drásticos locales y de poca duración, sin embargo, ocurren derrames crónicos que cuando llegan a lagunas costeras con sedimentos arcillosos, tienen un impacto acumulativo y a largo plazo.

Este último tipo de derrame representa la más importante fuente de contaminación por petróleo.

Las descargas de aceites e hidrocarburos que van a los ríos y lagunas, sufren proceso de intemperización y evaporización de hidrocarburos volátiles, depositando otros en forma asfáltica, otros componentes pueden circular en el medio como los hidrocarburos aromáticos que se encuentran en los crudos: benceno, tolueno, xileno, naftaleno, bifenilos, dimetilfenantreno, metilriseno, metilpireno, benzantraceno y benzopireno.

A su vez, menciona que se han encontrado hidrocarburos aromáticos en algunas lagunas litorales del estado de Tabasco, encontrándose compuestos de naftaleno, fenantreno, di-

benzotiofeno, antraceno, metilfenantreno, benzoantraceno.

Estos mismos hidrocarburos se encontraron en ostiones de la especie Crassostrea virginica Gmelin. Estos compuestos son cancerígenos y su efecto en el hombre como último eslabón queda latente.

En un estudio realizado en las lagunas de El Carmen - Machona y Mecoaacán de septiembre de 1979 a agosto de 1980, - citado por Toledo, 1982, se obtuvieron concentraciones de hidrocarburos entre 65-150 ppm, lo que sugiere la existencia de aportes de hidrocarburos en concentraciones significativas, que van de 23 a  $3 \times 10^4 \mu\text{g l}^{-1}$ . Las concentraciones de plomo fueron bajas, las más altas fueron de  $1.0 \mu\text{g}^{-1}$  de ostión en la Machona,  $0.9 \mu\text{g g}^{-1}$  en la Mecoaacán y  $0.7 \mu\text{g g}^{-1}$  en la de El Carmen.

Goldberg en 1979, menciona que dentro de los hidrocarburos existen como componentes estructurales, metales pesados de níquel y vanadio, principalmente, así como Cr, Fe, Zn y Cu.

Rosas I. et. al, 1983, realizaron un estudio utilizando al ostión Crassostrea virginica Gmelin como indicador de contaminación en algunas lagunas costeras del Golfo de México. Las lagunas estudiadas fueron: Tamapamachoco, Mandinga, Del Carmen y Atasta.

Los metales pesados medidos fueron Cd, Cr, Hg y Pb. La contaminación que afecta a estas lagunas es originada por la refinación de azúcar, industria petroquímica y la explotación

tación y refinación del petróleo.

Los análisis se realizaron por la técnica de Absorción Atómica. Las concentraciones detectadas en el agua decrecieron en el siguiente orden: Pb > Cr > Cd > Hg. En el ostión se encontró que Pb y Cd se presentaban en concentraciones - por encima de los límites permisibles para consumo humano, principalmente en las Lagunas de Mandinga y Del Carmen. El factor de concentración exhibido por las ostras en las 4 lagunas fue dentro del rango de 20 a 20,000 del metal detectado. La acumulación de los metales pesados decrece en el orden de: Cd > Zn > Fe > Cr > Ag > Cu > Hg = Ni > Pb > V > Mo.

Pérez Z. A.J., en 1983, realizó una investigación de la contaminación por plomo en el río Coatzacoalcos. Pérez Z. en su estudio afirma que la contaminación del río Coatzacoalcos proviene principalmente de la Refinería de Minatitlán y del complejo Petroquímico Industrial de Pajaritos.

El plomo proviene aquí principalmente de la fabricación del Tetraetilo como subproducto y producto de las gasolinas.

Se analizaron a 21 especies, las más numerosas fueron - el bagre Aurias felis (Linneus) y Aurias melanopus (Günther), robalo blanco Centropomus undecimalis (Bloch) mojarra prieta Cichlasoma guttulatum (Günther) y anamiche Dorosoma anale - (Meek).

Se observó la presencia de plomo en bazo, riñón, hígado, corazón, ovario, testículo y cerebelo.

La cantidad más grande encontrada fue para la mojarra -

Gerres sp (Cuvier) con  $50 \mu\text{g g}^{-1}$  en riñón y robalo Centropomus undecimalis (Bloch) con  $50 \mu\text{g g}^{-1}$  en el encéfalo.

Sadig M. y Tahir Z. Zaidi en 1985 en la Universidad - del Petróleo y Minerales de Dhahran, Arabia Saudita, llevaron a cabo una investigación de la concentración de metales en los sedimentos de la costa del Golfo de Arabia Saudita. Mencionan que el enriquecimiento de metales traza en un medio ambiente marino resultan de un número de actividades antropogénicas, especialmente del Petróleo y la Industria Petroquímica.

Los metales que determinaron fueron As, Cd, Cu, Mo, Cr, Ni, Pb, Zn, Mn, V y Hg, en 4 áreas, 3 de ellas impactadas - por actividades petroleras, en una de ellas (Manifa), se encontró que las concentraciones de Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, V y - Zn fueron significativamente mayores que en ninguna otra - área  $P < 0.05$  y los metales de Pb y Mo, también fueron mayores, pero no significativamente diferentes.

Páez - Osuna F., V. Botello A. y Villanueva S. en 1986, determinaron la concentración de algunos metales pesados en el Estuario de Coatzacoalcos y Laguna Ostión en el Golfo de México.

Este estuario presenta problemas de contaminación urbana y petrolera. Las principales descargas son hidrocarburos y metales pesados. Los metales analizados fueron Pb, Cu, Co, Ni, Cr, Cd, Zn, Fe en el sedimento. La técnica utilizada - fue Absorción Atómica. También se realizaron análisis granulométricos del sedimento.



En 1982 Khalaf S., P. Literathy y V. Anderlini, realizaron un trabajo de gran importancia y relevancia. Utilizaron al vanadio como elemento traza de contaminación por petróleo en los sedimentos de Kuwait.

En este trabajo mencionan que el vanadio es importante como un indicador de contaminación de petróleo y que el petróleo es uno de los contribuyentes mayores de vanadio al medio ambiente, porque muchos aceites crudos contienen relativamente grandes concentraciones de vanadio ( $30.6 \pm 14.3$  mg Kg<sup>-1</sup> fueron medidas en 9 crudos en Kuwait).

Se afirma que los análisis de concentraciones de vanadio en sedimentos y biota pueden ser usados en la detección de contaminación por hidrocarburos.

Khalaf et. al. 1982, encontraron grandes niveles de concentración de vanadio en estos sedimentos, y lo atribuyen a la contaminación por aceites crudos, además del vanadio se analizaron Ag, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn.

A continuación se transcribe una Tabla tomada de este artículo, que da las concentraciones y elementos presentes en los crudos de Kuwait. (En mg Kg<sup>-1</sup>).

ELEMENTO TRAZA	CRUDO DE KUWAIT $\bar{X} \pm$
Cu	0.14 $\pm$ 0.25
Ni	9.7 $\pm$ 6.6
Zn	1.19 $\pm$ 0.54
V	50.6 $\pm$ 14.3
Cr	0.05 $\pm$ 0.02
Pb	0.07 $\pm$ 0.04
Co	0.06 $\pm$ 0.04
Mo	0.53 $\pm$ 0.075

En el área de Tamaulipas y Veracruz, cercano al área de estudio, se tienen registrados algunos trabajos.

Villalobos P.A. et. al. en 1968, realizaron una investigación en la Laguna de Tamahua, Ver.; bajo contrato con Petróleos Mexicanos para dilucidar la problemática que afectaba al ostrión en esa Laguna, ya que las cooperativas del lugar responsabilizaban a Petróleos Mexicanos de la mortandad de los bancos ostrícolas. Analizaron los diferentes factores ambientales para conocer la hidrología de la laguna, así como trabajaron con bioensayos de lodos de perforación.

Es importante mencionar que una de las estaciones de muestreo tomadas en este trabajo, fue la de la Rivera de Tampico Alto, Ver., zona que colinda en su parte norte con el Canal de Chijol, Ver., coincidiendo sus resultados con otros trabajos de algunas lagunas del Golfo de México.

Miranda R.J.S., en 1987, evaluó la productividad primaria acuática y terrestre en el canal de Chijol, Ver., utilizando a Rizophora mangle (Linneus), obtuvo resultados que caen dentro del rango establecido para zonas costeras muy productivas, sin embargo la productividad orgánica fitoplanctónica fue mayor que la del mangle.

García P.G. en 1987, evaluó la productividad primaria fitoplanctónica en el Canal del Chijol.

### 3.- MATERIALES Y METODOS

#### 3.1.- LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.

El Canal "El Chijol", Municipio de Pueblo Viejo, Ver., se localiza en la parte Norte del Estado de Veracruz, en el litoral del Golfo de México, geográficamente ubicado entre los meridianos 97°49'36" y 97°49'09" L.W. y los paralelos 22°14'41" y los 22°06'24" L.N.; ocupando una extensión aproximada de 16 Kms. (Fig. No. 1).

El Canal limita al Norte con la desembocadura del Río Pánuco, al Sur con la laguna "La Ribera", municipio de Tampico Alto, Ver., al Este con el Golfo de México y, al Oeste con la carretera Tampico-Tuxpan y la Laguna de Pueblo Viejo, Ver.

#### Geología.

El subsuelo comprende rocas sedimentarias, del tipo lutitas, areniscas y margas, representando los periodos desde el Eoceno, el Oligoceno, Mioceno y Pleistoceno (Ed. Porrúa, 1964).

#### Topografía.

Esta área se encuentra en un territorio llano, con una franja de bancos arenosos o dunas paralelas al litoral. La región varía desde el nivel del mar, hasta los 10 mts. (Ed.

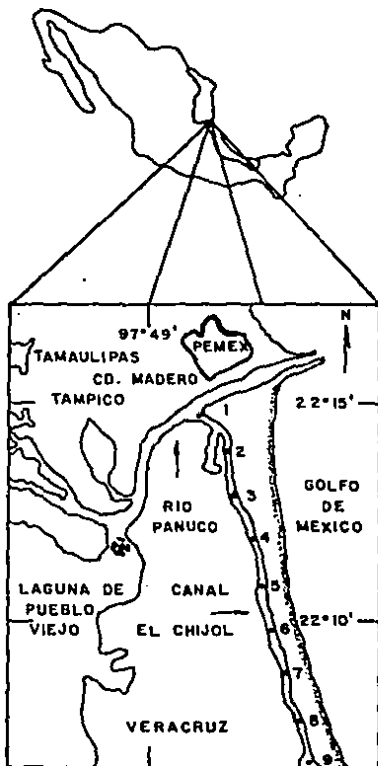


Figura No. 1

CANAL EL CHIJOL	
Escala 1:140000	1988

Porrúa, 1964).

### Hidrología

La influencia de agua dulce al canal, es por medio del Río Pánuco, presenta así mismo, una comunicación con la laguna "La Ribera" de Tampico Alto, Ver.. Existen alrededor del canal pequeñas lagunetas que se comunican a él.

### Climatología.

La zona donde se ubica el canal "El Chijol", presenta un clima tipo cálido tropical lluvioso, con una temperatura media de 28°C aproximadamente, registrándose temperaturas máximas de 38°C y mínimas de 8 a 10°C. La precipitación pluvial media anual es de 500 a 1000 mm. (Ed. Porrúa, 1964., - Contreras, 1985).

### Suelo.

En la región predomina el suelo de tipo arenoso, presentándose también los tipos de suelo arcilloso y limoso.

### Vegetación.

Es de tipo halófila, con predominio de mangle en la ma

yor parte del canal, gramíneas y algunas leguminosas que evitan en su mayor parte que la erosión eólica arrastre arenas y sales, contenidas en las dunas, hacia áreas fértiles.

La región se caracteriza como selva baja, perennifolia y algunos pastizales.

#### Fauna.

La fauna acuática predominante, la conforman peces, bivalvos y crustáceos, muchos de ellos de importancia económica, y algunas aves acuáticas. En áreas alledañas terrestres, se observan pequeños mamíferos, reptiles y aves, típicos de la región.

Existen asentamientos humanos en los alrededores del área, que basan su economía en la extracción ostrícola y pesca de especies menores. (Miranda R.S., 1987).

### 3.2.- METODOLOGÍA.

Se marcaron 9 estaciones de muestreo a lo largo del canal, con una separación de dos kilómetros entre cada una de ellas.

Los ostiones se presentaron en concentraciones apreciables, a partir del Km 9, por lo que se marcaron únicamente 9 estaciones de muestreo, del Km. 9 al Km. 16, con una separación de un kilómetro entre cada una de ellas.

Se realizaron tres muestreos formales y un prospectivo, bimensualmente entre los meses de octubre de 1986 a abril de 1987.

Los muestreos se realizaron con una lancha de ocho pies de largo, perteneciente a la unidad PROMAM.

El agua fue muestreada en dos zonas en la superficie y a media profundidad, ambas muestras en el centro del canal, - en la superficie fue tomada directamente, a media profundidad se utilizó una botella Van Dorn, proporcionada por el CET del Mar de Cd. Madero, Tamps.; inmediatamente fueron transferidas a botes de polietileno de medio litro de capacidad, previamente lavadas con ácido nítrico al 10% y enjuagadas con agua destilada. Posteriormente se preservaron con ácido nítrico concentrado, en la proporción de 5 ml. por litro y colocadas en un refrigerador a 4°C, hasta su posterior transporte.

