

CE381
6



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

Facultad de Ciencias
División de Estudios de Posgrado

DETERMINACION DE LOS NIVELES ACTUALES
DE HIDROCARBUROS FOSILES EN LA LAGUNA
DE SONTECOMAPAN, VERACRUZ, MEXICO

T E S I S

Que para obtener el Grado Académico de
DOCTOR EN CIENCIAS
(Biología)

Presenta:

M. EN C. LAURA GEORGINA CALVA BENITEZ.

DIRECTOR DE TESIS :

DR. ALFONSO VAZQUEZ BOTELLO

MEXICO, D F.

2000

253482



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A mis Padres:

Jorge y Laura

Con amor y gratitud por el apoyo que siempre me han brindado.

A mi Querido Hermano:

Erik

Por su ayuda y hacer más divertida mi existencia.

A mis Abuelitos, Tíos y Primos

Con todo cariño, donde quiera que se encuentren.

A la Universidad Nacional Autónoma de México

Por todo lo que me ha brindado tanto a nivel académico como humano.

CONTENIDO

	Página
1. AGRADECIMIENTOS	
2. RESUMEN	1
3. ABSTRACT	3
4. INTRODUCCIÓN	
4.1 Area Marina Costera	5
4.2 Hidrocarburos del Petróleo	7
4.3 Justificación, Objetivos e Hipótesis	15
4.4 Antecedentes	18
5. MÉTODOS	
5.1 Métodos de Campo	
5.1.1 Sitios de Muestreo	23
5.1.2 Especies Estudiadas	26
5.1.3 Colecta del Materia	28
5.2 Métodos Experimentales	
5.2.1 Análisis Químicos: Extracción, Separación y Purificación de Hidrocarburos Fósiles	29
5.2.2 Determinación de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) e Hidrocarburos Alifáticos (HA) en Sedimentos y Organismos por Cromatografía de Gases	31
5.2.3 Evaluación de Hidrocarburos en Agua por Espectrofluorometría	32
5.2.4 Cuantificación de Carbono Orgánico en Sedimentos	32

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
6.1 Caracterización Fisicoquímica de la Laguna	33
6.2 Hidrocarburos Totales en Agua	37
6.3 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en Sedimentos	
6.3.1 HAP en Sedimentos Superficiales	41
6.3.2 HAP en Sedimentos de Núcleos	49
6.4 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en Organismos	
6.4.1. Moluscos (Bivalvos)	62
mejillón - <i>Brachidontes exustus</i>	
ostión - <i>Crassostrea rhizophorae</i> y <i>C. virginica</i>	
6.4.2 Macroalgas y Fanerógama Marina	85
rodofita - <i>Bostrychia pinnata</i> y <i>B. moritziana</i>	
clorofita - <i>Enteromorpha intestinalis</i>	
fanerógama acuática - <i>Ruppia maritima</i> .	
6.5 Hidrocarburos Alifáticos en Sedimentos	
6.5.1 HA en Sedimentos Superficiales	107
6.5.2 HA en Sedimentos de Núcleos	109
7. CONCLUSIONES	132
8. RECOMENDACIONES	136
9. REFERENCIAS	137
10. ANEXOS	
10.1 Anexo A	147
10.2 Anexo B	150
10.3 Anexo C	152

*“En el mundo altamente interdependiente de hoy,
los individuos y las naciones ya no pueden resolver
por sí solos muchos de sus problemas.
Nos necesitamos unos a otros. Por consiguiente,
debemos cultivar un sentido de responsabilidad universal...
Es nuestra responsabilidad individual y colectiva
proteger y cuidar la familia global, apoyar a sus miembros
más débiles y conservar y entender el entorno en que
vivimos todos”*

El Dalai Lama.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a quienes de una u otra forma colaboraron en la realización de este proyecto:

A mi asesor el Dr. Alfonso V. Botello por su confianza, paciencia, amistad y apoyo incondicional; por demostrarme que el trabajo, la tenacidad, la honestidad y la sencillez son esenciales para todo lo que se emprenda en la vida.

A la Dra. Marisa Mazari por su madurez, sus constantes aportaciones y crítica constructiva en todos estos años.

Al Dr. Adolfo Gracia quien desde el inicio me ayudó a defender este tema de tesis, por alentarme y por sus valiosos consejos.

Al Dr. Oscar Monroy por su amistad, confianza y excelentes aportaciones para el desarrollo de este trabajo.

Al Dr. Alejandro Toledo por las acertadas observaciones al manuscrito, por su ayuda y colaboración de siempre.

Al Dr. José Luis Arredondo por exhortarme a continuar, por sus consejos y compañerismo.

A la Dra. Cecilia Vanegas por la revisión exhaustiva que hizo de esta tesis y por sus indicaciones tan acertadas.

Asimismo, a todos y a cada uno de mis Sinodales por su valioso tiempo, que a pesar de sus múltiples ocupaciones, siempre mostraron disposición e interés.

A la M. en C. Guadalupe Ponce Velez, maestra y amiga, gracias por todo lo que a bien tuviste enseñarme y compartiste conmigo hasta la fecha.

Al Dr. Gilberto Díaz González cuyo conocimiento sobre cromatografía de gases fue esencial para llevar a cabo este estudio, además, por las tardes de basketball para “eliminar solventes”.

A mis compañeras del Laboratorio de Contaminación Marina: M. en C. Susana Villanueva, M. en C. Lucía Rueda, M. en C. Nery Becerra, M. en C. Yolanda Pica, Quím. Mayra Fabregat, Biól. Aurora González, por sus consejos y sugerencias siempre oportunos, por hacerme interesante y divertido el arduo trabajo del laboratorio.

Con cariño a los profesores que hicieron posible el llegar y concluir este esfuerzo: Dra. Sonia Espina, , Dr. Samuel Gómez Aguirre, Dr. Anelio Aguayo Lobo, Dr. Teófilo Herrera, Dra. Alejandra Mainero, Dr. Luis Soto, Dra. María Elena Caso Muñoz (q.p.d.), Dr. Alberto Sánchez y Dra. María Eugenia Tovar.

Al Dr. Abel Senties y al M. en C. José Cruz Lozano por su sincera amistad, por animarme y compartir conmigo en la última etapa de este estudio. También, agradezco al Dr. Senties la determinación de las macroalgas empleadas para esta tesis.

Al personal de la biblioteca del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la U.N.A.M. por las facilidades y atenciones que me brindaron.

Especialmente a mi mamá y a mi papá Jorge Calva “El Super Master” por su ejemplo de tenacidad y constancia, por su amor, confianza y paciencia. A mi hermano Erik por su solidaridad y por alegrar mis días.

Finalmente, a mi abuelito de los cien años Noé Calva y a mi querida prima Mechis Calva por confirmarme que la vida se debe apreciar y disfrutar plenamente a cada instante.

R E S U M E N

La Laguna Sontecomapan se localiza en la región de los Tuxtlas en la porción central del Golfo de México. Hasta hace 20 años era considerada una de las zonas más ricas en vegetación de manglar, altamente productiva. En la última década la productividad ha decaído apreciablemente debido a la tala inmoderada, primordialmente con fines agrícolas y en menor proporción para uso ganadero.

Los objetivos de este estudio durante el periodo de marzo de 1991 a agosto de 1992, en el cual se efectuaron 6 colectas en diferentes épocas, fueron el evaluar los hidrocarburos totales en agua (HCD) empleando espectrofluorometría; las concentraciones, distribución y origen de 15 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) con diferentes pesos moleculares, en sedimentos superficiales y de núcleos, así como correlacionarlos con el contenido de carbono orgánico en ellos. Dicha información permitió establecer la tendencia de acumulación de éstos en las diferentes épocas del año y en los diferentes tipos de sedimento de la laguna Sontecomapan. También se analizaron 20 hidrocarburos alifáticos (HA) en algunas muestras de sedimento tanto superficiales como de núcleos en las que previamente se detectaron altas concentraciones de HAP. De igual forma, se llevó a cabo la determinación de HAP en organismos [ostión, mejillón, macroalgas (clorofita y rodofita) e hidrófita sumergida] del sistema. La identificación y cuantificación tanto de HAP como de HA se realizó mediante cromatografía de gases con columna capilar de alta resolución y detector de ionización de flama.

Los resultados obtenidos para hidrocarburos disueltos indican que el mes con las concentraciones promedio más altas de hidrocarburos fue agosto.1992 con 6.75 ng/l y marzo.1992 tuvo las menores con 0.86 ng/l; en cuanto a las diferencias durante el ciclo de 24 hr. se estableció que los niveles de HCD aumentaron hasta en un triple durante el período de las 21:00 hasta las 5:00 hr. En cuanto a la distribución espacial de HCD en la estación 2, ubicada en la boca del sistema y en la 5 que recibe aportes del río La Palma, se registraron los valores más altos con 10.17 ng/l y 5.99 ng/l respectivamente.

Las concentraciones promedio de HAP en los sedimentos superficiales estuvieron en un intervalo de 3.17 a 14.56 µg/g; el núcleo "A" presentó un promedio de 18.74 µg/g, el "B" de 28.81 µg/g y el "C" de 12.98 µg/g. El mayor promedio de carbono orgánico fue de 1.88% para el mes de septiembre.1991 y el menor de 1.13% en agosto.1992. No hubo correlación positiva entre los contenidos de carbono orgánico y las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), en los sedimentos, con lo cual se contradice la teoría de adsorción.

De los moluscos (bivalvos), el mejillón mostró una variación de HAP de <0.01 a 18.14 µg/g y para el ostión los niveles fluctuaron de <0.01 a 13.22 µg/g. Las concentraciones de aromáticos estuvieron influenciadas con el período reproductivo de los organismos. Acerca de la vegetación acuática, en las macroalgas, las concentraciones halladas de HAP permanecieron de 30.95 a 67.08 µg/g, mientras que en la hidrófita sumergida éstas se mantuvieron en un intervalo de 81.44 a 189.36 µg/g.

De acuerdo a los porcentajes de HAP totales determinados en todos los componentes analizados la tendencia de acumulación fue la siguiente: fanerógama acuática (53%) > clorofita (21%) > rodofita (15%) > mejillón (5%) > ostión (3%) >

sedimento (3%) > agua (0.01%). En tanto que el porcentaje de HAP exclusivamente entre sedimentos superficiales y de los núcleos fue: núcleo "B" (39.43%) > núcleo "A" (22.96) > núcleo "C" (19.12%) > sedimentos superficiales (18.49%).

En general, sobre la distribución de las concentraciones de HAP a lo largo de la laguna de Sontecomapan, las estaciones en las que se registraron los niveles mayores fueron la 5 localizada en la desembocadura del río La Palma; la estación 8 a la cual confluyen el río De Basura y los arroyos Del Sumidero y Agua Agria; la 6 en la que desembocan el Estero Hualtajapan y los arroyos De Los Pollos y Del Fraile, y en la 4, ubicada en el Canal del Real con influencia marina.

Los HAP predominantes en los sedimentos superficiales y de núcleos en orden descendiente fueron el *Criseno*, *Benzo(a)antraceno*, *Benzo(k)fluoranteno*, *Benzo(b)fluoranteno* e *Indeno(1,2,3-c,d)pireno*. Respecto a los organismos, en todos ellos se determinó *Benzo(a)antraceno*, *Benzo(b)fluoranteno* y *Criseno* primordialmente. Aunque en los moluscos (bivalvos) también sobresalieron el *Benzo(k)fluoranteno* y el *Benzo(a)pireno*, mientras que en la vegetación acuática además de los tres compuestos primeramente mencionados de igual forma se detectaron el *Antraceno*, *Pireno* e *Indeno(1,2,3-c,d)pireno*. De acuerdo a la literatura consultada, los niveles determinados en este estudio pueden ocasionar efectos adversos a la biota del sistema.

De lo anterior se concluye que la presencia sustancial de HAP conformados por 4, 5 y 3 anillos bencénicos en todos los componentes evaluados, sugiere que estos compuestos son esencialmente de origen pirogénico, como resultado de la quema de combustibles fósiles y vegetación circundante.

Con relación a los hidrocarburos saturados (HA), las concentraciones en sedimentos superficiales fluctuaron de 0.21 a 12.75 $\mu\text{g/g}$ y en los núcleos el intervalo fue de 1.33 hasta 32.01 $\mu\text{g/g}$. Concerniente al predominio de carbonos, en los sedimentos superficiales sobresalieron los pares (C_{22} , C_{20} , C_{32} , C_{18} , C_{24} , C_{30} , C_{28}) de la misma manera, se obtuvo en el núcleo "B" (C_{30} , C_{32} , C_{20} , C_{28} , C_{24}) con un CPI de 0.4 a 2.8 para los primeros y un CPI de 0.21 a 0.96 para el segundo. Sin embargo, en el núcleo "C" ubicado cerca de la boca de la laguna, la preferencia fue hacia los carbonos impares (C_{21} > C_{25} > C_{23}), los resultados obtenidos de HA confirman la presencia de aportes tanto biogénicos como antropogénicos al sistema.