Para sedimentos, se utilizó una draga de acero inoxidable, muestreándose en el centro del canal. Se tomaron las muestras de la parte media y central del sedimento extraído

con la draga, para evitar una posible contaminación, tomándose alrededor de un kilogramo, para si acaso existiera contaminación, ésta fuera despreciable. Las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico.

Los ostiones fueron extraídos también de la parte media del canal, con unas gafas ostioneras, proporcionadas por los pescadores de la Cooperativa de la Ribera de Tampico, Alto, Veracruz, posteriormente se colocaron en arpillas para su transporte.

La temperatura ambiental y del agua, fue tomada mediante un termómetro ambiental. La profundidad con una plomada graduada en metros, y la transparencia por medio del disco de Secchi.

Las muestras fueron procesadas y analizadas en el laboratorio de Rayos X de Fluorescencia del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, en el Centro Nuclear de Salazar, Edo. de México.

Las muestras de agua fueron procesadas por la técnica de precipitación por APDC (Pérez Novara, 1982 y 1986), quedando listas para su posterior conteo.

Los sedimentos fueron secados mediante una estufa marca Felisa, a una temperatura de 60°C,  $\pm$  5°C posteriormente, fue obtenida una muestra representativa por medio de la técnica de cuarteo (Avila I., 1982), la cual fue molida en un molinillo marca Westinghouse, mod. F.H.T., con aspas de molibdeno y tamizada con un tamiz de naylon de 200  $\mu$  de  $\phi$  de



malla, y colocadas en contenedores especiales. A continuación fueron homogenizados durante media hora, mediante una homogenizadora Mixer/mill Spex 8000 (Avila I., 1982).

Los ostiones fueron extraídos de su concha con un cuchillo de polivinil, lavados con agua destilada y colocados en cajas de petri. Posteriormente fueron congelados con aire líquido dentro de un recipiente de unicel, durante 1 hora y posteriormente liofilizados. (Pérez Novara, 1986). Fueron liofilizados en un liofilizador marca Virtis, con una bomba de vacío Vac Torr 75, durante 48 horas; a continuación fueron molidos en un mortero de porcelana marca Lofivitrex 400/130 y tamizados en un tamiz de naylon de 200  $\mu$  de  $\phi$  de malla, después fueron colocados en contenedores especiales y homogenizados durante media hora en una homogenizadora Mixer/ Mill Mod. Spex 8000 (Pérez Novara, 1986).

Para la cuantificación de las muestras fue necesario preparar patrones de aguas (Pérez Novara, 1982), sedimentos (Avila I., 1982) y ostiones (Pérez Novara, 1986).

En los patrones de aguas, éstos se prepararon a partir de títrosoles, con las siguientes condiciones:

Cobre	(Cu) Titrisol, Sol. Patrón 1,000 g $\pm$ 0.002 g (CuCl <sub>2</sub> )
Cromo	(Cr) Titrisol, Sol. Patrón 1,000 g $\pm$ 0.002 g (CrCl <sub>3</sub> )
Fierro	(Fe) Titrisol, Sol. Patrón 1,000 g $\pm$ 0.002 g (FeCl <sub>3</sub> )
Níquel	(Ni) Titrisol, Sol. Patrón 1,000 g $\pm$ 0.002 g (NiCl <sub>2</sub> )
Plomo	(Pb) Titrisol, Sol. Patrón 1,000 g $\pm$ 0.002 g (PbNO <sub>3</sub> )
Vanadio	(Va) Titrisol, Sol. Patrón 1,000 g $\pm$ 0.002 g (VaSO <sub>4</sub> )
Zinc	(Zn) Titrisol, Sol. Patrón 1,000 g $\pm$ 0.002 g (ZnCl <sub>2</sub> )

A partir de un litro, se realizaron diluciones hasta -  
 quedar en las siguientes concentraciones:

Cobre (Cu):	10,	20,	50,	75	y	100 ppm
Cromo (Cr):	5,	10,	25,	50	y	75 ppm
Hierro (Fe):	20,	50,	100,	200	y	400 ppm
Níquel (Ni):	1,	10,	25,	50	y	75 ppm
Plomo (Pb):	5,	10,	25,	50	y	75 ppm
Vanadio (V):	2,	6,	10,	25	y	40 ppm
Zinc (Zn):	10,	20,	50,	75	y	100 ppm

Cada patrón fue procesado por la técnica de precipitación por APDC (Pérez Novara, 1982) en las mismas condiciones que las muestras.

Para la cuantificación de sedimentos y ostiones, se -  
 utilizaron curvas analíticas con patrones certificados por -  
 el Organismo Internacional de Energía Atómica y del National  
 Bureau of Standards (Pérez Novara, 1986), Por no encontrarse  
 suficientes concentraciones de cromo y vanadio, para poder -  
 trazar curvas analíticas con los patrones certificados, fue  
 necesario preparar patrones a partir de reactivos grado ana-  
 lítico, mediante la técnica que es utilizada en el Laborato-  
 rio de Rayos X de Fluorescencia del Instituto Nacional de In-  
 vestigaciones Nucleares. (Pérez Novara, 1986. Avila I., 1982).

Los reactivos utilizados fueron:

Cromo (Cr) Oxido de Cromo (Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) Grado Analítico.

Vanadio (V) Pentóxido de Vanadio (V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) Grado Analítico.

A partir de estos reactivos se prepararon soluciones madre y mediante diluciones, se prepararon patrones en las siguientes concentraciones:

Cromo (Cr): 5, 10, 20, 50 y 80 ppm.

Vanadio (V): 5, 10, 20, 50 y 80 ppm.

Para los conteos se utilizaron 1 gramo de muestras y patrones de ostión y sedimento, colocados en un portamuestras de PVC con fondo de Maylar, colocándolas sobre el detector.

En aguas se utilizaron 100 ml. de muestra, depositando los metales en un filtro millipore de 0.45 u (Pérez Novara, - 1982), el cual fue colocado directamente sobre el detector.

Las muestras y patrones fueron contados durante 1000 segundos y tres veces en diferente posición, para reducir al mínimo el error estadístico.

Todas las muestras de ostión, agua y sedimento, así como los patrones, fueron analizadas por medio de un Espectrómetro de Fluorescencia de Rayos X. (Pérez Novara, 1982).

Los resultados de los conteos para las muestras y patrones de aguas, sedimentos y ostiones, fueron tratados por los siguientes métodos analíticos.

Para muestras y patrones de aguas, se aplicó el método de la Intensidad Neta (In). La intensidad neta se obtiene cuando a la intensidad bruta del pico del elemento se le resta un fondo. (Pérez Novara, 1982).

Para muestras y patrones de sedimentos y ostiones, se aplicó el Método Compton. En este método, a la intensidad bruta

ta del pico del elemento, se le resta un fondo, quedándonos - una intensidad neta, la cual es dividida entre la intensidad del compton; ésto se utiliza para corregir la absorción de la muestra.

Las intensidades netas e intensidades netas/Compton de los patrones de aguas, sedimentos y ostiones, fueron tratadas por la técnica estadística de mínimos cuadrados y por la ecuación de la recta (Pérez Novara, 1982, Avila I., 1982), para - obtener curvas analíticas.

Las curvas analíticas fueron aplicadas en las intensida des netas e intensidades netas/Compton de las muestras, para obtener los resultados finales.

A los resultados de las muestras de agua, ostión y sedimento, se les trató estadísticamente con las técnicas de co- rrelación y análisis de varianza.

Se realizaron gráficas de los resultados, por medio de una computadora Commodore PC-10, con graficador asociado.

#### Análisis de Apoyo

Como apoyo a los resultados obtenidos por espectrometría de rayos X, se realizaron análisis del petróleo que es utilizado en la Refinería de Cd. Madero, Tamaulipas, así como de las aguas de desecho de la misma por la técnica de Análisis por Activación Neutrónica, para detectar los metales estudiados, así también se realizaron microextracciones en el ostión del Canal del Chijol, para detectar la presencia de componentes estructurales mayoritarios del hidrocarburo por la técni-

ca de Cromatografía de gases.

Análisis por Activación Neutrónica.

Esta técnica se utilizó, con el fin de corroborar la presencia de los metales pesados de V y Ni en el petróleo y aguas de desecho de la Refinería de Cd. Madero, se utilizó esta técnica, debido a que el Laboratorio de Rayos X de Fluorescencia no cuenta, por el momento con la técnica de análisis de aceites.

Cromatografía de gases.

Se utilizó la cromatografía de gases para corroborar la presencia de hidrocarburos estructurales del petróleo en el ostión del Canal del Chijol.

Utilizando la técnica de microextracción en tejidos de peces (Murray and Lockhart, 1981), se extrajeron los hidrocarburos presentes en el ostión. Utilizando una columna de 152 cm de longitud, por 3.17 mm de diámetro exterior, empacada con 10% de At-1000 sobre Chromosorb W.A.W. (80/100 mallas), para hidrocarburos aromáticos, y una columna de 122 cm de longitud por 3.17 mm de diámetro exterior, empacada con 5% de OV-101 en Chromosorb P.W.A. (80/100 mallas), para hidrocarburos alifáticos.

#### 4.- RESULTADOS

##### 4.1.- RESULTADOS EN AGUAS.

Las concentraciones de vanadio en el primer muestreo - (Diciembre/86), dentro del análisis de agua en el Canal del - Chijol, variaron de 28 a 124 ppb (Tablas Nos. 1 y 2), el análisis de varianza nos indicó que no existe diferencia signifi- cativa entre el muestreo de media profundidad, con el de su- perficie (NS), sin embargo, también indicaron que existían di- ferencias significativas entre las estaciones de muestreo - (Fa > 0.05), esta diferencia se observa como una disminución - en la concentración de vanadio de la estación número uno a la estación número nueve (Figuras Nos. 2 y 3). En el segundo mues- treo (Febrero/87), la concentración varió de 35 a 85 ppb (Ta- blas Nos. 3 y 4), existiendo una diferencia significativa en- tre el muestreo de media profundidad con el de superficie - (Fa > 0.05) y no entre las estaciones de muestreo (NS) (Figu- ras Nos. 4 y 5). En el tercer muestreo (Abril/87), la concen- tración de vanadio fluctuó en un rango de < 27 ppb, hasta 97 ppb (Tablas Nos. 5 y 6), no existiendo diferencias significa- tivas entre las muestras de superficie y media profundidad, - ni entre las estaciones de muestreo (NS).

La concentración de cromo en el primer muestreo, varió de 20 a 90 ppb (Tablas Nos. 1 y 2), el análisis de varianza - del cromo, indican que no existe diferencia significativa en-

T A B L A No. 1

AGUAS PRIMER MUESTREO, MEDIA PROFUNDIDAD, CONC. PROMEDIO EN  
 µG/L

Estación	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
1	124	90	6512	51	58	64	789
2	108	78	5088	51	54	99	785
3	73	50	5498	35	35	74	769
4	46	51	3119	37	39	74	750
5	61	39	1382	31	32	68	521
6	52	27	1055	30	50	57	70
7	36	35	862	27	28	20	72
8	28	27	720	31	37	39	74
9	71	76	764	32	27	36	68

T A B L A      N o . 2

AGUAS PRIMER MUESTREO, SUPERFICIE. CONC. PROMEDIO EN  $\mu\text{G/L}$ .

Estación	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
1	87	68	4271	61	50	195	86
2	63	51	3775	52	49	63	86
3	74	63	4211	57	58	66	79
4	59	48	2640	51	48	36	66
5	51	46	1616	55	50	78	70
6	52	35	944	62	42	27	72
7	44	40	993	49	47	335	87
8	46	27	691	50	37	255	71
9	59	30	661	55	45	41	74



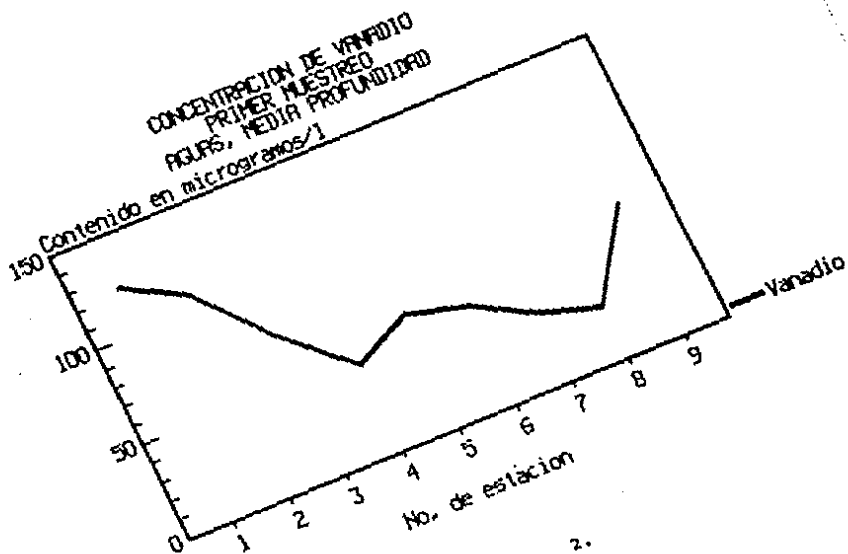


Figura No. 2.