Finalmente, los hidrocarburos fósiles ingresan al sistema lagunar básicamente a través de las descargas de los ríos, por la acción mareal desde la costa y probablemente por el transporte atmosférico proveniente del área de Coatzacoalcos-Minatitlán-Cosoleacaque donde se localiza una de las refinerías más grandes de Latinoamérica.

A B S T R A C T

Sontecomapan Lagoon is located in the region known as Los Tuxtlas in the Central Portion of the Gulf of Mexico. Twenty years ago, it was considered as one of the richest zones in mangrove forest, highly productive. In the last decade, the productivity has declined considerably due the immoderated tree-felling, primarily for agricultural purposes and in lower proportion for cattle raising.

During the period from March of 1991 to August of 1992, six collects were taken at different times. The aims of this study were to evaluate the total hydrocarbons in water (THW), concentrations, distribution and origin of 15 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) with different molecular weights, using a spectrofluorometer, in surface sediments and sediment cores, also to correlate the organic carbon content among them. This information allows to establish their accumulative tendency at different periods of time and in different types of sediment of Sontecomapan Lagoon. Also, twenty aliphatic hydrocarbons (AHs) were analyzed in some surface sediment samples, as well as cores of sediments in which were previously detected high PAHs concentrations. In the same way, PAHs concentration was analyzed for organisms of the system [(oyster, mussel, macroalgae (chlorophyta and rodophyta) and seagrass]. Both PAHs and AHs identification and quantification were evaluated by means of gas chromatography using capillary columns of high resolution and flame ionization detection.

The obtained results for dissolved hydrocarbons show that the month with the highest mean concentrations of hydrocarbons was August 1992 with 6.75 ng/l versus March 1992 that has the lowest concentrations with 0.86 ng/l, taking the differences in the 24 hr period, it shows that the THW levels increased up to triple its value during the period from 21:00 to 5:00 hr. The THW spatial distribution in both the station 2, located in the system opening, and station 5 that receives water from La Palma River, registrated the highest values with 10.17 ng/l and 5.99 ng/l respectively.

The Pha mean concentrations in surface sediments were in the interval from 3.17 to 14.56 $\mu\text{g/g}$, the "A" nucleus presented an average of 18.74 $\mu\text{g/g}$, "B" presented an average of 28.81 $\mu\text{g/g}$ and "C" presented an average of 12.98 $\mu\text{g/g}$. The higher mean of organic carbon was 1.88% resulted in September 1991, and the lower was 1.13% in August 1992. There was no positive correlation in sediments between the organic carbon contents and the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), it contradicts the adsorption theory.

Among the mollusks (bivalves), the mussel showed a PAHs variation from <0.01 to 18.14 $\mu\text{g/g}$ and the levels in oyster fluctuated between < 0.01 and 13.22 $\mu\text{g/g}$. The aromatic concentrations were influenciaded by the reproductive period of the organisms. About aquatic vegetation, the case of the macroalgae, the PAHs concentrations remained from 30.95 to 67.98 $\mu\text{g/g}$, versus the seagrass, which stayed in the interval of 81.44 to 189.36 $\mu\text{g/g}$.

According to the determined total PAHs percentages in all the analyzed components, the accumulation tendency was as follows: Sea grass (53%) > chlorophyta (21%) > rodophyta (15%) > mussel (5%) > oyster (3%) > sediment (3%) > water (0.01%). Meanwhile the PAHs percentage only in surface and cores sediments was: nucleus "B" (39.43%) >

nucleus "A" (22.96%) > nucleus "C" (19.12%) > surface sediments (18.49%).

In general, about the PAHs concentration distribution along the Sontecomapan lagoon, the stations that registered the higher levels were: station number 5 located in the mouth of the La Palma river; station 8 where, De Basura river converges with both Del Sumidero and Agua Agria streams; station 6 where Hualtajapan salt marsh, the De Los Pollos and Del Fraile streams flow out; and finally station 4 located in the Canal del Real with marine influence.

The predominant PAHs in surface and core sediments in descendant order were: Chrysene, Benzo(a)anthracene, Benzo(k)fluoranthene, Benzo(b)fluoranthene and Indeno(1,2,3-cd)pyrene. Respecting the organisms, in all of them mainly the Benzo(a)anthracene, Benzo(b)fluoranthene and Chrysene were determined. Also in the mollusks (bivalves) both the Benzo(k)fluoranthene and the Benzo(a)pyrene were outstanding, while in the aquatic vegetation were found also the Anthracene, Pyrene and Indeno(1,2,3-cd)pyrene. According to the literature, the determined levels in this study could provoke adverse effects in the biota of the system.

In accordance to this, we conclude that the substantial presence of PAHs conformed by 4, 5 and 3 benzenic rings in all the evaluated components, suggest that these compounds have essentially, a pyrogenic origin resulting of the burnt of fossil fuel and surrounding vegetation.

In relation with the saturated hydrocarbons (AHs), the concentrations in surface sediments fluctuated between 0.21 and 12.75 $\mu\text{g/g}$, while in the cores of sediments the interval was from 1.33 to 32.01 $\mu\text{g/g}$. According to the carbon predominance, in the surface sediments the outstanding pairs were (C_{22} , C_{20} , C_{32} , C_{18} , C_{24} , C_{30} , C_{28}) in the same way, in nucleus "B" were obtained (C_{30} , C_{32} , C_{20} , C_{28} , C_{24} ,) with a CPI from 0.4 to 2.8 for the former one and a CPI from 0.21 to 0.96 for the second one. However, in the nucleus "C" located near the lagoon mouth, the tendency was toward the odd carbons ($C_{21} > C_{25} > C_{23}$), the obtained results for the AHs confirm the presence of both biogenic and anthropogenic contributions.

Finally, the fossil hydrocarbons enter to the lagoon system primarily through the river discharges, the tidal action in the shore zone and probably by the atmospheric transport originated in the Coatzacoalcos-Minatitlán-Cosoleacaque area where is located one of the biggest refineries in Latin America.

INTRODUCCIÓN

Las áreas marinas costeras son más productivas que las áreas fuera de costa en la misma latitud, de ahí su importancia económica, sin embargo, también son áreas vulnerables a la contaminación. De acuerdo con Lankford (1976), las lagunas costeras al ser sistemas semicerrados en conexión con el mar y al estar protegidos por algún tipo de barrera que ayuda a que los efectos oceánicos sean minimizados, permiten el desarrollo de un medio único con características muy particulares.

La mayoría de estos sistemas son someros, por ello el fondo es afectado de manera determinante debido a la turbulencia superficial y los patrones de circulación, que en general son fuertes y complejos, resultando afectados por la acción de los vientos, aporte de ríos y corrientes de marea, así como por la geomorfología. Asimismo, se presentan marcados gradientes de salinidad tanto horizontales como verticales por la mezcla y difusión de las aguas dulces con las oceánicas .

En general, las lagunas costeras sobresalen por su alta productividad. Por ejemplo, el sistema de raíces submareales protectoras y los manglares rojos funcionan como criaderos para varias especies de peces, crustáceos y bivalvos de valor comercial. Cierta fauna de aves, reptiles y mamíferos también habitan entre la maleza del manglar y los canales de marea (Odum y Johannes, 1975; Kinne, 1983; Rutzler y Feller, 1987).

Los impactos antropogénicos en las costas oceánicas, continúan incrementándose como resultado del crecimiento de asentamientos humanos en la zonas. Lo que repercute en un mal uso y manejo de los sistemas estuarinos, ya que la industrialización, la agricultura y ganadería desplazan a los ecosistemas de manglar a pesar de ser de los ecosistemas más productivos.

Las principales consecuencias de las alteraciones en los ambientes lagunares y estuarinos, y los mecanismos que permiten a los estuarios ser trampas eficientes de nutrientes funcionan a su vez como trampas de contaminantes (Odum y Johannes, 1975). Libes (1992) menciona que los estuarios son particularmente sensibles a la contaminación por varias razones, dentro de las cuales las mezclas de agua dulce y agua salada producen cambios químicos que tienden a precipitar los contaminantes y por

lo tanto éstos quedan atrapados en los sedimentos. Los xenobióticos tienen un gran impacto sobre la química de las aguas estuarinas debido a que las profundidades son someras.

Dichos compuestos también son reciclados entre el sedimento y el agua como consecuencia de la actividad biológica. Además, como los estuarios son sitios de gran productividad, los contaminantes son transferidos rápidamente a lo largo de las cadenas alimentarias.

Respecto a la definición más adecuada de **contaminación marina o costera**, es la propuesta por GESAMP (1977): "Es la introducción directa o indirecta por el hombre, de sustancias o energía en el ambiente marino (incluyendo estuarios), que resultan en efectos deletéreos y daños a los recursos vivos, peligrosos a la salud humana, alteración en las actividades marinas, incluyendo la pesca, menoscabo en la calidad del agua de mar y la reducción del valor recreativo".

De los diferentes tipos de contaminación marina, la ocasionada por el petróleo y sus derivados (hidrocarburos fósiles) ha despertado gran interés de la comunidad científica sobre todo después de los grandes derrames que se han suscitado, tales como: *Torrey Canyon*, (1967) en Inglaterra con 117,000 ton. de petróleo crudo; el *Amoco Cadiz* (1978) en Francia con 220,000 ton.; el derrame del *Pozo Ixtoc I*, en el Golfo de Campeche, México con 500,000 ton. (1979); el *Exxon Valdez* con 36,000 ton. (1989) en la Sonda de Alaska; el del *Golfo Pérsico* (1991) asociado con la guerra Iraq-Kuwait con 800,000 ton. (Butler, 1995) y el del barco noruego *Braer* que derramó 95,000 ton. en Inglaterra (1993).

Los hidrocarburos son compuestos orgánicos que sólo contienen hidrógeno y carbono. En relación a su estructura química pueden dividirse en dos clases: los alcanos (n-normal, ramificado y cíclico) y en compuestos aromáticos: nafteno, mono-, di-, y poli, por ejemplo los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Connel y Miller, 1984). Las principales fuentes de contaminación por hidrocarburos fósiles tienen origen biogénico, antropogénico y por escurrimientos naturales.

HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO

Composición química de los hidrocarburos del petróleo. En lo que se refiere a los hidrocarburos biogénicos, los n-alcenos o hidrocarburos alifáticos (HA) (Fig.1) son cadenas lineales de átomos de carbono cuya solubilidad disminuye y el punto de ebullición se incrementa conforme aumentan los átomos de carbono: los compuestos de un átomo de carbono (metano), hasta diez (C₁₀-decano) son muy volátiles por lo que se evaporan fácilmente, del C₁₁ en adelante son líquidos y aceites ligeros cuya densidad e insolubilidad va aumentando (ceras y parafinas) hasta cadenas de más de 60 átomos de carbono (asfaltenos) (Morrison y Boyd, 1987).

Los hidrocarburos biogénicos son sintetizados por la mayoría de las plantas marinas y animales, incluyendo a la microbiota, fitoplancton, zooplancton, algas bentónicas y peces. Organismos que pueden producir sus propios hidrocarburos o adquirirlos a través de fuentes alimenticias. La producción total de hidrocarburos por animales marinos es considerablemente pequeña, pero es muy importante para compuestos específicos (por ejemplo el escualeno y el pristano) (Boehm, 1981). El dominio de un sólo isoprenoide, como el pristano, indica entrada de biogénicos. El ratio de pristano y fitano es generalmente mucho más grande en muestras biogénicas que en petróleo (UNEP, 1992).

Los organismos marinos pueden sintetizar un número limitado de hidrocarburos en un intervalo muy estrecho de punto de ebullición, entre éstos prevalecen cadenas de carbono desde el C₁₅ al C₂₁ de alcanos. Las plantas terrestres (y el *Sargassum*) producen del C₂₁ al C₃₃, en pastos marinos sobresalen los C₂₇ al C₃₃ de alcanos asociados con cubiertas de grasa. Estos son los hidrocarburos principales de la mayoría de sedimentos de zonas costeras "limpias". (Boehm, 1981; UNEP, 1992). Por otra parte, Nevenzell (1989) cita que ni las algas ni las bacterias sintetizan HAP y considera que todos los hidrocarburos aromáticos en los océanos (aparte de los carotenos) no son biogénicos.