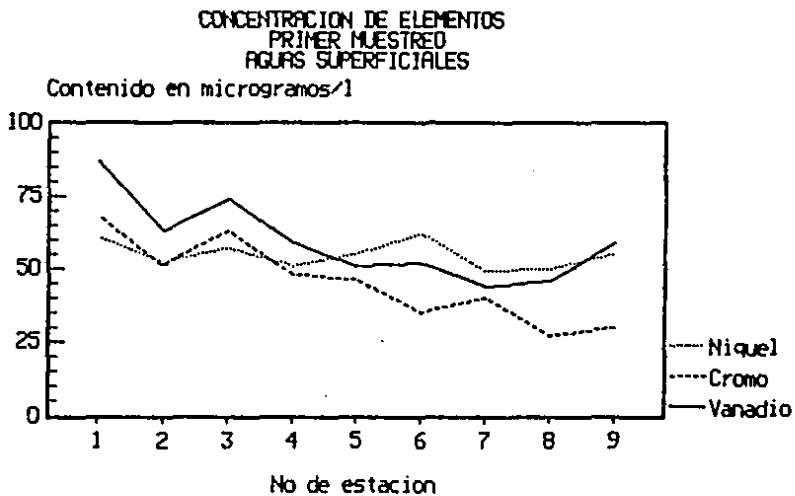


Figura No. 3.

## T A B L A    N o . 3

AGUAS SEGUNDO MUESTREO, MEDIA PROFUNDIDAD. CONC. PROMEDIO  
EN  $\mu\text{G/L}$

Estación	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
1	48	38	425	27	29	36	65
2	44	47	434	23	28	24	54
3	56	47	443	20	26	28	61
4	54	43	519	21	23	22	58
5	35	43	458	22	25	20	58
6	52	30	438	29	31	37	61
7	52	26	475	25	26	14	48
8	47	29	388	17	27	8	63
9	43	33	498	21	27	34	47

## T A B L A      N o . 4

AGUAS SEGUNDO MUESTREO SUPERFICIE, CONC. PROMEDIO EN  $\mu\text{g/L}$ .

Estación	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
1	60	44	461	25	26	31	62
2	50	45	534	22	30	23	58
3	60	29	466	29	16	38	62
4	61	41	420	30	26	43	62
5	52	39	444	26	20	22	61
6	62	47	431	23	24	16	62
7	85	56	708	28	25	41	74
8	73	41	1502	28	28	32	88
9	65	58	809	35	46	22	78

CONCENTRACION DE ELEMENTOS  
SEGUNDO MUESTREO  
AGUAS MEDIA PROFUNDIDAD

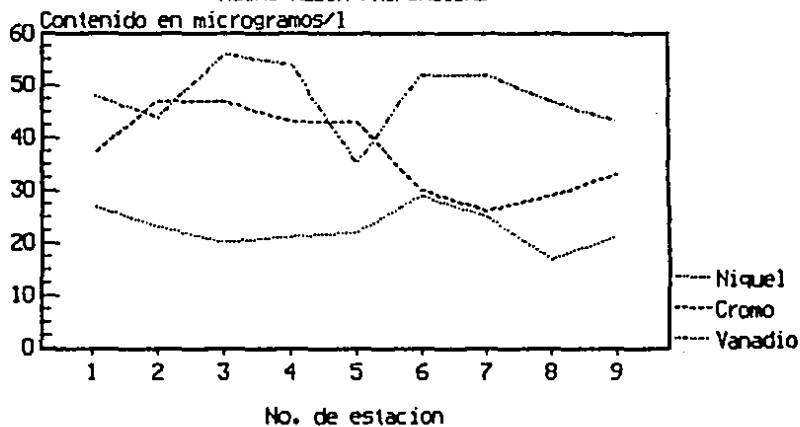


Figura No. 4.

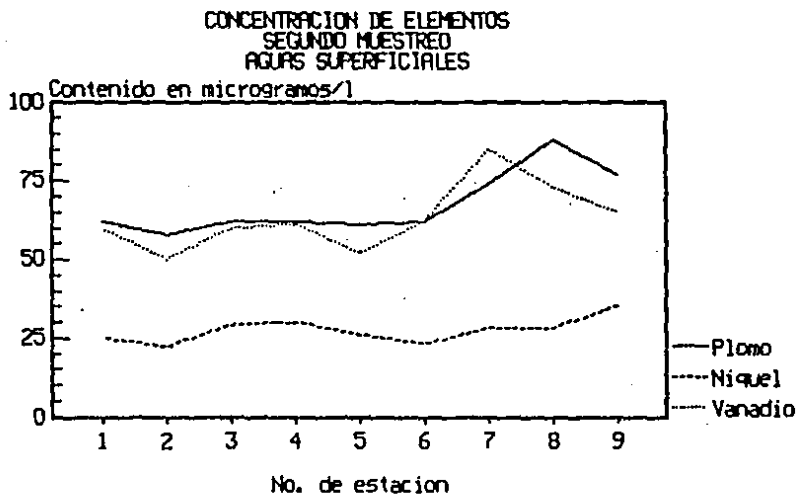


Figura No. 5.

T A B L A No. 5

AGUAS TERCER MUESTREO, MEDIA PROFUNDIDAD. CONC. PROMEDIO  
EN µG/L.

Estación	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
1	97	23	1508	18	40	1008	60
2	85	22	1479	13	43	1034	62
3	90	24	1495	20	35	1083	49
4	76	< LMC	850	17	37	848	53
5	76	< LMC	438	10	30	836	58
6	64	< LMC	623	15	38	939	48
7	53	< LMC	592	13	29	328	44
8	42	< LMC	389	12	37	569	53
9	45	< LMC	488	12	38	948	52

T A B L A No. 6

AGUAS TERCER MUESTREO, MEDIA PROFUNDIDAD. CONC. PROMEDIO  
EN  $\mu\text{G/L}$ .

Estación	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
1	70	<LMC	928	16	47	1690	60
2	56	<LMC	434	10	43	1663	57
3	73	<LMC	640	14	47	1777	57
4	37	<LMC	520	19	40	838	61
5	97	<LMC	493	20	44	1836	44
6	<27	<LMC	430	14	27	340	52
7	42	<LMC	877	12	26	432	44
8	41	<LMC	602	15	36	1056	67
9	29	<LMC	533	13	29	866	43



tre los muestreos de media profundidad y de superficie (NS), y que si la hay entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ), esta diferencia se observa como una disminución progresiva - en la concentración de cromo de la estación número uno a la estación número nueve (Figuras Nos. 3 y 6). En el segundo muestreo, el cromo presentó un valor mínimo de 26 ppb y un máximo de 58 ppb (Tablas Nos. 3 y 4), no existiendo diferencias significativas entre los muestreos de media profundidad y superficie, ni entre las estaciones de muestreo (NS) (Figura No. - 4). Así mismo, en el tercer muestreo las concentraciones de cromo fueron menores al límite mínimo cuantificable (LMC cromo = 21 ppb), hasta 24 ppb, sin embargo, todas alcanzaron a ser detectadas (Tablas Nos. 5 y 6).

El fierro fue el metal que se encontró en mayor concentración, con una cantidad mínima de 661 ppb y una máxima de 6512 ppb en el primer muestreo (Tablas Nos. 1 y 2), el análisis de varianza indicó diferencias significativas entre los muestreos de media profundidad y de superficie ( $0.05 > F_s < 0.01$ ), y entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ), la diferencia entre las estaciones de muestreo se observa como una disminución en la concentración de fierro de la primera a la última estación (Figuras Nos. 7 y 8). En el segundo muestreo, la concentración varió de 388 a 1502 ppb (Tablas Nos. 3 y 4). Finalmente, en el tercer muestreo la concentración mínima del fierro fue de 430 ppb y la máxima de 1520 ppb (Tablas Nos. 5 y 6).

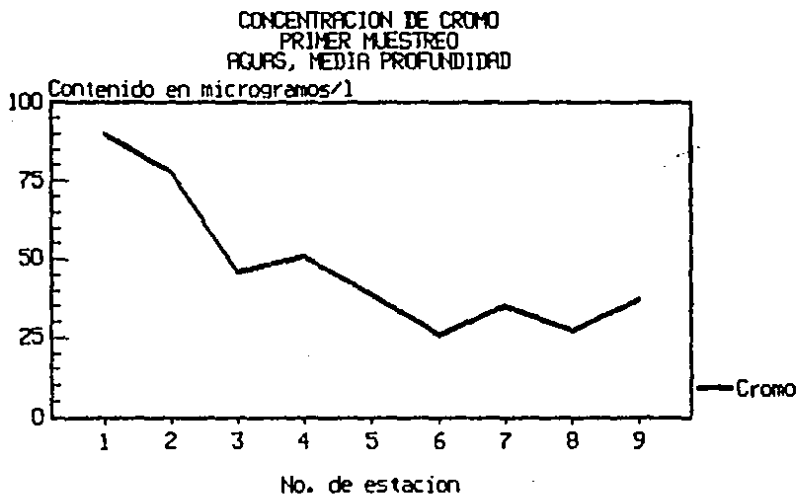


Figura No. 6.

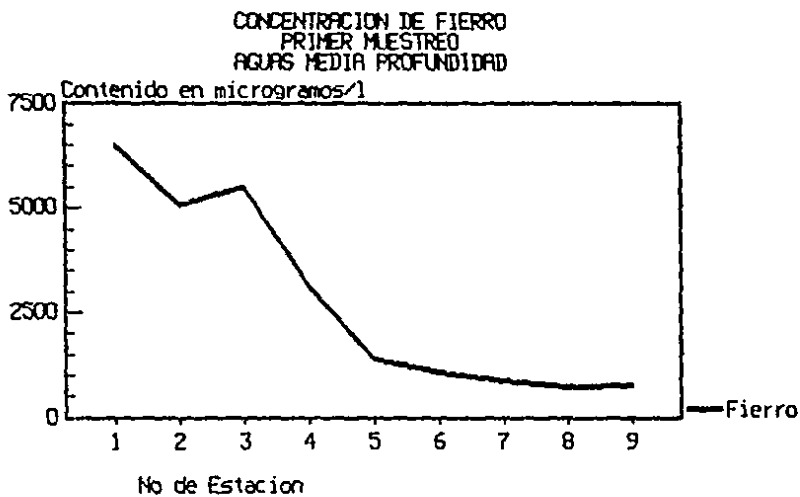


Figura No. 7.

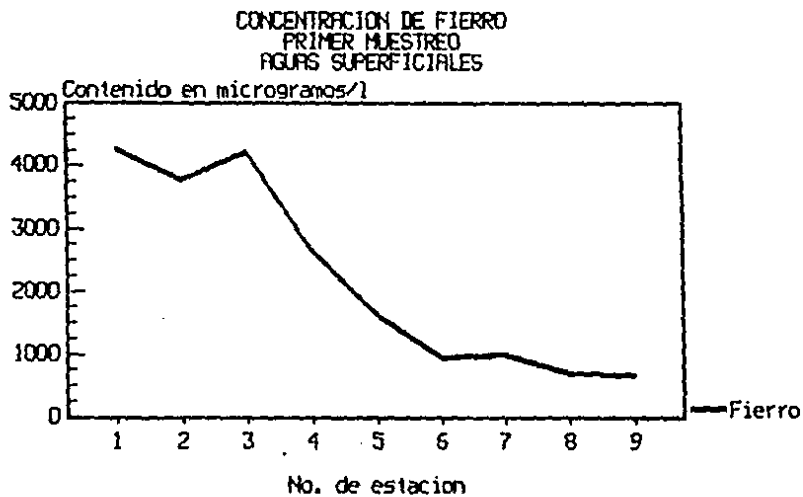


Figura No. 8.

Las concentraciones de níquel en el primer muestreo, cayeron dentro del rango de 27 a 62 ppb (Tablas Nos. 1 y 2), - el análisis de varianza del níquel indicó una diferencia significativa entre los muestreos de media profundidad y superficie ( $F_s > 0.05$ ), para el caso de las estaciones de muestreo, no hubo diferencia significativa (NS) (Figuras Nos. 3 y 9). En el segundo muestreo, el níquel varió dentro de un rango de 17 a 35 ppb (Tablas Nos. 3 y 4), por otra parte, el análisis de varianza indicó que no existe diferencia significativa entre los muestreos de media profundidad y superficie (NS), ni entre las estaciones de muestreo (NS) (Figuras Nos. 4 y 5).

La concentración de níquel en el tercer muestreo varió - desde 10 hasta 20 ppb (Tablas Nos. 5 y 6) y el análisis de - varianza que se obtuvo no muestra diferencias significativas entre el muestreo de media profundidad y superficie, ni entre las estaciones de muestreo (NS).

Las concentraciones de cobre en el primer muestreo, variaron desde 27 ppb, hasta 58 ppb (Tablas Nos. 1 y 2) (figuras Nos. 10 y 11), en el segundo muestreo variaron de 16 hasta - 46 ppb (Tablas Nos. 3 y 4) y en el tercer muestreo, de 26 a 47 ppb (Tablas Nos. 5 y 6).