Tanto el petróleo crudo como el refinado varían ampliamente en sus propiedades físicas y composición química, las cuales dependen de su origen, y en el caso de los refinados, de sus procesos de refinamiento. Estos factores también exhiben diferencias importantes en

propiedades ambientales, tales como la solubilidad, volatilidad, oxidación fotoquímica y microbiana y toxicidad biológica (Connel y Miller, 1984).

Petróleo Crudo. La composición química del petróleo crudo producido en diferentes regiones y aún dentro de una formación particular puede variar en gran medida. Las propiedades químicas están asociadas estrechamente al desarrollo ambiental y destino de los derrames (Koons, 1973). Además, los petróleos crudos contienen miles de compuestos químicos diferentes debido a los procesos que se llevan a cabo durante la formación del mismo.

Los hidrocarburos son los compuestos de mayor abundancia en el petróleo crudo, conteniendo 50-80% de la composición total (Clark y Brown, 1977); mientras que el carbón (80-87%) y el hidrógeno (10-15%) son los elementos básicos en el petróleo, el azufre (0-10%), el nitrógeno (0-1%) y el oxígeno (0-5%) son constituyentes de menor cuantía, presentes tanto en forma elemental (sulfuro) o como constituyentes heterocíclicos y grupos funcionales.

Los petróleos crudos contienen frecuentemente concentraciones elevadas de metales traza como V, Ni, Fe, Al, Na, Ca, Cu, y U (Posthuma, 1977). El vanadio y el níquel son los constituyentes metálicos más abundantes del petróleo crudo, algunas veces alcanzando miles de partes por millón, pero a menudo en niveles más bajos. Ellos están presentes en complejos porfirínicos y también como metales libres (Clark y Brown, 1977).

Productos Refinados. La fuente industrial de los alcanos es el petróleo, junto con el gas natural que lo acompaña. Una segunda fuente potencial de alcanos la compone el otro combustible fósil: el carbón. Evidentemente el gas natural sólo contiene los alcanos más volátiles, es decir, los de bajo peso molecular; está constituido esencialmente por metano y cantidades progresivamente menores de etano, propano y alcanos superiores.

Los principales productos del petróleo refinado son transportados y son sujetos de introducción al ambiente marino. Estos incluyen la gasolina, el queroseno, combustibles para aviones, aceites combustibles, aceites lubricantes, diesel, ceras y asfaltos (Connel y Miller, 1984).

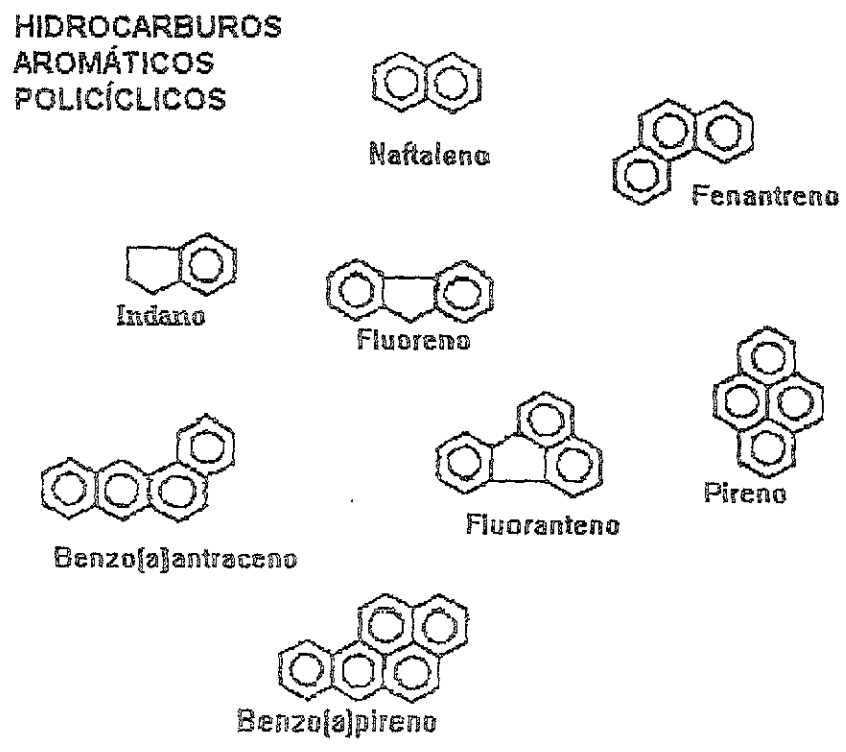
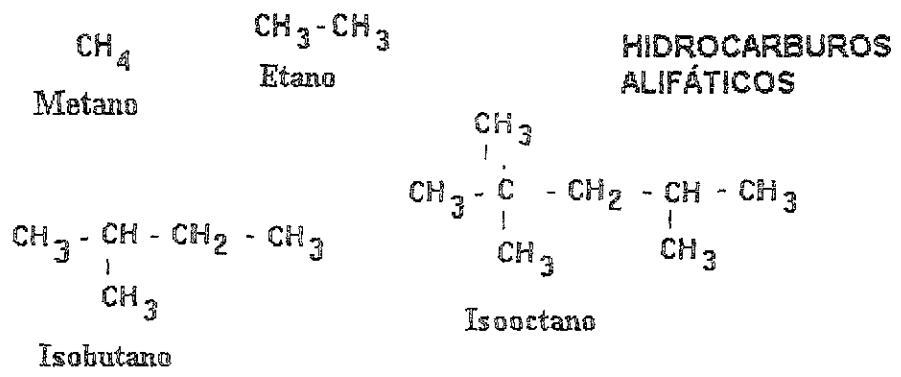


Fig. 1. Hidrocarburos Alifáticos e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos.

El empleo principal de todas las fracciones volátiles del petróleo es como combustible. La fracción gaseosa, igual que el gas natural, se emplea sobre todo en calefacción. La gasolina se utiliza en máquinas de combustión interna que requieren un energético bastante volátil; el queroseno se aprovecha en motores de tractor y reactores, y el gasóleo en motores Diesel (Morrison y Boyd, 1987).

Los procesos de refinación, así como las terminologías utilizadas son diferentes en todo el mundo, por lo que la composición de los productos refinados tiene una amplia variación. Los procesos de refinamiento, por ejemplo, la destilación, ruptura catalítica y térmica, polimerización y reformación, aportan productos los que son mezclados juntos para conseguir las propiedades químicas deseadas.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Fig.1) están formados de hidrógeno y carbono dispuesto en forma de dos o más anillos bencénicos fusionados con grupos substituidos posiblemente unidos a uno o más anillos (Boehm, 1981). Entre éstos existen compuestos tóxicos, mutagénicos y carcinogénicos que se encuentran en los estuarios, los cuales pueden presentarse disueltos en el agua, en los sedimentos y en la biota de los mismos (Martel *et al.*, 1986).

Los HAP tienden a concentrarse en los sedimentos debido a su relativa insolubilidad en el agua y a su fuerte adsorción en la materia particulada. Tienen tres rutas principales de formación en el ambiente: 1) por pirólisis de materia orgánica, 2) generación en materia orgánica sedimentaria y combustible fósil y 3) biosíntesis por microorganismos. Las condiciones de pirólisis o combustión influyen fuertemente el tipo y la cantidad producidas de HAP (Neff, 1979).

Los aportes de HAP a los estuarios incluye efluentes industriales, y desagües; derrames de petróleo, quema de combustibles fósiles e incendios forestales y de arbustos. Las descargas directas, urbanas y agrícolas, liberan cantidades substanciales de estos xenobióticos al ambiente acuático. Jackim y Lake (1978) mencionan que la fuente primordial de HAP es por pirólisis de materia orgánica. Valette (1993) citan que éstos están asociados también con aportes urbanos provenientes de las actividades de pavimentación y asfaltado de caminos y terrenos.

La gran mayoría de HAP no son producidos o sintetizados naturalmente por lo que su sola presencia en el medio implica la liberación de estos compuestos por acciones antropogénicas (Farrington y Quinn, 1973).

ACUMULACIÓN DE HIDROCARBUROS POR LOS ORGANISMOS

La dispersión de un xenobiótico después de la descarga en el medio acuático está determinada por su repartición entre el agua, sedimento, fase atmosférica y su potencial de concentración en la biota. Estos procesos definen el impacto biológico de dichos compuestos y la extensión de su diseminación. Su distribución está designada por equilibrios fisico-químicos y por reacciones mediadas química o biológicamente, algunas de las cuales pueden regularse en asociaciones irreversibles entre los compuestos inorgánicos u orgánicos de la fase acuática y del sedimento. La "fase acuática" incluye agua junto con la biota (algas y peces) y materia particulada (seston), mientras que la "fase acuosa" se aplica en un sentido más restringido sólo a la fase del agua.

Sin embargo, aunque la exposición de la biota a los contaminantes no necesariamente resulta en la toxificación de los organismos, la posibilidad de que tales compuestos pudiera, por este medio, entrar a la cadena alimenticia y por último ser consumidos por el depredador final -el hombre-, tiene serias implicaciones sobre la distribución de tales compuestos (Neilson, 1994).

Los organismos actúan como integradores y concentradores de contaminantes, en este trabajo se toman en cuenta los criterios propuestos por Phillips (1980) para el uso de organismos acuáticos como indicadores. Knutzen y Sortland (1982), consideran que el uso de más de una especie indicadora es recomendable, por lo que en la Laguna Sontecomapan se analizan dos especies de moluscos (bivalvos), dos especies de macroalgas y una de hidrófita sumergida.

De lo anterior, Wilson (1988) menciona que tanto los sedimentos como los organismos tienen la capacidad para concentrar contaminantes frecuentemente en varios órdenes de magnitud (comúnmente $\mu\text{g/g}$ para sedimentos y organismos y ng/l para el agua).

Los hidrocarburos del petróleo difieren de los metales pesados y radionúclidos en dos aspectos: a) son lipofílicos y se acumulan en tejidos grasos; b) ciertos componentes pueden ser degradados "in situ" por la actividad microbiana o en vivo por procesos enzimáticos, dentro de los tejidos de las especies marinas.

En los Estados Unidos de América, la EPA (Environmental Protection Agency) coloca a los HAP entre los 65 contaminantes tóxicos prioritarios; de hecho Menzie *et al.*, 1992 especifica que son 16 HAP, de los cuales a 8 se les clasifica como posibles carcinogénicos, aunado a lo anterior, la EPA no cuenta con datos suficientes para proponer criterios para la protección de la vida acuática. Para la protección de la salud humana, la concentración ideal debería ser cero. Además menciona riesgo de cáncer de 1 a 100,000 por una concentración de 0.028 ppb (Sitting, 1985).

Algunos HAP como el *Benzo(a)pireno* y el *Dibenzo(a,h)antraceno*, son cancerígenos potenciales, los cuales han sido asociados con cánceres humanos (Fortner y Sick, 1985; Guzzella y De Paolis, 1994; Boffetta *et al.*, 1997; Arcaro *et al.*, 1999). La población general puede estar expuesta al *Benzo(a)pireno* debido a la contaminación del aire, humo de cigarrillos y fuentes alimenticias (Sitting, 1985). Allen *et al.*, (1999) incluyen al *Criseno* y *Benzo(a)antraceno* como carcinogénicos en animales.

La actividad biológica o bioquímica de los componentes del petróleo en estuarios y zonas costeras dependen de los niveles de bioacumulación, tiempo de residencia en la columna de agua, sedimentos y organismos y la composición de la mezcla de hidrocarburos en ellos (Botello, *et al.*, 1982).

La captación de hidrocarburos del petróleo por invertebrados bentónicos es rápida y depende de su concentración en el agua. Estos compuestos son absorbidos a través de la membrana de las branquias y comúnmente se acumulan en el hepatopáncreas (Kullenberg, 1982). La absorción de hidrocarburos al parecer depende de su distribución entre el agua y los tejidos grasos. Por otra parte, los aromáticos se acumulan preponderantemente sobre los alcanos, con factores de bioacumulación que se incrementan con el peso molecular.

Los sedimentos acuáticos contienen concentraciones más elevadas de contaminantes en comparación con la fase acuosa, debido principalmente al carácter hidrofóbico de varios compuestos orgánicos. Durante la mezcla de agua, las partículas de los sedimentos contaminados son suspendidas en la columna de agua pudiendo afectar a los bivalvos que se alimentan por filtración. Se ha demostrado que los mejillones acumulan HAP e hidrocarburos clorados (PCB's) rápidamente cuando son expuestos a sedimentos que los concentran (Eertman *et al.*, 1995). En lo referente a HAP, como un resultado de su hidrofobicidad y fuerte afinidad por las partículas, pueden acumularse en los sedimentos y bioacumularse en peces y bivalvos en niveles de mayor magnitud que las encontradas en los efluentes de origen (Huntley *et al.*, 1993).