Para el zinc, las concentraciones en el primer muestreo - variaron desde 20, hasta 335 ppb (Tablas Nos. 1 y 2) (Figura No. 12), en el segundo muestreo, fluctuaron de 8 a 43 ppb - (Tablas Nos. 3 y 4) y de 340 a 1836 ppb en el tercer muestreo --

CONCENTRACION DE NIQUEL  
PRIMER MUESTREO  
AGUAS MEDIA PROFUNDIDAD

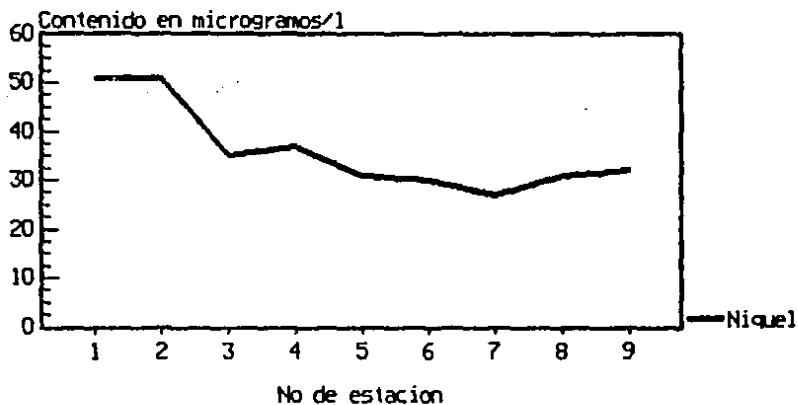


Figura No. 9.

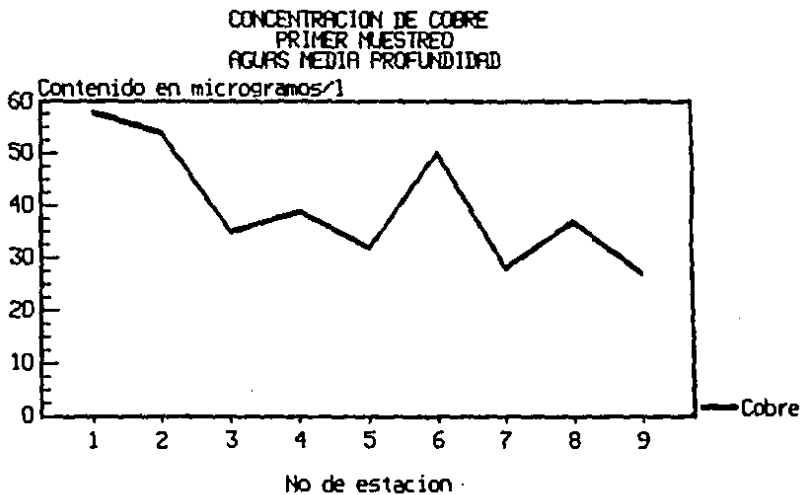


Figura No. 10

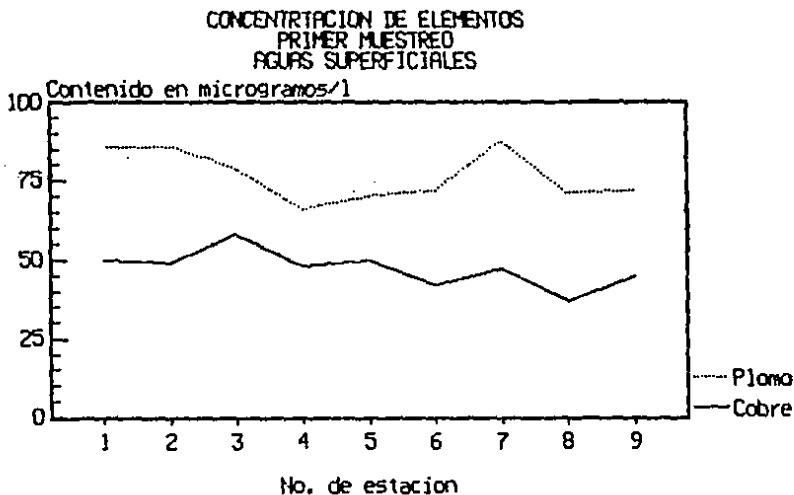


Figura No. 11.



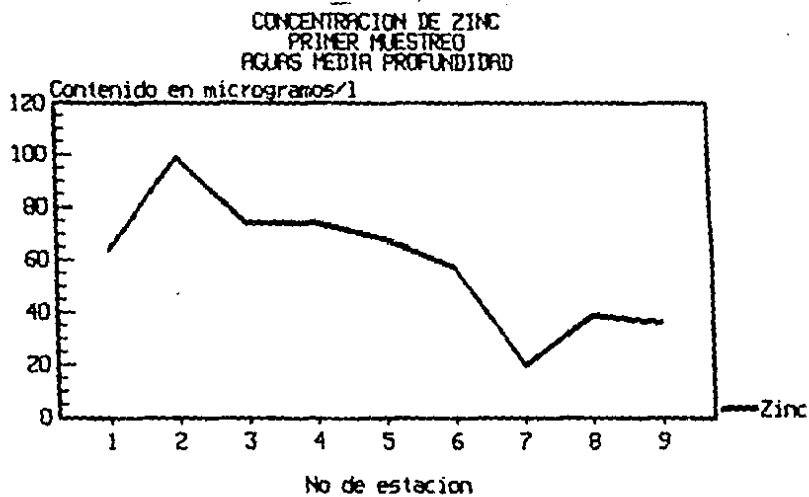


Figura N.º 12.

treeo (Tablas Nos. 5 y 6).

Las concentraciones de plomo en el primer muestreo variaron entre los 66 y 789 ppb (Tablas Nos. 1 y 2), el análisis de varianza indicó diferencias significativas entre el muestreo de media profundidad y el de superficie, así como entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ) esta diferencia entre las estaciones de muestreo, se aprecia como una disminución en la concentración de la primera estación a la última (Figuras Nos. 11 y 13). La concentración de plomo en el segundo muestreo, cayó dentro de un rango de 47 a 88 ppb (Tablas Nos. 3 y 4) (Figuras Nos. 5 y 14), no existiendo diferencias significativas entre los muestreos de media profundidad y superficie, ni entre las estaciones de muestreo (NS). En el tercer muestreo variaron de 44 a 67 ppb (Tablas Nos. 5 y 6), sin existir diferencias significativas entre los muestreos de media profundidad y el de superficie, ni entre las estaciones de muestreo (NS).

#### 4.2.- RESULTADOS EN SEDIMENTOS.

Como resultados de sedimentos, se proporciona un promedio de los 3 muestreos formales, esto se debe a que se calculó la velocidad de sedimentación en el Canal del Chijol, donde al igual que en otras zonas de condiciones semejantes, es de algunos milímetros por año, por lo cual no se puede hablar de diferentes muestreos o variabilidad estacional.

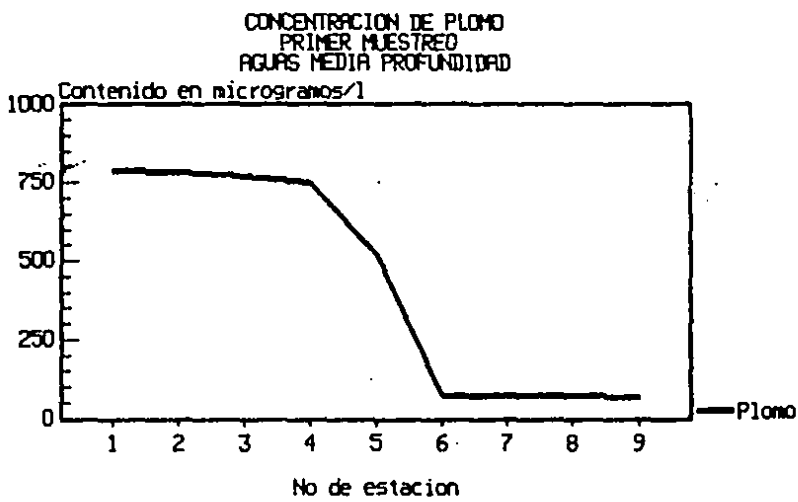


Figura No. 13.

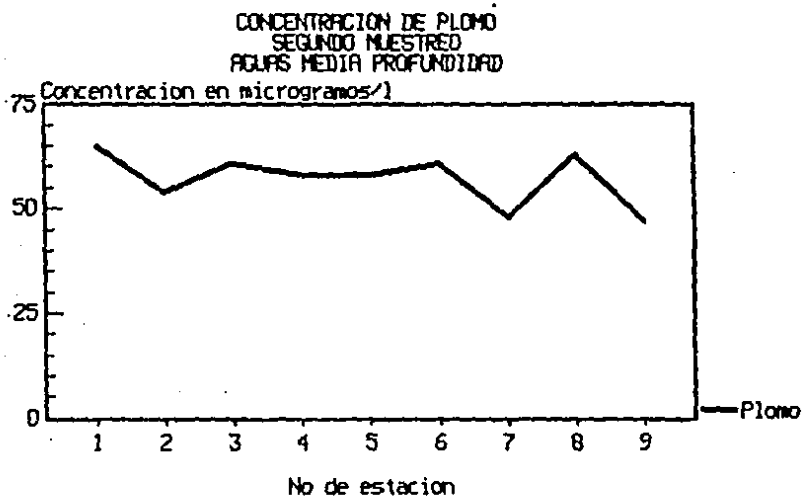


Figura No. 14.

La concentración de vanadio en sedimento fluctuó entre - las 66 y las 101 ppm (Tabla No. 7) (Figura No. 15), el análisis de varianza indicó la existencia de diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ).

El cromo varió dentro de un rango de 60 a 105 ppm, (Tabla No. 7), (Figura No. 16), se encontró la existencia de diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ).

Para el fierro, la concentración mínima fue de 6908 ppm - y la máxima de 14989 ppm (Tabla No. 7) (Figura No. 17), con el análisis de varianza se comprobó la existencia de diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ).

La concentración de níquel varió de 8 ppm a 17 ppm, (Tabla No. 7) (Figura No. 18), al igual que en los metales anteriores, existen diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ).

El cobre fluctuó de 6 a 17 ppm (Tabla No. 7) (Figura No. 19), existiendo también diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ).

En el caso del zinc, la concentración mínima fue de 16 ppm y la máxima de 63 ppm (Tabla No. 7) (Figura No. 20), existiendo diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $F_s > 0.05$ ).

Por último, la concentración del plomo cayó en un rango - de 5 a 35 ppm (Tabla No. 7) y al igual que todos los metales,

T A B L A    N o .    7

SEDIMENTOS CONCENTRACIÓN PROMEDIO EN  $\mu\text{G/g}$ .

Estación	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
1	89	72	13289	15	15	63	28
2	94	82	14989	16	16	62	27
3	100	78	14485	17	14	62	25
4	100	85	14022	16	13	57	26
5	80	84	13958	16	13	55	24
6	83	105	6908	11	7	16	6
7	101	70	11097	15	12	37	15
8	89	85	9250	11	11	19	8
9	66	60	6965	13	10	19	7

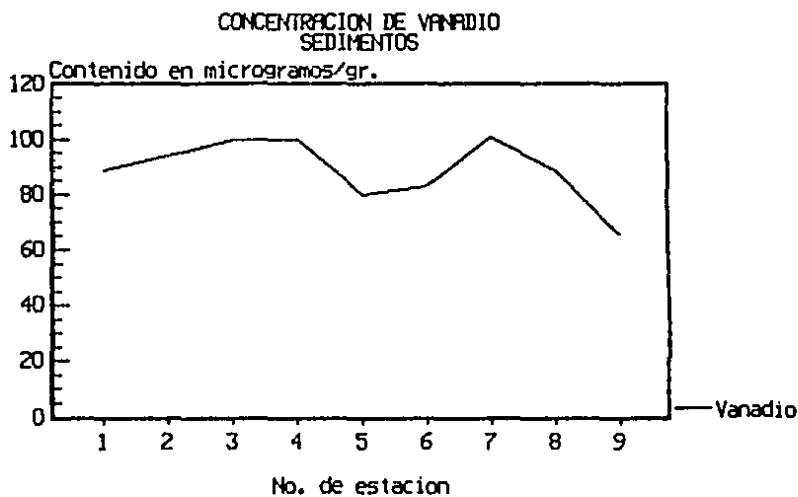


Figura No. 15.

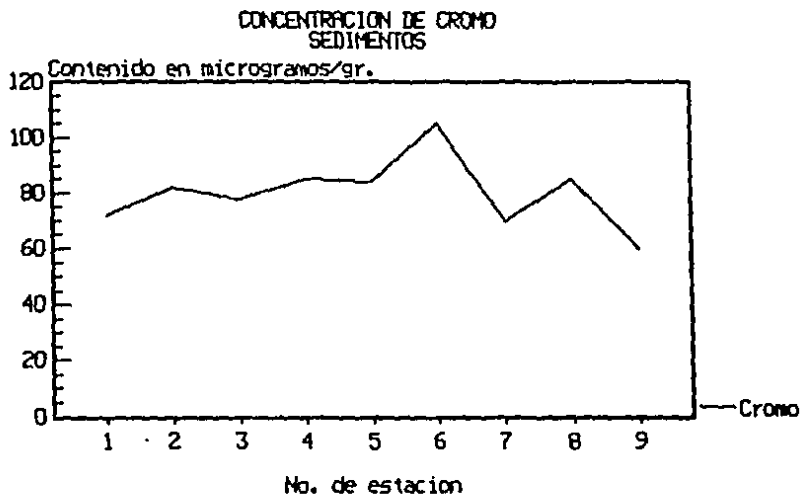


Figura No. 16.



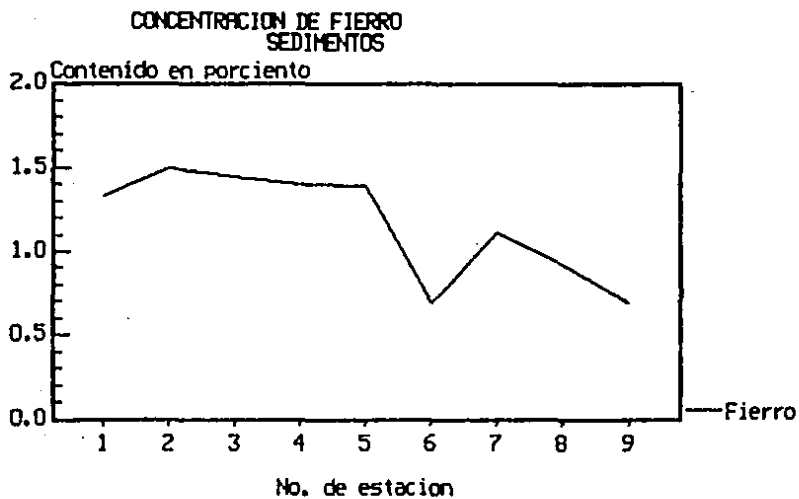


Figura No. 17.

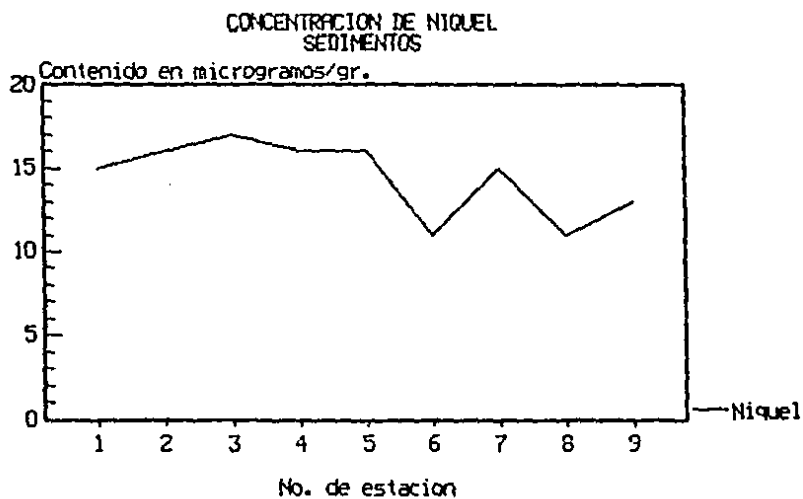


Figura No. 18

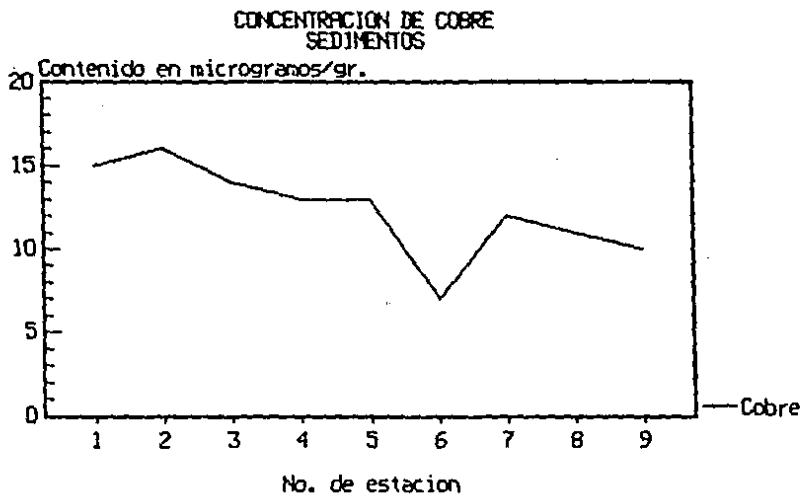


Figura No. 19.

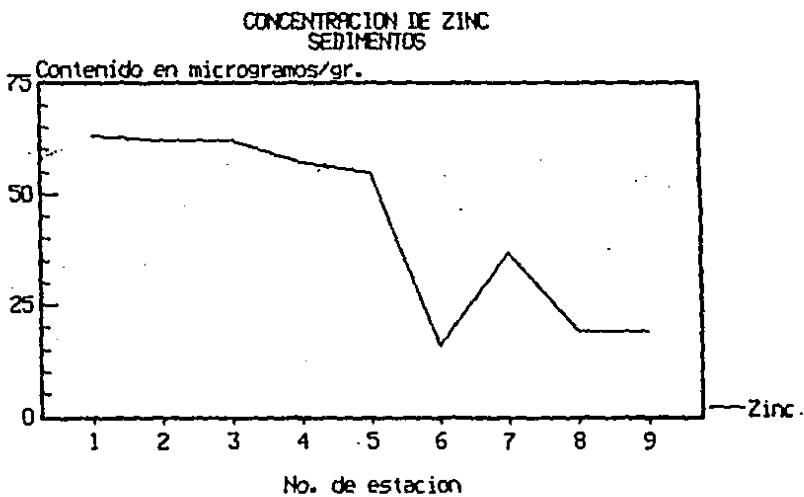


Figura No. 20.

estadísticamente se observaron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, aquí en especial, se observa un decremento en la concentración de plomo a partir de la primera a la última estación de muestreo (Figura No. 21).

Sin embargo, no nada más se observa esta disminución progresiva en el plomo, sino que se observa en todos los elementos, en mayor o menor proporción.

#### 4.3. RESULTADOS EN OSLIONES.

La concentración de vanadio en el primer muestreo varió dentro de un rango de menor al límite mínimo cuantificable\* (LMC vanadio = 6 ppm) hasta 16 ppm (Tabla No. 8) (Figura No. 22), en el segundo muestreo, el vanadio fluctuó de menor al límite mínimo cuantificable (< LMC) a 17 ppm (Tabla No. 9) - (Figura No. 23) y en el tercer muestreo varió de menor al límite mínimo cuantificable a 9 ppm (Tabla No. 10) (Figura No. 24), el análisis de varianza indicó que no existen diferencias significativas entre los 3 muestreos, ni entre las estaciones de muestreo (NS).

El cromo fluctuó de 6 a 90 ppm en el primer muestreo (Tabla No. 8) (Figura No. 25), de 6 a 34 ppm en el segundo muestreo (Tabla No. 9) y de menor al límite mínimo cuantificable (LMC cromo - 4 ppm) a 35 ppm en el tercer muestreo (Tabla No. 10) (Figura No. 26) estadísticamente no se observaron diferencias significativas entre los tres muestreos, ni entre las

\* Límite mínimo cuantificable.- Es el límite al cual podemos asegurar con una certeza del 95% que la cantidad que se está detectando es la correcta, debajo de este límite, la confiabilidad baja, aunque el elemento puede ser detectado.

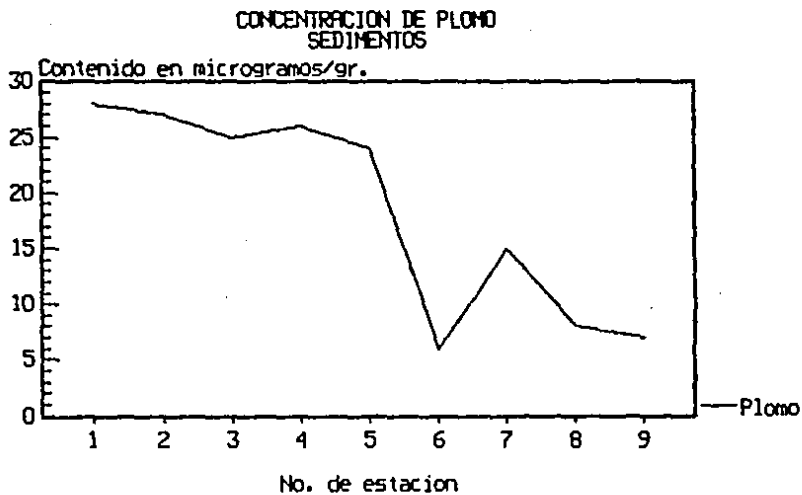


Figura No. 21.

## T A B L A    N o .   8

OSTIÓN PRIMER MUESTREO. CONCENTRACIÓN PROMEDIO EN µG/G.

Muestra	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
Km 9	11	25	1210	15	310	3862	10
Km 10	14	17	996	12	250	3575	9
Km 11	16	90	2599	39	282	3685	11
Km 13	<LMC	11	748	14	415	5471	8
Km 14	13	6	1007	12	284	4119	9
Km 15	14	6	1394	16	464	5982	9
Km 16	9	14	959	14	294	4113	8

CONCENTRACION DE VANADIO  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
PRIMER MUESTREO

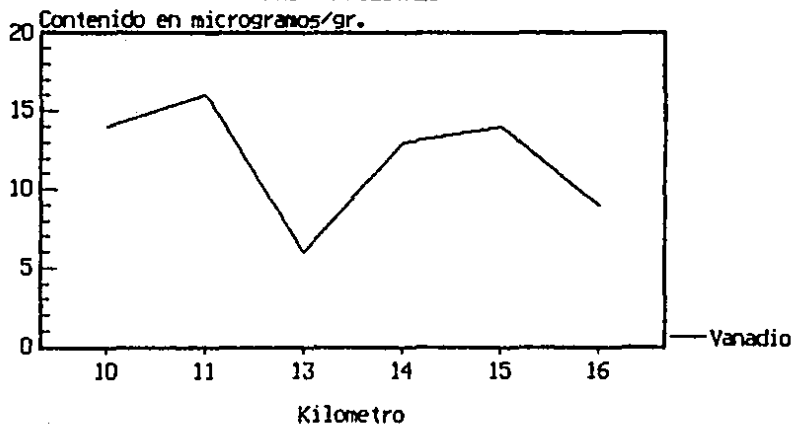


Figura No. 22



T A B L A No. 9

OSTIÓN. SEGUNDO MUESTREO. CONCENTRACIÓN PROMEDIO EN  $\mu\text{G/G}$ .

Muestra	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
Km 9	ND	9	543	8	242	3059	11
Km 10	ND	12	526	12	280	3477	12
Km 11	6	6	882	9	370	4171	13
Km 12	ND	34	574	19	232	2868	11
Km 13	8	9	632	11	191	2702	11
Km 14	17	13	490	9	187	2603	10
Km 15	ND	12	442	10	146	2189	9
Km 16	ND	32	426	18	91	1473	12

CONCENTRACION DE VANADIO  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
SEGUNDO MUESTREO

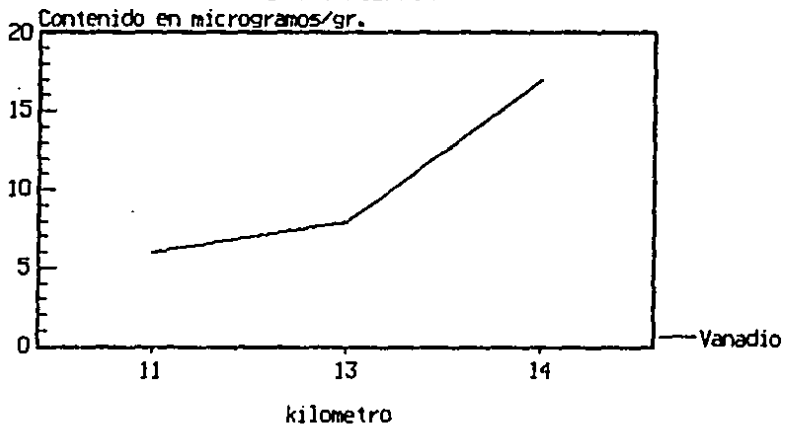


Figura No. 23.

T A B L A    No. 10

OSTIÓN. TERCER MUESTREO. CONCENTRACIÓN PROMEDIO EN  $\mu\text{G}/\text{G}$ .