En relación a las características que debe poseer un organismo bioindicador Phillips (1988), Sindermann (1988a, 1988b) y Wilson (1994) proponen una serie de criterios esenciales como el que los organismos deben ser sedentarios para ser representativos del área de estudio, abundantes, grandes para obtener suficiente tejido para su análisis, de fácil recolección, que toleren aguas salobres, entre otros. No obstante, es importante considerar tanto las ventajas y desventajas primordiales al analizar agua, sedimentos u organismos.

Un aspecto sobresaliente de los indicadores biológicos de contaminación costera/estuarina es el que pueden tener trascendencia en la salud pública, proporcionando un método (además del monitoreo químico) para determinar los niveles del daño biológico (Sindermann, 1988a).

Botello (1983), Kinne (1984), Wilson (1988) y Clark (1989) consideran que es necesario conocer el tiempo de residencia de los hidrocarburos en las comunidades biológicas, en la columna de agua y en los sedimentos. Así, los organismos bentónicos de áreas costeras generalmente presentan concentraciones más altas que el agua en la que viven. En contraste, la concentración de HAP en los sedimentos se consideran como un reflejo de las condiciones ambientales en un tiempo finito (Botello, 1991).

Goldberg (1979) por su parte, sugiere que se efectúen estudios no sólo frente a riesgos de contaminación bien definidos, tales como las grandes fuentes localizadas, sino también

frente a los signos de alerta constituidos por las pequeñas concentraciones, que aumentan de manera lenta pero continua.

Hasta hace 20 años la Laguna Sontecomapan, en México era considerada una de las zonas más ricas en vegetación de manglar, altamente productiva; sin embargo, en la última década se ha visto mermada por la tala inmoderada. Pese a ello, existen pocos estudios geológicos, hidrológicos y biológicos del sistema. Este trabajo es uno de los pioneros en abordar la contaminación por hidrocarburos fósiles, en particular el grupo de los aromáticos policíclicos, debido a su alta toxicidad y sus riesgos ambientales.

Cabe mencionar que además de la tala con fines agrícolas y ganaderos, destaca la industria tabacalera de la región de los Tuxtías (Angeles, 1997) la cual utiliza madera de mangle regularmente para el secado de la hoja de tabaco, aunado a la quema de pastizales aledaños al sistema. Otro tipo de aporte importante de HAP lo constituyen la quema de llanuras y bosques naturales (Wakham *et al.*, 1980) y la mayoría de estos compuestos en el ambiente, provienen de la combustión incompleta de materia orgánica a temperaturas altas (Neff, 1979).

JUSTIFICACIÓN

Este trabajo es uno de los pioneros en abordar la contaminación por hidrocarburos fósiles, en particular el grupo de los aromáticos policíclicos, debido a su alta toxicidad y sus riesgos ambientales.

Cabe destacar que son escasos los trabajos en los cuales se evalúen hidrocarburos del petróleo utilizando dos o más especies consideradas como bioindicadoras y en varios componentes del sistema, tal como se hizo en el área de estudio. Asimismo, hay muy pocos reportes sobre HAP en macroalgas y fanerógamas acuáticas, de forma similar sucede con los estudios sobre HAP en sedimentos colectados con núcleos.

El área de estudio, se eligió con el propósito de definir si era un área prístina o si en su defecto si presentaba contaminación, debido a que es una zona donde no existen complejos petroquímicos o industrias aledañas. Estudios recientes indican que los HAP no sólo se detectan en áreas urbanas, sino también en regiones rurales y remotas debido al transporte atmosférico (Valette, 1993).

Hasta hace 20 años la Laguna Sontecomapan, en México era considerada una de las zonas más ricas en vegetación de manglar, altamente productiva; sin embargo, en la última década se ha visto mermada por la tala inmoderada. Pese a ello, existen pocos estudios geológicos, hidrológicos y biológicos del sistema.

OBJETIVOS

Los objetivos de este estudio fueron los siguientes:

- El determinar los niveles de HAP tanto en sedimentos superficiales y de núcleos testigo; en organismos tales como moluscos [bivalvos(ostión y mejillón)]; macroalgas (clorofita y rodofitas) y en una fanerógama acuática de la Laguna Sontecomapan.
- Cuantificar hidrocarburos totales en agua.
- Evaluar las concentraciones de hidrocarburos alifáticos (HA) tanto en sedimentos superficiales como en núcleos para conocer el origen de los HA y confirmar el origen antropogénico de los HAP.
- Analizar el contenido de carbono orgánico en sedimentos superficiales y de núcleos y correlacionar la presencia de éste con los niveles de HA e HAP.
- Establecer las posibles rutas de entrada y destino de los HAP.

HIPÓTESIS

- La Laguna Sontecomapan puede ser considerada como un área de referencia prístina. Esta propuesta parte del hecho de que no presenta asentamientos humanos sobresalientes y no hay complejos petroquímicos o industriales aledaños. La contaminación que se pudiera determinar en Sontecomapan de hidrocarburos aromáticos policíclicos será mínima o incluso nula, no significativa con respecto a otros sistemas localizados en el Golfo de México

ÁREA DE ESTUDIO Y ANTECEDENTES

La Laguna de San Mateo, en el Estado de Veracruz, entre los paralelos 18°34' N y los meridianos 94°54' y 95°02' W; pertenece al Municipio de Catemaco y está a 16 Km, al noroeste. Tiene una superficie de 8.9 Km², con un perímetro de 100 m (Fig. 1).

Según la clasificación de Lankford (1976) de las lagunas costeras en México, la Laguna de San Mateo es del tipo Tectónico "B", laguna volcánica. Depresión y barrera formada por flujos de lava. La forma y batimetría son muy diversas o poco profundas y la salinidad es variable dependiendo de las condiciones climáticas.

Esta región se caracteriza por presentar un gran macizo volcánico formado durante el cuaternario sobre las planicies aluviales terciarias de los ríos Coatzacoalcos y Papaloapan (Ríos Mac. Beth, 1954). El suelo se encuentra formado por rocas volcánicas clásticas, predominando lavas, brechas, tobas basálticas y andesíticas. La laguna presenta en el fondo, cenizas volcánicas provenientes de la actividad del macizo, por acarreo fluvial de las áreas cercanas o procesos eólicos de cenizas volcánicas preexistentes (Edwards, 1978). La formación que semeja un delta se encuentra en el SE del sistema, muestra las altas tasas de sedimentación ocasionadas por el aporte fluvial. González (1976) cita que de hecho, se le considera como un ejemplo típico del fenómeno de depositación.

El clima que predomina en el área es cálido-húmedo, con época seca corta, lluvias de monzón y oscilación diurna de temperatura inferior a 5°C (tipo Am(f)) de la clasificación de Köppen modificado por García, 1970). Febrero y marzo son los meses más secos, con menos de 100 mm de precipitación, mientras que septiembre suele ser un mes lluvioso, con más de 600 mm. Esto se debe a que los ciclones tropicales son frecuentes a fines de verano y principios de otoño. Clayen (1988) menciona que el alto porcentaje de lluvia invernal se explica por la mayor intensidad de los "Nortes" que se inician en septiembre y

En esta estación del año. Dichos vientos del norte reducen el caudal de México, aumentando el caudal de lluvia invernal, debido a que es sujeta a tales vientos. De hecho, la precipitación anual promedio en Tapan es de más de 4000 mm, en tanto que en la región de los Tuxtlas el caudal fluctúa de 2500 a 4000 mm por año (UNAM, 1989a).

Por otra parte, al área mencionada arriban los vientos provenientes de la zona de Tlaxiacoalcos-Minatitlán, los cuales se desplazan siguiendo una dirección NW (UNAM, 1989b).

La Laguna Sontecomapan tiene una gran influencia fluvial alimentada de los principales arroyos y ríos; los principales ríos son: Coscoapan (que nace en la Sierra de Santa Catarina), Hualtajapan, La Palma y El Sábalo. Entre los arroyos, destacan: Los Pollos, Sontecomapan, Del Fraile, De la Boya y el De Basura. No obstante, la laguna no recibe aporte alguno de ríos sobresalientes que desembocan al Golfo de México.

La vegetación que circunda a la laguna es característica de manglar, aunque en algunas partes ésta toma otro aspecto por la presencia de diversas especies propias de planicies costeras tropicales cálido-húmedas (Clayen, 1988). El manglar está constituido por 3 especies: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicenia germinans*. Se distingue por su riqueza en especies y el tamaño de sus individuos (Menéndez, 1976); sin embargo, debido a la tala inmoderada que se ha registrado, el manglar está siendo desplazado por áreas para cultivo, ganadería y palmares, sobre todo en la zona NO a partir de Punta Levisa y en la zona NE frente al río La Palma donde el manglar ya no existe o es muy escaso.

Asimismo, la madera tiene una demanda elevada tanto para construcciones ligeras como para carbón. La industria tabacalera de la región de Los Tuxtlas ha talado grandes extensiones de mangle rojo en la Laguna Sontecomapan, lo que ha originado que el tamaño de la población local de esta especie se encuentre muy reducido (Vázquez-Yañez, 1980; Angeles, 1997). Dicha explotación generalmente utiliza la madera de mangle para el secado de la hoja de tabaco, además, regularmente se realiza la quema de pastizales aledaños a la laguna.

embocadura de los arroyos De Basura, Del Sumidero y Del Sur. La presencia de plantas acuáticas, como por ejemplo, lirio acuático *Eichornia crassipes* y tules (*Sagittaria arifolia*), los cuales indican perturbación en esta región. En la zona sur de la laguna nuestra vegetación típica de ambientes dulceacuícolas como *Cabomba aquatica*, *Potamogeton interruptus* y *Sagittaria lancifolia*.

Reveles (1976) menciona que *Ruppia maritima* es una fanerógama acuática, herbácea erguida, confirmando que no es un pasto marino, asimismo, también registró parches extensos de *R. maritima* aunque no en las mismas localidades ni con el mismo grado de desarrollo que Lot (1971); inclusive, este último autor se refiere a la Laguna Sontecomapan como una de las zonas de manglar más rica y reporta la ausencia de "ceibadales" de *R. maritima*. Por su parte, Reséndez (1982) asevera que las islas de la laguna están cubiertas por esta fanerógama acuática. Reveles (1993) la recolectó exclusivamente en el SE de la laguna. Actualmente su presencia es escasa no obstante se coincidió con la distribución reportada por González (1976).

En el presente estudio se recolectó a las macroalga clorofita *Enteromorpha intestinalis*, la cual se encontró sobre rocas, en tanto que la rodofita *Bostrychia moritziana* y *B. pinnata* estaban asociadas a las raíces del mangle *R. mangle*. Es importante remarcar que en lo referente a las algas rojas, son especies que no habían sido descritas previamente en este sistema.

La Laguna Sontecomapan registra la gran perturbación que se ha venido realizando en las selvas circundantes, desde hace 40 años. El sistema se azolva cada vez más, no sólo por el proceso natural y el acarreo de sedimentos que viene de la montaña, sino por el incontrolable afán de colonizar la selva, lo cual motiva que ese suelo delgado, que hoy soporta un cultivo de maíz, en unos años, ayudado por la precipitación pluvial, vaya a parar a la laguna o al mar (Menéndez, 1976).

Además, en marzo de 1991 se constató que la boca que conecta al sistema lagunar con el mar tiene 137.5 m de abertura. Castro (1986), considera que la laguna presenta un gradiente de cuña de la comunicación con el mar hacía la zona interna de la misma, por lo que la considera como un sistema "positivo" según la clasificación de Pritchard (1967).

Respecto a la diversidad planctónica, Suchil (1990) cita que existen 56 géneros con 87 especies; correspondiendo 70 a las diatomeas, 9 pirrofitas, 5 clorofitas y 3 de cianofitas respectivamente, además comenta que los mayores florecimientos de fitoplancton se dieron en invierno y otoño. En el mes de febrero de 1985 el 98% de la abundancia lo constituyeron las diatomeas, siendo *Biddulphia* el género dominante, mientras que en agosto prevalecieron las clorofitas con 91%, siendo *Ulotrix* el género más representativo.

En cuanto a la fauna ictioplanctónica, Martínez (1987) refiere la presencia de 14 familias, con 17 géneros y 16 especies; siendo la familia Gobiidae la más abundante con 83% y los géneros de mayor representatividad fueron: *Bairdiella* sp. *Anchoa* spp., *Gobionellus* sp. y *Dormitator* sp.