Muestra	V	Cr	Fe	Ni	Cs	Zn	Pb
Km 9	< LMC	11	979	8	210	2676	15
Km 10	9	22	974	14	606	2786	11
Km 11	ND	34	1010	20	245	2996	13
Km 12	ND	35	721	28	342	3504	13
Km 13	ND	ND	486	6	316	3764	14
Km 14	6	32	871	17	216	2390	16
Km 15	9	4	643	5	196	2136	12
Km 16	8	12	659	12	246	2461	12

CONCENTRACION DE VANADIO  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
TERCER MUESTREO

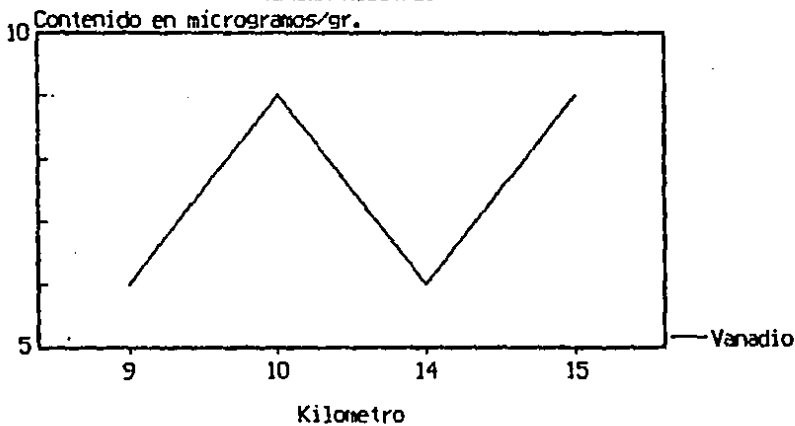


Figura No. 24.

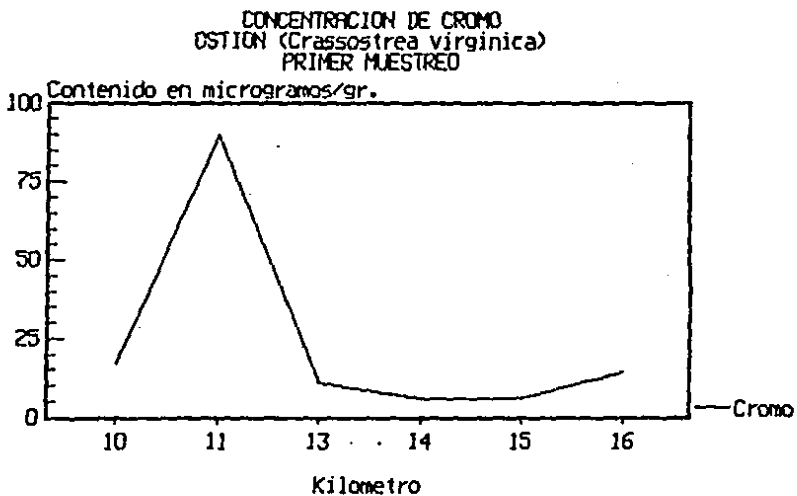


Figura No. 25.

CONCENTRACION DE CROMO  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
TERCER MUESTREO

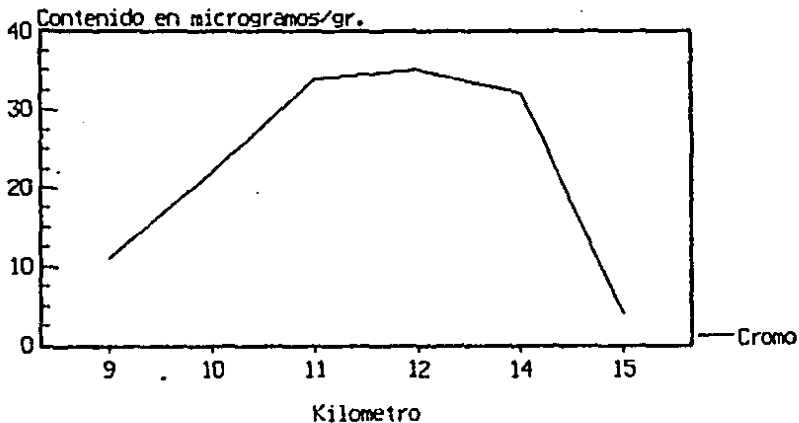


Figura No. 26.

estaciones de muestreo (NS).

Para el fierro, la concentración varió de 748 a 2599 ppm en el primer muestreo (Tabla No. 8), de 426 a 882 ppm en el segundo muestreo (Tabla No. 9), y de 486 a 1010 ppm en el tercer muestreo (Tabla No. 10).

La concentración mínima del níquel en el primer muestreo, fué de 12 ppm y la máxima de 39 ppm (Tabla No. 8) (Figura No. 27), en el segundo muestreo la mínima fue de 8 ppm y la máxima de 19 ppm (Tabla No. 9) (Figura No. 28), y por último en el tercer muestreo el níquel varió de 5 ppm a 28 ppm (Tabla No. 10) (Figura No. 29), estadísticamente se observó que no existen diferencias significativas entre los tres muestreos, ni entre las estaciones de muestreo (NS).

El cobre se mantuvo en un rango de 250 a 464 ppm en el primer muestreo (Tabla No. 8), de 91 a 370 ppm en el segundo muestreo (Tabla No. 9) y de 196 a 606 ppm en el tercer muestreo (Tabla No. 10).

En el caso del zinc, en el primer muestreo la concentración mínima fue de 3575 ppm y la máxima de 5982 ppm (Tabla No. 8), en el segundo muestreo fueron de 1473 ppm y de 4171 ppm (Tabla No. 9) y de 2136 ppm y 3764 ppm en el tercer muestreo (Tabla No. 10).

Por último, la concentración de plomo en el primer muestreo, fluctuó de 8 a 11 ppm (Tabla No. 8) (Figura No. 30), de 8 a 13 ppm en el segundo muestreo (Tabla No. 9) (Figura No. 31) y en el tercer muestreo, de 11 a 16 ppm (Tabla No. 10) -

CONCENTRACION DE NIQUEL  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
PRIMER MUESTREO



Figura No. 27.



CONCENTRACION DE NIQUEL  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
SEGUNDO MUESTREO

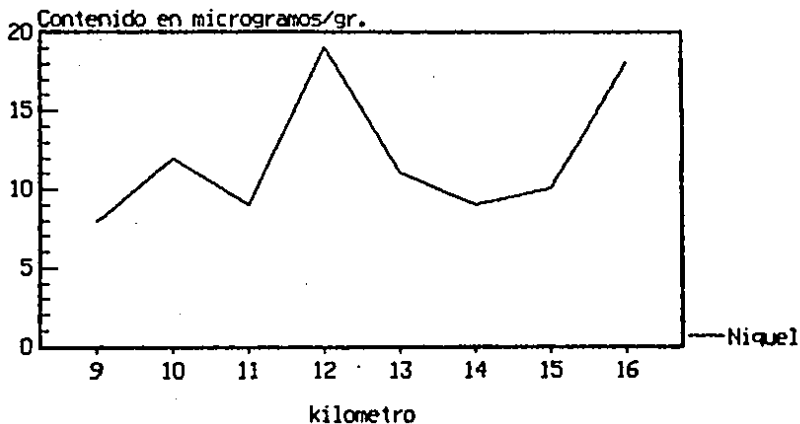


Figura No. 28.

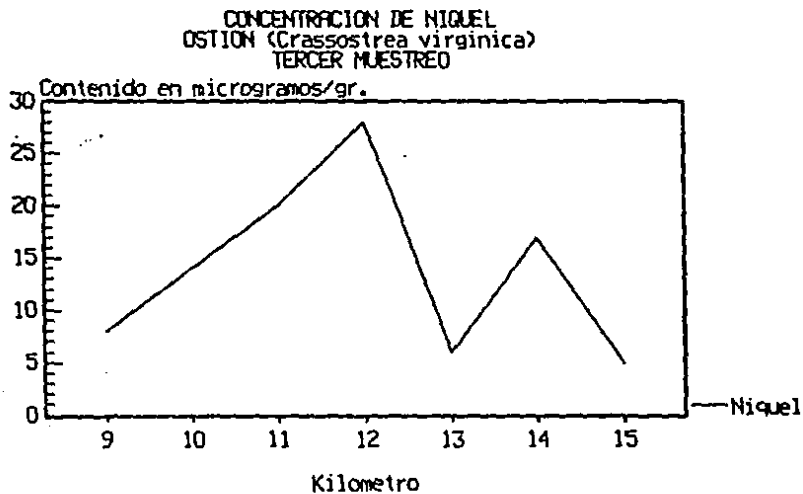


Figura No. 29.

CONCENTRACION DE PLOMO  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
PRIMER MUESTREO

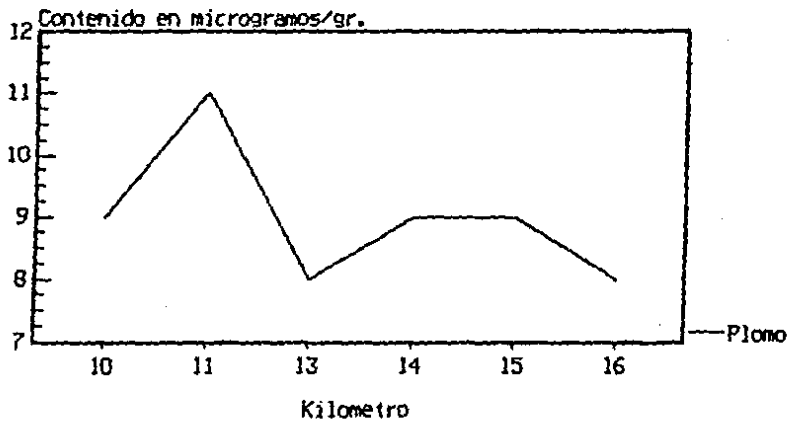


Figura No. 30.

CONCENTRACION DE PLOMO  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
SEGUNDO MUESTREO

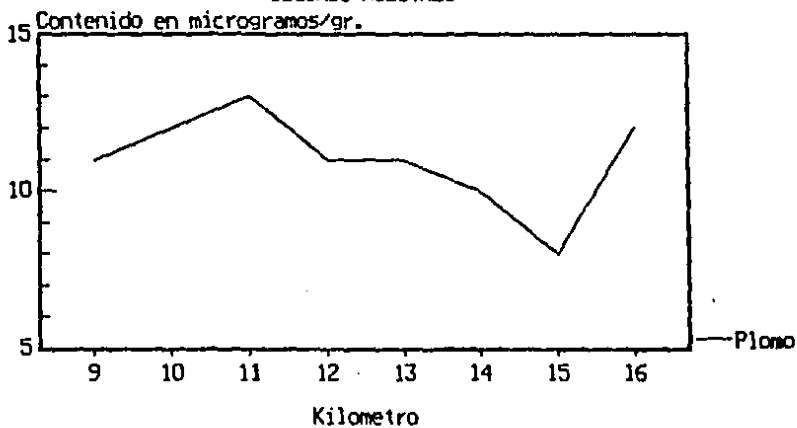


Figura No. 31.

CONCENTRACION DE PLOMO  
OSTION (*Crassostrea virginica*)  
TERCER MUESTREO

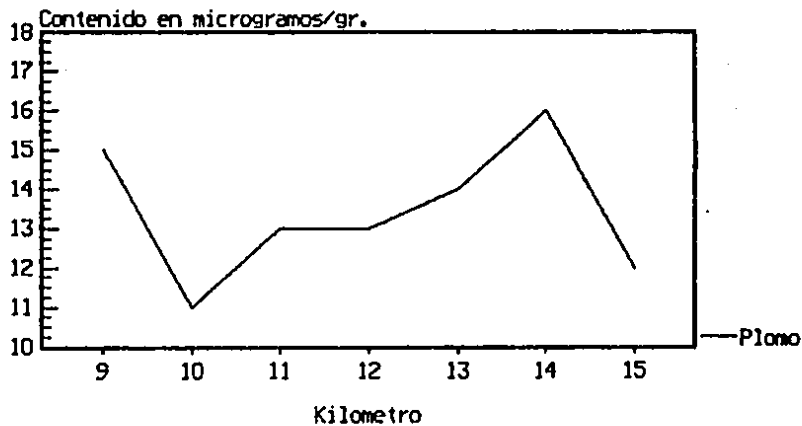


Figura No. 32.

(Figura No. 32), se observaron diferencias significativas entre los 3 muestreos ( $F_s > 0.05$ ), pero no entre las estaciones de muestreo (NS).

Los resultados de correlación indican una mayor relación entre las concentraciones de sedimentos con ostiones, que entre las concentraciones de aguas con ostiones, y aguas con sedimento, los resultados se muestran en la Tabla No. 11.

Las tablas Nos. 12, 13 y 14 muestran los parámetros físico-químicos obtenidos en los tres muestreos.

Para ser utilizados como blanco o como elementos comparativo, se analizaron unas muestras de ostión Crassostrea virginica Gmelin y agua de la laguna de Barra del Tordo, Municipio de Aldama, Tamaulipas, recolectadas en el mes de diciembre de 1986, encontrándose lo siguiente:

	V	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
Agua (ppb)	ND	ND	97	ND	40	130	49
Ostión (ppm)	ND	10	194	9	110	71	4

## TABLA No. 11

## CORRELACIONES

	PRIMER MUESTREO Sedimento-ostión	SEGUNDO MUESTREO Sedimento-ostión	TERCER MUESTREO Sedimento-ostión
V	.87	- .0186	- .7017
Cr	- .55	- .8066	.3409
Fe	.999	.6790	.2098
Ni	.43	.9074	.9349
Cu	.99	- .3622	.7505
Zn	- .69	.0875	.8233
Pb	.91	- .3411	.1890

TABLA No. 11  
(CONTINUACION)

CORRELACIONES

	PRIMER MUESTREO		SEGUNDO MUESTREO		TERCER MUESTREO	
	agua-osti6n		agua-osti6n		agua-osti6n	
	Superficie	Media Profundidad	Superficie	Media Profundidad	Superficie	Media Profundidad
V	-.8721	-.49	.1459	-.9853	.4760	.6049
Cr	.4103	.53	.9251	-.0730	-	-
Fe	.6748	.06	-.2946	-.1548	.5203	.1673
Ni	-.5650	-.39	.5213	.2692	.6830	.1491
Cu	.1299	-.92	-.9440	.5517	.4875	.0429
Zn	.0117	.45	-.0094	-.0712	-.0293	-.6982
Pb	.8547	.56	-.7607	-.1228	-.5305	.4127



T A B L A No. 11  
(CONTINUACIÓN)

C O R R E L A C I O N E S

	PRIMER MUESTREO		SEGUNDO MUESTREO		TERCER MUESTREO	
	agua-sedimento		agua-sedimento		agua-sedimento	
	Superficie	Media Profundidad	Superficie	Media Profundidad	Superficie	Media Profundidad
V	.0655	-.0952	.2079	.7156	.1391	-.0153
Cr	-.1273	-.2511	-.3893	-.1155	-	-
Pb	.7912	.7084	-.4450	.0337	.3001	-.3318
Ni	-.1514	.3852	-.0189	.1250	.1440	-.6276
Cu	.6341	.2813	-.2428	-.3483	.3884	-.7761
Zn	-.1316	.7052	.3700	.0552	.7036	-.2087
Fb	.3002	.9524	-.7034	.2583	.1452	.4237

T A B L A No. 12

## PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS. PRIMER MUESTREO (DICIEMBRE/86).

	Transparencia	Profundidad	Temperatura Agua	Temperatura Ambiente	Vel. Viento
1	30 cm	265 cm	19.5°C	18°C	0 m/seg
2	30 cm	290 cm	19.5°C	19°C	0 m/seg
3	40 cm	300 cm	19°C	19°C	0 m/seg
4	60 cm	300 cm	19°C	19°C	.5 m/seg
5	80 cm	210 cm	19°C	18°C	1 m/seg
6	90 cm	310 cm	18°C	19°C	.5 m/seg
7	100 cm	230 cm	18.5°C	19°C	0 m/seg
8	90 cm	270 cm	18°C	20°C	1.5 m/seg
9	50 cm	60 cm	19°C	17°C	2 m/seg

## T Á B L A No. 13

## PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS. SEGUNDO MUESTREO (FEBRERO/87).

	Transparencia	Profundidad	Temperatura Agua	Temperatura Ambiente	Vel. Viento
1	40 cm	280 cm	22°C	23°C	1 m/seg
2	40 cm	310 cm	21.5°C	23°C	1 m/seg
3	50 cm	310 cm	21.5°C	22°C	1.5 m/seg
4	60 cm	320 cm	21.5°C	23°C	.5 m/seg
5	70 cm	250 cm	21.5°C	22.5°C	.5 m/seg
6	90 cm	310 cm	22°C	23°C	1 m/seg
7	90 cm	260 cm	22°C	22°C	1.5 m/seg
8	90 cm	290 cm	22.5°C	22.5°C	1 m/seg
9	60 cm	70 cm	22°C	22.5°C	2 m/seg

## T A B L A No. 14

## PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS. TERCER MUESTREO (ABRIL, 87)

	Transparencia	Profundidad	Temperatura Agua	Temperatura Ambiente	Vel. Viento
1	70 cm	340 cm	25°C	26°C	1 m/seg
2	80 cm	360 cm	25°C	25°C	1 m/seg
3	90 cm	370 cm	24.5°C	25°C	.5 m/seg
4	100 cm	370 cm	25°C	26°C	.5 m/seg
5	90 cm	310 cm	25°C	26°C	1 m/seg
6	110 cm	350 cm	25.5°C	25°C	1.5 m/seg
7	100 cm	320 cm	25°C	26°C	1.5 m/seg
8	100 cm	340 cm	25°C	26°C	1 m/seg
9	60 cm	90 cm	25°C	25.5°C	1 m/seg

Los resultados de Análisis por Activación Neutrónica fueron:

Los resultados cuantitativos fueron:

Muestra	Concentración de Vanadio (en $\mu\text{g/ml}$ ).
1.- Petróleo crudo	304.976
2.- Siete y medio	1.70

Los cualitativos fueron:

Muestra	Concentración de mayor a menor						
1.- Petróleo crudo	V	Na	Br	Ni			
2.- Siete y medio	V	Br	Cl	Na	Ni	Al	
3.- Varadero	Na	Mn	V	Al	Cl	Ni	Dy

Con la columna de hidrocarburos aromáticos, se detec-

- 1.- Meta Xileno
- 2.- Para Xileno
- 3.- Metil Cumeno
- 4.- y dos compuestos de benceno sustituido,  
no identificados.

Las concentraciones medias para los xilenos fueron de - 250 ppm, del metil cumeno fueron de 420 ppm y de los dos derivados desconocidos, fueron de 340 y 390 ppm.

Con la columna para hidrocarburos alifáticos, se identificaron:

1.-	Hidrocarburos	C11
2.-	"	C12
3.-	"	C13
4.-	"	C14
5.-	"	C15
6.-	"	C16
7.-	"	C17
8.-	"	C18
9.-	"	C19
10.-	"	C20

## 5.- DISCUSION

De acuerdo al análisis de los resultados, se pudo observar que las concentraciones de V, Cr, Fe, Ni y Pb, en el agua mostraron un decremento progresivo, conforme se alejaban de la unión del Canal del Chijol con el Río Pánuco, ésto se observó marcadamente en el mes de diciembre de 1986, siendo menos marcado en los meses de febrero y abril de 1987.

Un factor mediante el cual se pueden explicar las diferencias en las concentraciones de los metales en el agua entre el primer muestreo y el segundo y tercer muestreo, es el hecho que en días anteriores al segundo y tercer muestreo se presentaron los llamados "nortes", con gran cantidad de lluvia y vientos, por lo que de alguna forma, se explica la baja concentración de los metales, en comparación al primer muestreo, así como la homogeneidad entre las concentraciones de superficie y media profundidad apoyan esta teoría.

Un hecho importante es que sobre el río Pánuco y muy cerca de la desembocadura del Canal del Chijol, se localiza la refinería de Cd. Madero, por lo que, de acuerdo a Fortsner y Wittmann, (1979), Goldberg (1979), Khalaf et. al (1982) y Sadig y Zaidi (1985), el incremento de los metales pesados en el agua del Canal del Chijol pueden deberse a las actividades de la industria petrolera.

En comparación a los límites permisibles dados por Patterson y Weichart, (1975). Tercer Curso de Capacitación: -

FAO/SIDA (1975), se pudo observar que en la estación número uno del primer muestreo, el vanadio, cromo y plomo sobrepasaron los límites permisibles para estos metales en aguas, de éstos, el plomo fue el que se presentó en mayores concentraciones, ocho veces por encima del límite permisible para plomo en aguas, además se pudo observar que hasta la estación número cinco, las concentraciones fueron superiores al límite permisible.

Las concentraciones de los elementos en el segundo y tercer muestreo no sobrepasaron los límites permisibles, con excepción del plomo y del zinc, Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (1977), sin embargo, y de acuerdo a Botello (1982), los metales pesados se presentaron en concentraciones por encima de las consideradas como normales para aguas esterosas.

Las concentraciones en el agua fueron mayores a las reportadas por Rosas I. et. al (1983), Toledo (1982) y Forstner y Wittmann (1979), para lagunas litorales del Golfo de México, y similares a las reportadas por González (1987) para el Río Lerma.

Es importante observar que en el tercer muestreo se presentó un incremento en la concentración de zinc, que de acuerdo a Koivul y Oravainen (1982), estas concentraciones pueden ser perjudiciales para los organismos vivientes.

Sin embargo, estas concentraciones más que resultar perjudiciales para la mayoría de los organismos, son fundamenta



les para la proliferación del fitoplancton, que de acuerdo a Forstner y Wittmann (1979) son la base de las diferentes cadenas alimenticias.

Comparando las concentraciones de los metales en el agua del Canal del Chijol con las del agua de la Bahía de Barra - del Tordo, resalta que en la última mencionada no se detectaron los elementos de vanadio y cromo, así como que los demás metales se encontraron en bajas concentraciones, esto apoya la hipótesis de que el incremento de los metales pesados en el agua del Canal del Chijol, están influenciadas por las actividades de la industria petrolera.

En el sedimento, al igual que en el agua, se observó un decremento en la concentración de todos los metales, conforme se alejaban de la unión del Canal del Chijol con el Río Pánuco. Esto, además de la disminución radical de la mayoría de los elementos a partir de la segunda mitad en adelante, seguramente se debe a que a partir de la segunda mitad del Canal del Chijol, el sedimento está formado casi en su mayor porcentaje por granos de arena, cosa que contrasta con la primera mitad, que está formada en su mayoría por granos de arcilla, por lo que, de acuerdo a Forstner y Wittmann (1979) y Valkovíc (1980), puede ser la causa de la disminución brusca en la concentración de algunos metales pesados en el sedimento. Otro factor que puede contribuir a esta disminución radical, es el hecho que a partir de la segunda mitad del Canal del Chijol, éste se vuelve muy angosto, por lo que cambian las condi-

ciones hidrológicas de profundidad, velocidad de corriente, etc.

Las concentraciones en el sedimento fueron similares a las reportadas por Khalaf et. al. (1982), para los sedimentos de la costa de Kuwait, así como los reportados por Paés O., - Botello y Villanueva (1986) para el estuario de Coatzacoalcos en el Golfo de México, pero fueron mayores a las reportadas - por Rosas I. et. al. (1983), para algunas lagunas costeras - del Golfo de México y las reportadas por Sadig y Zaidi (1985) para la costa del Golfo de Arabia Saudita, por lo que las - concentraciones caen dentro de rangos donde el sedimento está afectado por la contaminación.

En el ostión no se presentaron las diferencias de los metales entre las estaciones de muestreo, como ocurrió en agua y sedimento, es decir, no se presentó una disminución progresiva en la concentración de los metales, esto se debió a que en este trabajo no se tomaron en cuenta factores de talla, sexo, edad, ciclo gonadal, peso, etc., por lo que los resultados no se pueden aplicar a nivel poblacional en el ostión, pero si nos ejemplifican las condiciones ecológicas del Canal - del Chijol.

Las concentraciones de los metales pesados en el ostión fueron mayores a las reportadas por Geldiay et. al. (1976), - Hsu-Yao Shun et. al. (1979), Wong et. al. (1981), Stone y - Seisler (1980), Toledo (1982) y Rosas et. al. (1983) y muy semejantes a las encontradas por Boyden y Phillips (1981) y re-

portadas por Forstner y Wittmann (1979), en ostiones y almejas de diferentes partes del mundo.

De acuerdo con Bevan et. al (1975), Forstner y Wittmann (1979) y Khalaf et. al (1982), el incremento en la concentración de los metales pesados en el ostión son el reflejo de las condiciones del medio ambiente, por lo que en el caso del Canal del Chijol reflejan los efectos de la actividad de la industria petrolera.

Es importante mencionar que las otras posibles fuentes de contaminación en el Río Pánuco e indirectamente en el Canal del Chijol, son los desechos urbanos, más sin embargo, en común acuerdo a Forstner y Wittmann (1979), este tipo de contaminación no incluye elementos tan específicos como el vanadio, níquel y plomo, los que en esta área son específicos de la industria petrolera.

Ayudado además en los resultados obtenidos por Análisis por Activación Neutrónica, así como por Cromatografía de Gases, es ineludible llegar a la conclusión que existe la contaminación por hidrocarburos en el Canal del Chijol y que efectivamente es posible utilizar a los metales estructurales del hidrocarburo como indicadores de contaminación.

En común acuerdo con Forstner y Wittmann (1979), en este trabajo existió una mayor correlación entre la concentración de los metales del sedimento, con los del ostión, que entre los del agua y el ostión, que de alguna forma es reflejo de la actividad filtradora y bentónica del ostión, ya que

la concentración de los metales en el agua depende de factores más diversos que en el sedimento.

Las concentraciones de los metales pesados de plomo, vanadio y cromo en el ostión, de acuerdo a Valkovič (1980), Bergman (1980) y el Conjunto FAO/OMS (1978), pueden ser peligrosas para el consumo humano.

Un elemento que se encontró, tanto en el agua, como en el sedimento y ostión, en concentraciones bastante altas, fue el titanio, cuyos niveles de aparición posiblemente se deban a un problema ocasionado por las industrias de pinturas que existen en el corredor industrial de Altamira, Tamps., que desechan sus productos al río Pánuco, y del cual no se tienen registros.