De la fauna de macromoluscos en la Laguna Sontecomapan, se identificaron bancos de ostión de *Crassostrea rhizophorae* y del mejillón *Brachidontes exustus* siendo éste último la especie dominante. Dichos bivalvos habitan en la zona estuarina; sin embargo, *B. exustus* también vive en áreas de mayor influencia dulceacuícola. El ostión *Crassostrea virginica* sólo se distribuye en el área de la boca de la laguna (zona norte) no asociado al sedimento o mangle. *C. rhizophorae* habita en las raíces y tallos de *Rhizophora mangle* en aguas de menor salinidad y mayor turbidez que *C. virginica*, a diferencia de lo reportado por Flores y García-Cubas (1987) y *B. exustus*, el cual se adhiere al sedimento o al mangle mediante un biso fibroso, en algunas áreas es competidor del ostión.

En otro rubro, los lugareños mencionaron que el mejillón no es consumido, probablemente porque el cuerpo de este bivalvo es muy pequeño en relación con el tamaño del exoesqueleto y por tener un olor desagradable, lo cual no sucede con la misma especie colectada en otras lagunas del Golfo de México. Por lo tanto, sólo las dos especies de ostión son utilizadas para la alimentación. El gasterópodo sobresaliente es *Neritina reclivata*, el cual habita preferentemente en la zona dulceacuícola (zona sur). Por lo anterior, respecto a las especies dominantes de macromoluscos, no se coincide con lo citado por García-Cubas (1987) sobre la fauna malacológica de esta laguna.

En lo que se refiere a crustáceos, Winfield (1987) realizó un trabajo sobre un Peracárido *Discapseudes* sp. en el sistema de Sontecomapan.

Sobre la fauna ictiológica Reséndez (1982) reporta la existencia de 26 familias, 43 géneros y 52 especies de las cuales la mayoría son estuarinas, destacando los Carangidae, Gerridae, Poecillidae y Gobiidae. Con excepción de 6 especies que son exclusivamente dulceacuícolas, lo cual, el autor relaciona con el comportamiento hidrológico del sistema. No obstante, en el período en que se efectuó el presente estudio no se registró la presencia de *Xiphohorus helleri*, ni *Poecilia mexicana*. Jiménez (1984) estudió dos especies de robalo *Centropomus ensiferus* y *C. parallelus*; Clayen (1988) se aboca a algunos parámetros biológicos del bagre *Arius melanopus*; por último, Kobelkowsky (1991) señala que en el Estado de Veracruz, la Laguna Sontecomapan, desde el punto de vista de la ictiofauna, es una de las que cuenta con un número considerable de especies exclusivas y con el mayor número de especies dulceacuícolas.

A 25 años de haber sido colonizada la zona, la ocupación primordial de sus pobladores es la agricultura; ésto probablemente se debe a que sus habitantes provienen de los Estados de Michoacán y Oaxaca o quizá del norte del país, como lo menciona Menéndez (1976). Otra ocupación importante es la pesca, que se lleva a cabo tanto dentro del sistema como mar adentro y en menor grado está el turismo.

Finalmente, cabe destacar que no existen complejos petroquímicos ni industrias aledañas a la Laguna Sontecomapan, Ver.

MÉTODOS

Se realizaron 6 colectas en la Laguna Sontecomapan del mes de marzo de 1991 al mes de agosto de 1992, con el objeto de obtener muestras en diferentes épocas climáticas (secas y lluvias). La estación de colecta 1 se situó en la zona norte y la 10 en la zona sur de la laguna. Algunas de ellas se establecieron en zonas de descargas de arroyos y/o ríos (Fig.2). La localización de las estaciones de muestreo se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Ubicación de las estaciones de muestreo.

Estación	Localidad
1	Roca El Morro
2	Boca de la Laguna
3	Muelle de la Barra
4	Canal de El Real
5	Influencia Río La Palma
6	Influencia Arroyo de Los Pollo y Río el Sábalo
7	Suroeste de Punta Levisa
8	Influencia Arroyo De Basura
9	Estero El Fraile
10	Influencia Río Coscoapan y Arroyo Sontecomapan
11	Frente al Cocal

Se recolectaron muestras de sedimento en todas las colectas, ostiones y mejillones en 5, pasto marino y macroalgas en 2 y en las 3 últimas se incluyó agua. En el último mes además se colectaron núcleos testigo de sedimento (Fig. 3). En la Tabla 2 se aprecia la localización de dichas áreas.

Tabla 2. Ubicación de las zonas de colecta de los núcleos testigo de sedimento.

Núcleo	Localidad	Estaciones Aledañas
"A"	Punta Ostiones	8,9,10
"B"	Noroeste de Punta La Esperanza	6,7,11
"C"	Noroeste Canal de El Real	3,4,5

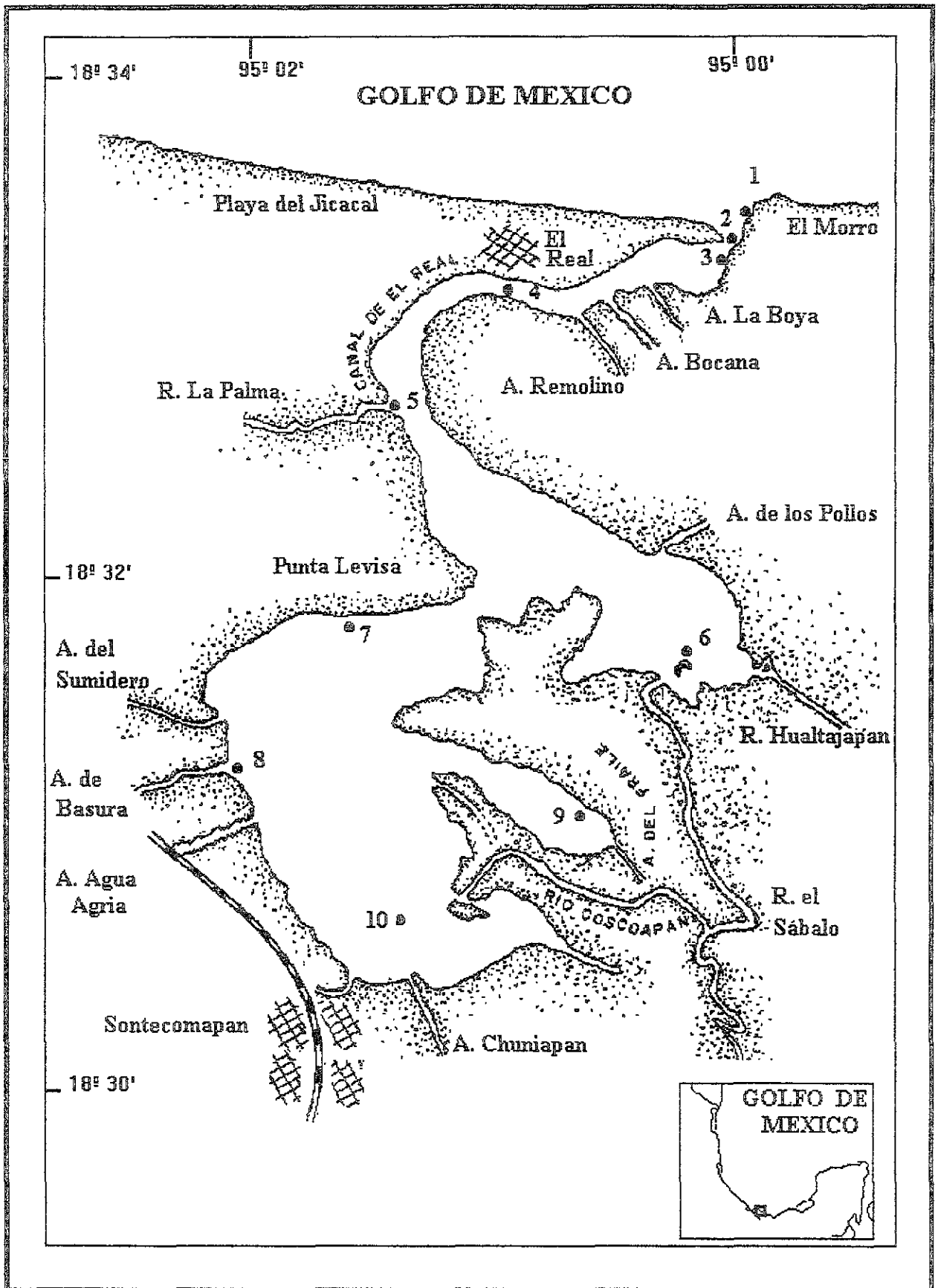


Fig. 2. Localización de las estaciones de muestreo en la Laguna Sontecomapan, Ver.

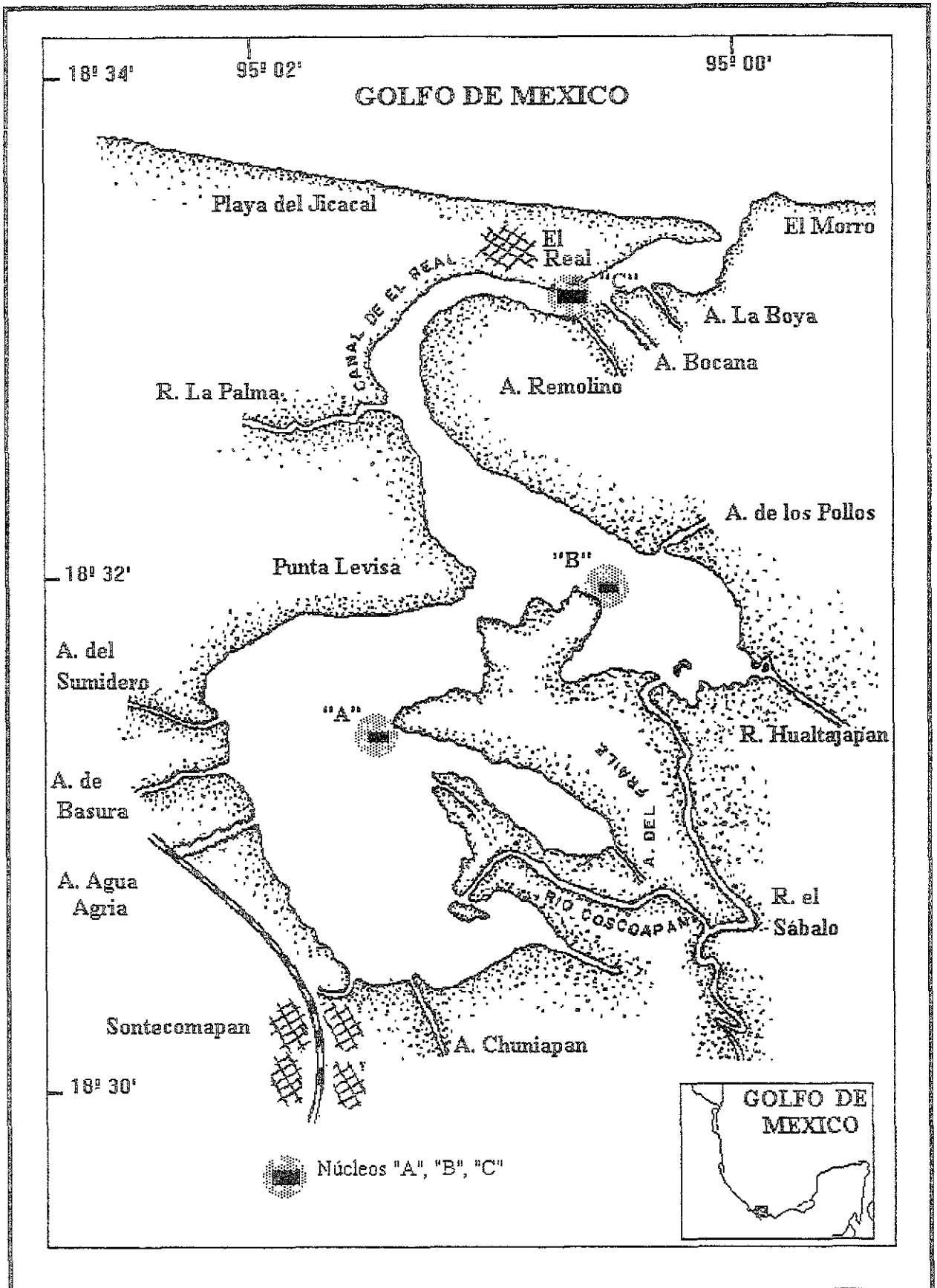


Fig. 3. Ubicación de los núcleos de sedimento en la Laguna Sontecomapan, Ver.

En cada uno de los períodos de muestreo se midió la temperatura del agua utilizando un termómetro de cubeta (precisión de 0.1 °C), la salinidad fue evaluada por medio del refractómetro "American Optical" (precisión de 0.5 o/oo) y el pH se determinó con el potenciómetro de campo "Conductronic" (exactitud de 0.1 unidades pH).

La determinación de los hidrocarburos fósiles se realizó en las siguientes especies:

PHYLUM MOLLUSCA

Clase Bivalvia

Familia Mytilidae

Brachidontes (Hormomya) exustus Linnaeus. (Mejillón)

Familia Ostreidae

Crassostrea virginica (Gmelin) (Ostión)

Crassostrea rhizophorae (Guilding) (Ostión)

PHYLUM RHODOPHYTA

Orden Ceramiales (Macroalgas rojas)

Familia Rhodomelaceae

Bostrychia pinnata Tanaka y M. Chihara.

Bostrychia moritziana (Sonder ex Kützing) J. Agardh.

PHYLUM CLOROPHYTA

Orden Ulotrichales (Macroalga verde)

Suborden Ulvinales

Familia Ulvaceae

Enteromorpha intestinalis (Linneo) Link.

ANGIOSPERMA

Ruppia maritima L.s.l. (Fanerógama acuática)

El hábitat de las especies seleccionadas se describe brevemente a continuación:

Brachidontes exustus: es una especie de mejillón que vive adherida al sustrato (raíces o tallos de *Rhizophora mangle* o sedimento adyacente) mediante un biso fibroso, algunas veces como competidor del ostión; su nutrición es filtrante y forma parte de la epifauna. Tolera salinidades de hasta 5 o/oo.

Crassostrea virginica: es un ostión que habita en aguas de mayor salinidad que *C. rhizophorae*, son organismos filtradores y forman parte de la fauna cementante.

C. rhizophorae: vive adherido a las raíces y tallos de mangle en aguas de mayor turbidez y menor salinidad que *C. virginica*. Son epifaunales de nutrición suspensívora.

Enteromorpha intestinalis: habita tanto en aguas salobres como marinas; crece sobre las rocas a nivel litoral; queda expuesta al sol durante la bajamar y a un fuerte oleaje durante la marea alta. Su presencia es indicadora de aportes de aguas residuales.

Bostrychia pinnata* y *B. moritziana: especie que se localiza en aguas salobres y que se encuentra asociada a las raíces de *Rhizophora mangle*.

COLECTA DEL MATERIAL

AGUA

En el campo se realizó la colecta y la extracción de hidrocarburos disueltos/dispersos, para lo cual se siguió la técnica de la Guía de Procedimientos y Operaciones para el Proyecto Experimental de Vigilancia de la Contaminación del Mar (UNESCO, 1976) que consiste en coleccionar 3.78 l de agua superficial (a unos 20 cm de profundidad). De la muestra se desecharon 100 ml de agua y se procedió a la extracción con hexano grado cromatográfico. El extracto se conservó en frascos de 125 ml color ámbar de borosilicato y se congelaron a -4°C hasta su posterior análisis en el laboratorio. Se incluyó un blanco para cada una de las muestras.

ORGANISMOS

Los moluscos (bivalvos) como el ostión (Fig. 4) y el mejillón (Fig. 5), las macroalgas (Fig. 6) y el pasto marino (Fig. 7) se coleccionaron manualmente. La muestra mínima de bivalvos fue de 20 especímenes medianos, en cuanto a las macroalgas y fanerógama acuática se requirió de 500 gr peso húmedo mínimo. Los organismos se envolvieron en papel aluminio y se colocaron en bolsas de plástico. Se congelaron a -4°C. En el laboratorio, a los bivalvos se les midió la concha con Vernier (largo y ancho) y los tejidos se colocaron en frascos de vidrio previamente lavados.

SEDIMENTOS

Las muestras se obtuvieron utilizando una draga van Veen de 6 l de capacidad, que proporciona sedimentos superficiales. La submuestra se colocó en frascos de vidrio y se congeló a -4°C. En el laboratorio, ésta se descongeló y los sedimentos se secaron en una estufa durante 48 hr, posteriormente se molieron y tamizaron en una malla de 0.250 mm. Esta fracción se utilizó tanto para la determinación de hidrocarburos como para la evaluación del porcentaje de carbono orgánico.

NÚCLEOS DE SEDIMENTO

Cada núcleo consistió de un tubo de PVC de 50 cm de largo por 5 cm de diámetro, tapados en ambos extremos con un tapón de goma. La colecta del sedimento de los núcleos se hizo manualmente y se congelaron a -4°C. En el laboratorio se procedió a

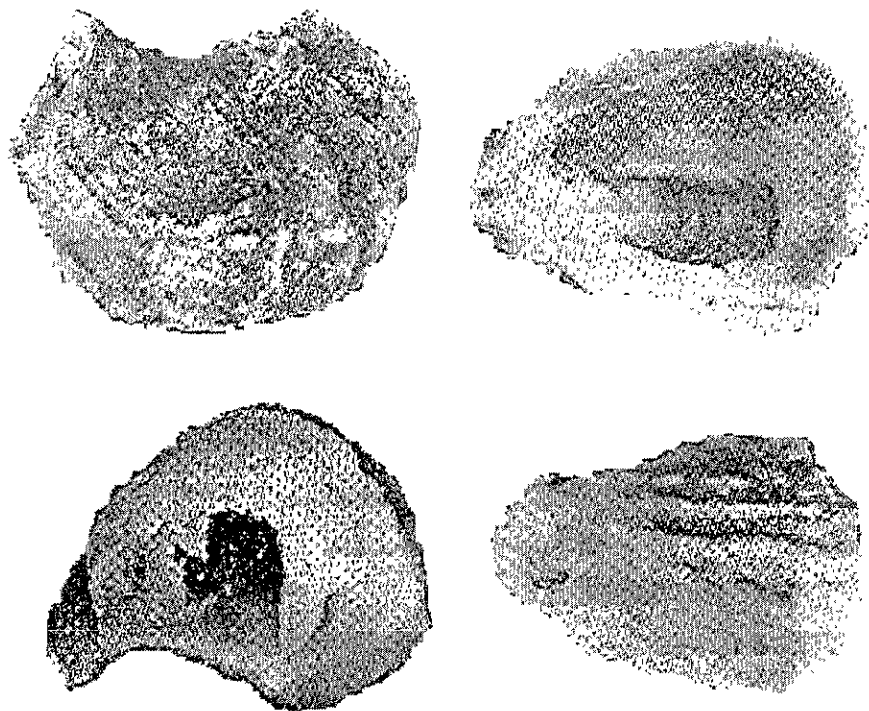


Fig. 4. *Crassostrea virginica*

y

Crassostrea rhizophorae

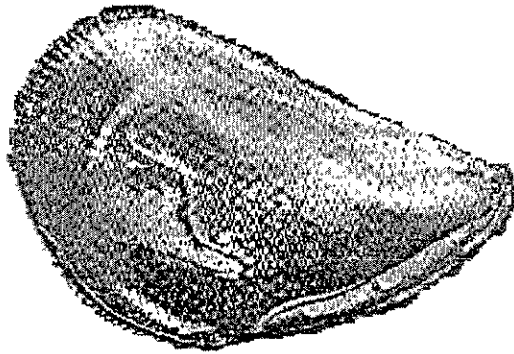
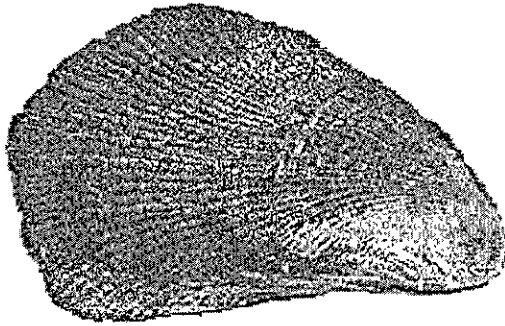


Fig. 5. *Brachidontes exustus*

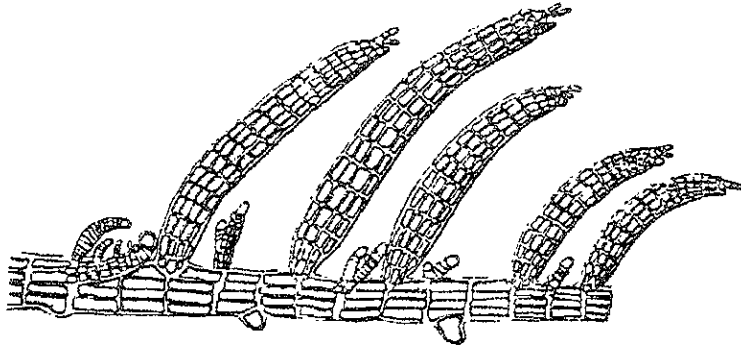


Fig. 6a. *Bostrychia pinnata*

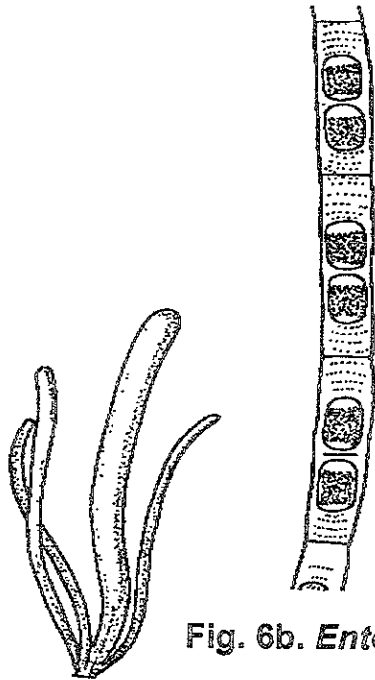


Fig. 6b. *Enteromorpha intestinalis*



Fig. 7. *Ruppia maritima*

separar cada una de las secciones con un "cortador en redondo" y se colocó el sedimento en frascos de vidrio debidamente marcados. Se tomaron placas de rayos "X" a cada uno de los núcleos para determinar el grado de compactación del sedimento.

MÉTODOS DE LABORATORIO

El método para la determinación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos se basó en lo propuesto por CARIPOL (1986) y de acuerdo con U.N.E.P. (1992), ya que conforme a los estudios de González (1990) ésta tiene un costo y tiempo de análisis menor que la propuesta por Botello (1978). Además de ser similar a la utilizada por Giam (1976) y que Awad (1981) menciona como muy eficiente.

ORGANISMOS: MOLUSCOS (BIVALVOS)

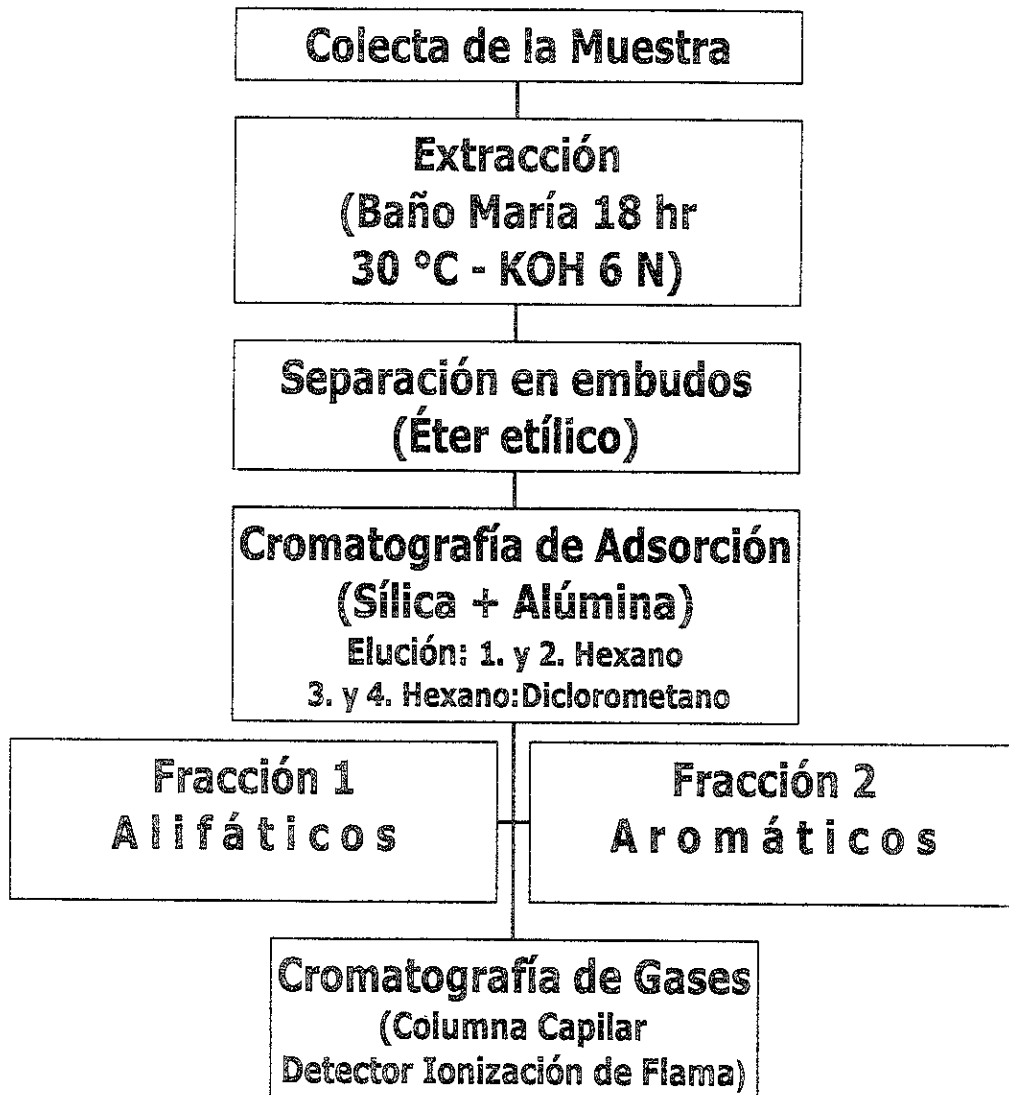
Se maceró una muestra de 20 bivalvos removidos de sus exoesqueletos. Se pesó una submuestra de 10 gr (peso húmedo) y se procedió a la extracción con KOH 6 N (Fig.8), en una bañó María durante 18 hr a 30 °C. En seguida en embudos de separación se continuó la extracción y separación con éter etílico.