## 6.- CONCLUSIONES

Los resultados en el agua, sedimento y ostión nos permiten obtener las siguientes conclusiones:

- A).- La primera mitad del Canal del Chijol es la que más presenta problemas de contaminación por metales pesados, tanto en el agua, como en el sedimento.
- B).- Las concentraciones de vanadio, cromo, níquel, zinc y plomo en el agua y sedimento del Canal del Chijol, se encuentran en niveles considerados peligrosos para los organismos vivos.
- C).- Los metales pesados del ostión del Canal del Chijol, pueden constituir un riesgo para la salud humana, y para el mismo ostión.
- D).- Los niveles de acumulación de metales pesados en el ostión, no fueron mayores, conforme más cerca de la influencia del río Pánuco se encontró al organismo.

7.- BIBLIOGRAFIA CITADA

- ALVAREZ, C.D. Y CELIS, L., 1982. Distribución y concentración de hidrocarburos fósiles en sedimentos marinos y organismos del sistema lagunar Carmen y Machona, Edo. de Tabasco, México. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. U.A.M., México. Reporte de Investigaciones (27): 75 pp.
- AVILA, I.G., 1982. Análisis de minerales por Rayos X de - Fluorescencia: un método de dispersión de energía. Informe técnico AII-82-17. Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, México.
- BALTROP, D., 1978. Exposure to nickel and chromium. In: Trace metals: Exposure and health effects. Proceedings of the research seminar held at the University of London. Ed. - Elvira di Ferrante Pergamon Press 227-228. Great Britain.
- BERMAN, E., 1980. Toxic metals and their analysis. Ed. L. C. Thomas. London Heyden. 293 pp.
- BERTRAND, G., 1912. Proc 8th Int. Cong. Applied Chemistry, - 28: 30.
- BEVAN, C. D., S. A. HARBISON, L. A. NELSON AND J. R. A. LAKEY, 1975. A trace element study in the Thames estuary. In: Impacts of nuclear releases in to the aquatic environment. Proceedings of a symposium otaniemi. 93-106 IAEA, Vienna.

- BOTELLO, A. V., 1975. Utilización y degradación del petróleo crudo por dos especies de camarón Penaeus duorarum y Penaeus aztecus. Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología Univ. Nal. Autón. México 2 (1): 67-72.
- BOTELLO, A. V., 1982. La Contaminación en el mar. Ciencia y Desarrollo. Marzo-Abril. (43): 91-101.
- BOTELLO, A. V. AND E. F. MANDELLI, 1978. Distribution of n-paraffins in seagrasses, benthic algae, oyster and recent sediments from Terminos Lagoon Campeche, México. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (19): Cap. 2 162-170.
- BOTELLO, A. V. AND E. F. MANDELLI, 1980. Organic carbon stable isotope ratios of recent sediments and oysters from Coastal Lagoons of the Gulf of Mexico. Geochim. et. Cosmochim. (44): 557-563.
- BOUDENE, C., 1978. Food contamination by metals. In: Trace metals: Exposure and health effects. Proceedings of the research seminar held at the University of Surrey, Guildford, United Kingdom. Ed. Elvira Di Ferrante. Pergamon Press. 163-164 Great Britain.
- BOYDEN, C.R. AND D. J. H. PHILLIPS, 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters - and their implications for indicator studies. Inter. - Research, Germany, Marine Ecology Prog. Ser. (5): 29-40.

- BRYAN, G. W., 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Prog. Research Soc. Lond. B (177): 389-410.
- BRYAN, G. W. AND L. G. HUMMERSTONE, 1973. Adaptation of the Polychaete Neris diversicolor to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. Journal Mar. Biol. Assoc. UK (53): 839-857.
- COMITE MIXTO FAO/OMS DE EXPERTOS EN ADITIVOS ALIMENTARIOS. 1977. Evaluación de diversos aditivos alimentarios y de los contaminantes mercurio, plomo y cadmio. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación 7-27.
- CONJUNTO FAO/OMS SOBRE NORMAS ALIMENTARIAS, 1978. Lista de dosis máximas de contaminantes recomendadas por la Comisión Mixta FAO/OMS del Codex Alimentarios. Comisión del Codex Alimentarios. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 3a. Serie 24 pp.
- CONTRERAS, E. F., 1985. Las Lagunas Costeras de México. Centro de Ecodesarrollo. Sec. de Pesca. 215 pp.
- COSTA, M., M. K. J. MARCIA AND O. LINDBERG, 1980. Metal carcinogenesis in tissue culture systems. In: Inorganic Chemistry in Biology and Medicine based on a symposium/Sponsored by the Division of Inorganic Chemistry at the 178<sup>th</sup> meeting of the American Chemical Society. Ed.



- Arthur E. Martell 346 pp. Washington, D.C.
- COTZIAS, G.C. AND A. C. FERADORI, 1969. Trace metal metabolism in the Biological Basis of Medicine. Bittar, E. E. and - Bittar, N. Eds. Academic Press, New York. 105.
- DIXON, N. E., C. GAZZOLA, R. L. BLAKELEY AND B. ZERNER, 1975. Jack bean ureasa (E. C. 3.51.5.) is a metalloenzyme. A simple biological role for nickel? J. Amer. Chem. Soc. (97): 4131-4133.
- EDITORIAL PORRUA, 1964. Diccionario Porrúa de Historia, Biografía y Geografía de México.
- FORTSNER, V. AND G. T. W. WITTMANN, 1979. Metal pollution - in the aquatic environment. Foreword by Edward D. Goldberg Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, 486 pp.
- GARCIA, P. G., 1987. Evaluación de la Productividad Primaria Fitoplanctónica en relación con la concentración de nutrientes en el Canal del Chijol, Pueblo Viejo, Veracruz, México. Tesis Profesional. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad del Noreste, Tampico, Tamps. México, - 55 pp.
- GAVENS, A., D. M. REVITT AND J. B. ELLIS., 1982. Hydrocarbon accumulation in freshwater sediments of an urban catchment. Hydrobiology (91): 285-292.

- GELDIAY, R., VYSAL, H. AND I. TURKEY, 1976. Accumulation and distribution of trace metals and radionuclides in marine organisms in the Izmir Bay Area, Turkey. In: Trace contaminants of Agriculture, Fisheries and Food in developing countries. 81-86 IAEA. Vienna.
- GOLDBERG, D. E., 1979. La salud de los Océanos. UNESCO.
- GONZALEZ, O. J., 1987. Preparación de muestras de agua de desecho para la determinación de contaminantes metálicos - por Espectroscopía de Fluorescencia de Rayos X. Tesis - de Licenciatura. Facultad de Química. UAEM.
- HSU, S. Y., G. S. WANG AND S. S. JENG., 1979. The occurrence and seasonal variations of Na, K, Ca, Mg, and heavy metals in taiwan's oysters and clams. Bull. Inst. Zool. - Academic Sinica (Taipei) 18 (1): 11-20.
- JOHANSEN, N. G., L. S. ETTRE AND R. L. MILLER, 1983. Quantitative analysis of Hidrocarbons by structural group type in Gasolines and destillates. Journal of Chromatography (256): 393-417.
- JUGO, S., 1977. Metabolism of toxic heavy metals in grown organism: a review. Environ Res. (13): 36
- KHALAF, F., P. LITERATHY AND V. ANDERLINI, 1982. Vanadium as a tracer of oil pollution in the sediments of Kuwait. - Hydrobiology (91): 147-154.

- KOIVO, L. AND R. ORAVAINEN, 1982. Zinc in water and sediments of two finnish lakes. Hidrobiologia (91): 155-160.
- LLOYD, R. M. 1965. Factors that affect the tolerance of fish to heavy metal in: Biol. problems in water pollution. - 3rd. Seminar U. S. Dept. Health, Education and Welfare. 181 pp.
- MIDDLEDITCH, B. S. AND B. BASILE, 1978. Alkanes in surficial sediments from the region of the Buccaneer oilfield. Journal of chromatography. (158): 449-463.
- MIRANDA, R. S. J., 1987. Evaluación de la productividad primaria acuática y terrestre en el Canal del Chijol, Ver. Estación Oceanográfica. Dirección General de Oceanografía Naval. Secretaría de Marina. Tampico, Tamps.
- MURRAY, D. A. J. AND W. L. LOCKHART, 1981. Microextraction - and gas chromatographic. Analysis of Selected Petroleum Hydrocarbons in water and fish tissue. Journal of chromatography (212): 305-311.
- NIELSEN, F. H., 1980. Possible functions and medical significance of the abstruse trace metals. In: Inorganic Chemistry in Biology and Medicine based on a symposium/sponsored by the Division of Inorganic Chemistry at the - 178<sup>th</sup> meeting of the American Chemical Society. Ed. - Arthur E. Martell 436 pp. Washington, D.C.

- MORSETH, T., 1979. Health effects of nickel and chromium. In: Trace metals: Exposure and health effects. Proceedings of the research seminar held at the University of Surrey, Guilford, United Kingdom Ed. Elvira di Ferrante Pergamon Press, 135 Great Britain.
- PAEZ, O. F., V. BOTELLO AND S. VILLANUEVA, 1986. Heavy metals in Coatzacoalcos Estuary and Ostion Lagoon. México. Pergamon Journals Ltd. Mar. Pollution Bull. 17 (11): 516-519.
- PATERSON, D. C. Y G. F. WEICHART, 1975. Sustancias Químicas Inorgánicas. FAO. Informes de Pesca. (99): Supl. 1.
- PEREZ, N. A. M., 1982. Preparación de muestras para análisis de aguas por Rayos X de Fluorescencia. Informe Técnico AII-8206. ININ. México.
- PEREZ N. A. M., 1986. Análisis de contaminantes metálicos en peces. Desarrollo de la técnica por Rayos X de Fluorescencia. Informe Técnico GSTN-RX1-86 ININ. México.
- PEREZ Z. A. J., 1983. La contaminación por plomo en Coatzacoalcos. Ciencia y Desarrollo. Septiembre-October. Año IX. 80.
- REDDY, C. N. AND W. H. PATRICK JR., 1977. Effect of redox potential on the stability of zinc and copper chelates in flooded soils. Journal soil Sci. Soc. Am. (41): 729-732.

- RONDIA, D., 1978. Sources modes and levels of human exposure to niquel and chromium. In: Trace metals: Exposure and health effects. Proceedings of the research seminar held at the University of Surrey, Guilford. United Kingdom. - Ed. Elvira di Ferrante. Pergamon Press. 117. Great Britain.
- ROSAS, I., A. BAEZ AND R. BELMONT, 1983. Oyster (Crassostrea virginica) as indicator of heavy metal pollution in - some lagoons of the Gulf of Mexico. D. Reidel Publishing Company. Water, Air, Soil Pollution (20): 127-135.
- SADIQ, M. AND T. H. ZAIDI, 1985. Metal concentrations in the sediments from the Arabian Gulf Coast of Saudi Arabia. Springer-Verlag New York Inc. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (34): 565-571.
- SCHNEGG, A. AND M. KIRCHGESSNER, 1978. Ni deficiency and its effects on metabolism. In: Trace Element Metabolism in Man and Animals-3. Ed. M. Kirchgessner. Tech. Univ. - Munchen, Freising-Weihenstephan, West. Germany. 236-243.
- STONE, S.F. AND R. SEISLER, 1980. Evaluation of Biological - samples for specimen banking and biomonitoring by nuclear methods. Center for Analytical Chemistry, National Bureau of Standards. Washington, D.C.
- SUNDERMAN, F. W. Jr., 1977. A review of the metabolism and - toxicology of nickel. Ann. Clin. Lab. Sci. (7): 377-398.

- TABATA, K., 1969. Studies on the toxicity of heavy metals to aquatic animals and the factors to decrease the toxicity. Bull. Tokai Rev. Fish Res. Lab. (59): 203-261.
- TERCER CURSO DE CAPACITACION FAO/SIDA, 1975. Curso sobre Contaminación de las aguas, en relación con la protección de los Recursos Vivos. Lima. Perú.
- TOLEDO, A., 1982. Petróleo y Ecodesarrollo en el Sureste de México. Centro de Ecodesarrollo Altadena 8. México, D.F.
- VALKOVIC, V., 1980. Analysis of biological material for trace elements using X-ray Spectroscopy. Ed. Vlado Valkovic. Boca Raton, Fla. CRC. Press. 242 pp.
- VILLALOBOS, F.A., GOMEZ S., ARENAS F., RESENDEZ A Y DE LA LANZA G., 1968. Informe final de las investigaciones realizadas en la Laguna de Tamiahua. (Según contrato con Petróleos Mexicanos). Instituto de Biología. UNAM. Mex. D.F.
- WACKER, W. E. C. AND B. L. VALLEE, 1959. Nucleic acids and metals. Journal Biol. Chem. (234): 3257.
- WHITLEY, L. S., 1968. The resistance of tubificid worms to three common pollutions. Hidrobiología (32): 193-205.
- WONG, M. H., C. K. CHOY, W. M. LAV AND Y. H. CHEVNG, 1981. Heavy Metal contamination on of the Pacific oysters (Crasostrea gigas). Cultured in Deep Bay, Hong Kong. Environmental Research (25): 302-309.

ZAMUDA, C. D. AND W. G. SUNDA, 1982. Bioavailability of dissolved copper to the American oyster (Crassostrea virginica). Mar. Biol. (Berl.) 66 (1): 77-82.