La fracción etílica recuperada se procesó en un rotoevaporador hasta quedar 2 ml del extracto. A continuación se realizó la separación de las fracciones alifáticas y aromáticas mediante cromatografía de adsorción (de columna) con óxido de aluminio desactivado al 5% y gel de sílice desactivado al 3%. El procedimiento de elución se llevó a cabo en el siguiente orden: 20 ml de hexano para la obtención de la fracción alifática y luego 20 ml de hexano-diclorometano (9:1) más 40 ml de hexano-diclorometano (8:2) correspondiente a los hidrocarburos aromáticos. Cada una de las fracciones se rotoevaporó hasta que quedaron 2 ml, que se colocaron en viales y se llevaron a sequedad.

Tanto los lotes de muestras de sedimentos como de organismos incluyeron un blanco y una adición patrón antes de la extracción. La adición patrón para hidrocarburos alifáticos fue de Octacosano 200 µg/ml y en los hidrocarburos aromáticos se usó Fenantreno 200 µg/ml.

Fig. 8. ANÁLISIS DE HIDROCARBUROS FÓSILES EN ORGANISMOS

CARIPOL (1986), UNEP (1992).



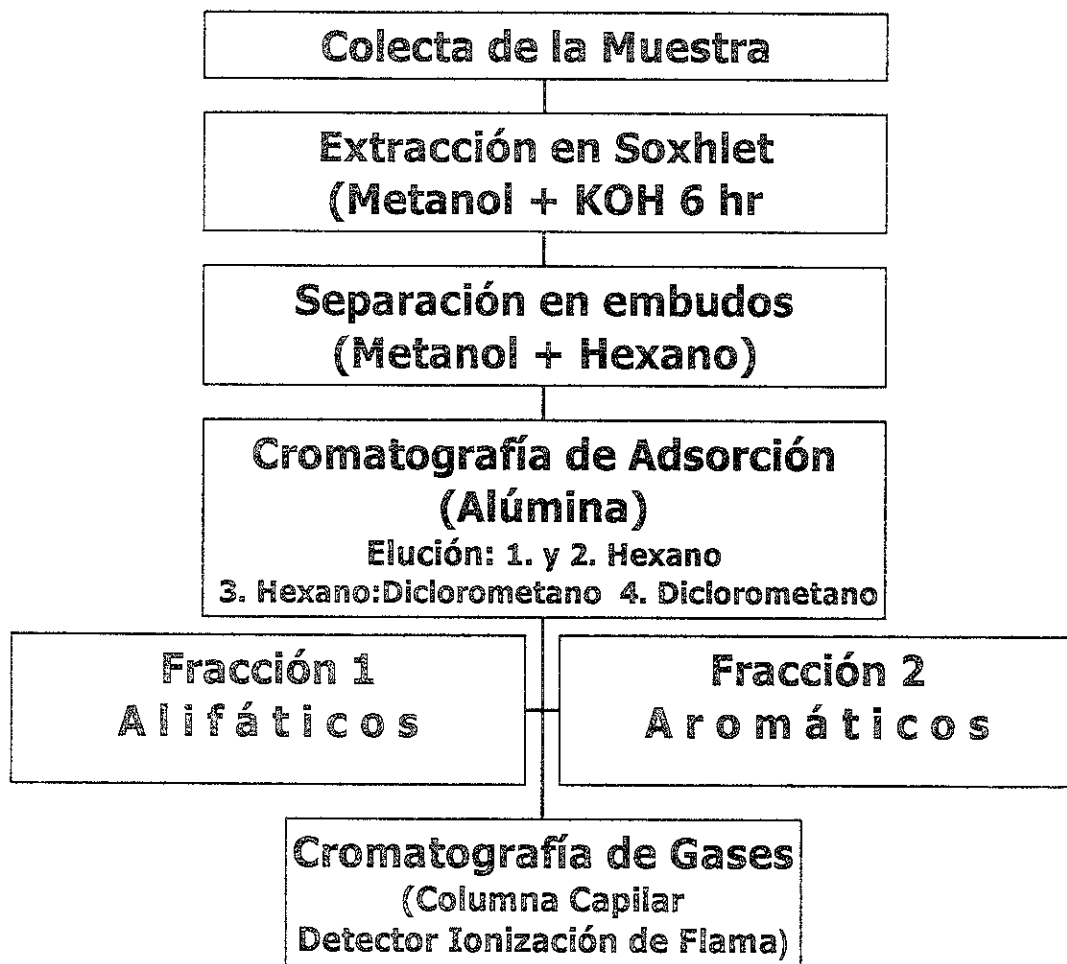
SEDIMENTOS Y VEGETACIÓN ACUÁTICA

Se pesó una submuestra de 10 gr (peso seco) de sedimento o en su caso de una macroalga o de la hidrófita sumergida y se llevó a cabo la extracción con 100 ml de metanol y KOH en Soxhlet durante 6 horas (Fig.9). Posteriormente se extrajo la fase orgánica en embudos de separación con hexano y lo obtenido se procesó en un rotoevaporador hasta que quedaron 2 ml del extracto.

Posteriormente se procedió a la separación de las fases alifáticas y aromáticas mediante cromatografía de adsorción con alúmina desactivada al 5% y se eluyó de la siguiente forma: 6 ml de hexano, posteriormente otros 6 ml de hexano con lo cual se recuperó la fracción de alifáticos; en seguida se añadieron 6 ml de hexano-diclorometano (7:3) y por último 6 ml de diclorometano para la recuperación de los hidrocarburos aromáticos. Cada una de dichas fracciones se rotoevaporó hasta quedar 2 ml, se pasaron a vial y se llevaron a sequedad.

Fig. 9. ANÁLISIS DE HIDROCARBUROS FÓSILES EN SEDIMENTOS

CARIPOL (1986), UNEP (1992).



ANÁLISIS POR CROMATOGRAFÍA DE GASES

La cuantificación de la fracción aromática y alifática se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases Hewlett Packard modelo 5890 equipado con columna capilar 30 m x 0.25 mm D.I. x 0.52 μm de grosor de capa de sílice fundido, fenil metil silicona 5% con detector de ionización de flama (programa de temperatura 60-300 °C a 6 °C/min). Se usó como gas acarreador el nitrógeno.

Para los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), se empleó una mezcla con estándares conocidos de "SUPELCO", Catálogo #4-8743 en concentraciones variables. Los HAP analizados incluyeron: *Naftaleno*, *Acenaftileno*, *Acenafteno*, *Fluoreno*, *Fenantreno*, *Antraceno*, *Fluoranteno*, *Pireno*, *Benzo(a)antraceno*, *Criseno*, *Benzo(b)fluoranteno*, *Benzo(k)fluoranteno*, *Benzo(a)pireno*, *Benzo(ghi)perileno* e *Indeno(1,2,3-c,d)pireno*. Asimismo, para los hidrocarburos alifáticos (HA), se usó una mezcla con estándares conocidos de Chemical Service en concentraciones variables. Los HA analizados incluyeron: C₉, C₁₀, C₁₁, C₁₂, C₁₃, C₁₄, C₁₅, C₁₆, C₁₇, C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₃, C₂₄, C₂₅, C₂₈, C₃₀, C₃₂.

El límite de detección para los compuestos aromáticos para sedimentos y tejidos fue de 0.01 $\mu\text{g/g}$. En la Tabla 3 se presentan las condiciones empleadas en el cromatógrafo de gases.

Tabla 3. Condiciones de operación del C.G.

Gas acarreador	Nitrógeno 99% pureza 1 ml/min
Gas auxiliar	Nitrógeno 99% pureza 30 ml/min
Gases para detector	Aire 300 ml/min e Hidrógeno 30 ml/min
Temperatura del inyector	280°C
Temperatura del detector	300°C
Programa de temperatura Inicial	60°C
Tiempo inicial	0.5 min
Rampa	6°C/min
Temperatura final	300°C
Tiempo final	22min

ANÁLISIS ESPECTROFLUOROMÉTRICO PARA HIDROCARBUROS DISUELTOS

En un espectrofluorómetro Perkin-Elmer LS-3B se preparó una curva de calibración añadiendo con una microjeringa de 100 μ l, volúmenes exactos de la disolución patrón de Criseno a una cubeta de fluorescencia que contenía 2 ml de hexano grado cromatográfico, anotando la intensidad de la emisión después de cada adición. Se calculó la línea recta de mejor ajuste usando el método de mínimos cuadrados, una vez que se restó a todos los puntos la emisión de un blanco de hexano puro.

Respecto a las condiciones de operación del espectrofluorómetro se tiene que la longitud de onda de excitación fue de 310 nm en tanto que la longitud de onda de emisión fue de 365 nm. El límite de detección para hidrocarburos aromáticos totales en agua fue de 0.05 μ g/l.

Por último, se agregó una alícuota de la muestra reconstituida a una cubeta de fluorescencia con 2 ml de hexano y se efectuó la lectura.

Toda la cristalería se lavó con Extrán, se enjuagó con agua corriente, agua destilada y luego con acetona; se secó en una estufa a 100°C durante 12 hr y por último se enjuagó con hexano. Por otra parte, la alúmina, sílica, sulfato de sodio anhidro y la lana de vidrio, se purificaron con hexano en el Soxhlet durante 4 hr.

CARBONO ORGÁNICO EN SEDIMENTOS

Respecto a la determinación de la materia orgánica, se evaluó el porcentaje del carbono orgánico mediante la técnica propuesta por Gaudette *et al.*, (1974) que consiste en la titulación del exceso de dicromato de potasio con sulfato ferroso amoniacal.

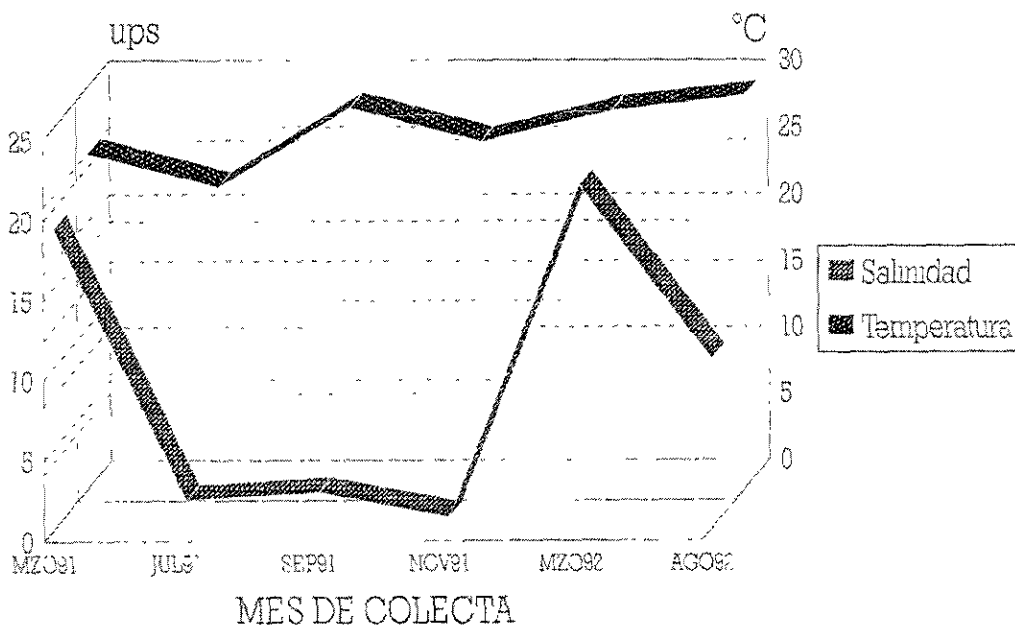
Se eligió esta técnica debido a que es la indicada para sedimentos limo-arcillosos y arenosos y a que es altamente eficiente y permanece vigente, como lo demuestran los trabajos de Botello y González (1994), Abu-Hilal y Kordagui (1994), Guzzella y De Paolis (1994) y El Sammak (1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CONDICIONES AMBIENTALES DE LA LAGUNA

La Laguna Sontecomapan se puede clasificar como mixohalina (5.84 ups), contando con los valores promedio mayores (13.94 ups) en la zona norte, la cual tiene conexión con el mar por medio de un canal de aproximadamente 4 m de ancho; a la zona sur correspondieron los valores promedio menores (2.68 ups), resultado de la importancia de los aportes fluviales (Fig. 10).

FIG 10. SALINIDAD Y TEMPERATURA PROMEDIO EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



Ciclo 1991-1992

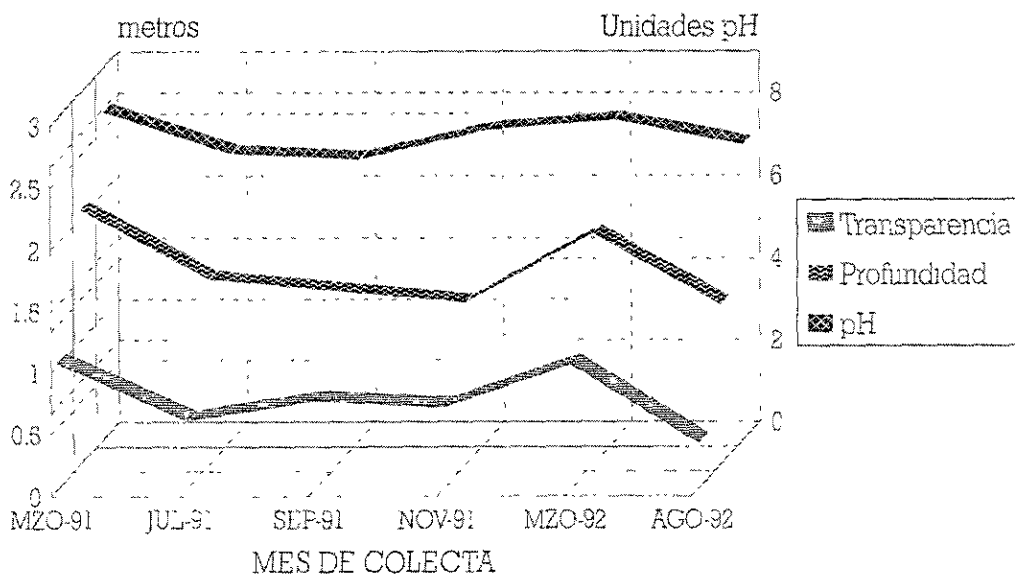
La temperatura media del agua (27.1°C) evidenció una estrecha relación con la temperatura ambiente (26.9°C), probablemente por lo somero del estuario (Fig.10). La profundidad promedio fue de 1.67 m, con una transparencia de 0.68 m respectivamente.

En relación al pH (7.4), se encontró similitud tanto a lo largo del sistema como durante las distintas épocas del año (Fig.11).

En cuanto a la temperatura del agua, en la Figura 10 también se aprecia que los meses de septiembre de 1991 y agosto de 1992 se obtuvieron los mayores promedios con 28.5 °C y 29.47 °C, mientras que la menor temperatura media fue en julio de 1991 con 22.55 °C. Las salinidades promedio más altas se registraron tanto para marzo de 1991 como de 1992 (15.71 y 16 ups) y las más bajas en julio y noviembre de 1991 con 0.95 y 0.7 ups respectivamente.

Asimismo, la profundidad promedio se presentó en marzo de 1991 (2.07 m), siguiéndoles julio del mismo año con 2 m; los valores menores se tuvieron en noviembre también de 1991 (1.18 m); asociado a lo anterior, se tiene a la transparencia del agua que fue mayor en época de secas (marzo 1991 y 1992) con 1.04 y 1.0 m (Fig. 11).

FIG 11. PROFUNDIDAD, TRANSPARENCIA Y pH PROMEDIO EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN



Ciclo 1991-1992

Ahora bien, en lo concerniente al contenido de carbono orgánico (C.O.), el promedio mayor correspondió a septiembre de 1991 (1.88%) en tanto que en agosto se determinó el menor (1.13%). El mayor porcentaje de C.O. se detectó en la estación 10 (4.16%) y el menor en la estación 2 (0.11%), de igual forma, los promedios por estación de colecta mostraron el mismo comportamiento, ya que la 2 tuvo sólo 0.18% y la 10 hasta un promedio de C.O. de 3.15% (Anexo A).

Tabla 4. Parámetros hidrológicos promedio de la Laguna Sontecomapan (Período 1974 a 1992).

Autor	Fecha	Profundidad m	Transparencia m	Salinidad ups	Temperatura del agua °C	pH	C.O. %	O ₂ mg/l
Menéndez	1974-75	1.5		6.54				
González	1974-75	1.5		5.97				
Reséndez	1975-76	2.		5.83	24			
Winfield	1982-83	1.5	0.68	11.70	24		1.6	5.5
Castro	1983-84	1.4	0.68	6.38	24			7.8
Martínez	1984			6.30	26			
Vilchis	1985	2.4	0.89	7.60	27	7.5		4.7
Calva*	1991-92	1.7	0.68	5.84	27	7.4	1.5	

*Este estudio.

Por otra parte, de la comparación entre los trabajos realizados por González (1976), Menéndez (1976), Resendez (1983), Castro (1986), Winfield (1987) y Suchil (1990) con el presente estudio, en la Tabla 4 se puede concluir que la Laguna Sontecomapan, durante 18 años, se mantuvo relativamente sin cambios significativos en cuanto a sus parámetros hidrológicos.

Respecto al tipo de sedimento que se analizó en la Laguna Sontecomapan, en la Tabla 5 se muestran los resultados obtenidos por González *et al.*, (1994), debido a que las muestras utilizadas por los autores proceden de los mismos muestreos efectuados en este estudio. De ello, en general se deduce que el sedimento predominante en la porción

norte de la laguna fue el arenosos, mientras que la zona centro y sur del sistema está constituida por arcillas y limos.

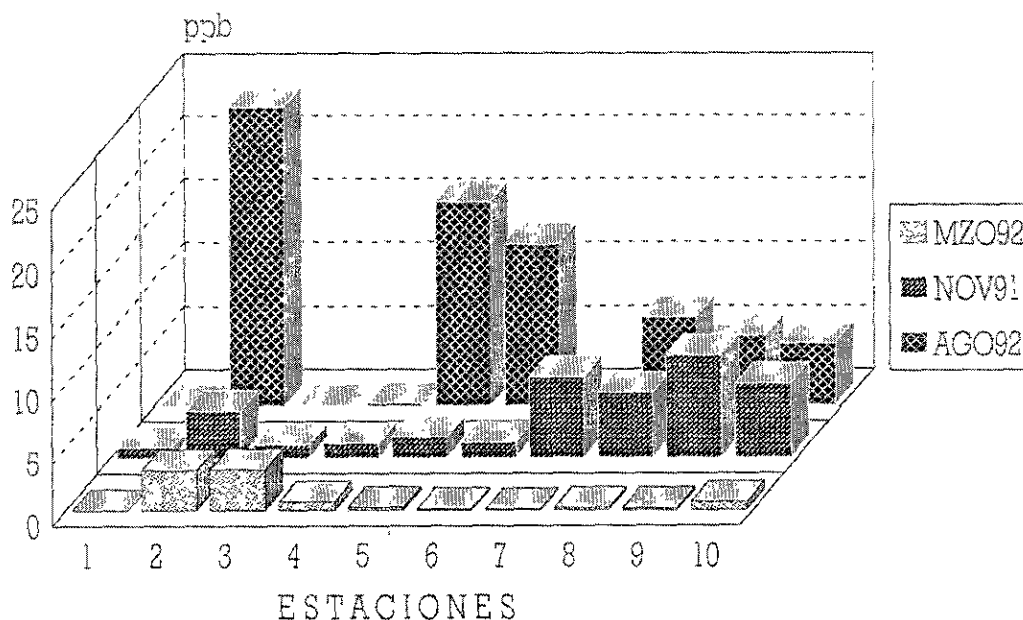
Tabla 5. Granulometría de los sedimentos en la Laguna Sontecomapan (González *et al.*, 1994).

Estaciones de Colecta	Grava (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
2	0.07	99.43	0.11	0.39
4	2.68	90.16	3.97	3.19
5	7.27	84.23	1.72	6.78
6	0.89	59.11	18.70	21.30
7	13.50	71.57	4.75	10.18
8	1.81	11.70	42.56	43.93
9	0.36	9.92	21.99	67.73
10	0.28	15.31	34.03	50.38

HIDROCARBUROS DISUELTOS

De la resolución de los niveles de hidrocarburos fósiles disueltos (HCD) determinados por espectrofluorimetría, el mes que presentó las concentraciones más elevadas fue agosto de 1992 con un promedio de 8.78 ng/l (<0.01-23,58), en segundo lugar estuvo el mes de noviembre de 1991 con 3.53 ng/l (0.85-8.15) y por último el mes de marzo de 1992 con 0.93 ng/l (0.08-3.22) (Fig. 12).

FIG.12. NIVELES DE HIDROCARBUROS FOSILES DISUELTOS EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN.

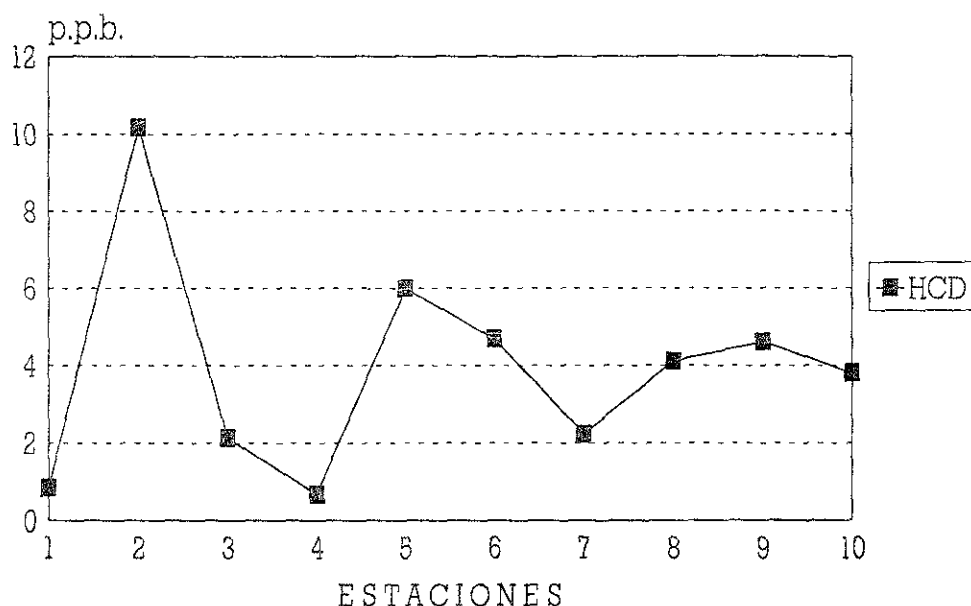


En cuanto a su distribución, las mayores concentraciones promedio de HCD se localizaron en la estación 2, ubicada en la boca de la laguna con 10.17 ng/l (3.18 - 23.58 ng/l) y la 5 en la desembocadura del río La Palma con 5.99 ng/l (0.22 - 16.07). La estación en la que se observan las menores concentraciones fue la 1 (0.85 ng/l) y la 4 (0.67 ng/l) (Fig. 13).

Los HAP tienen baja solubilidad y son fuertemente lipofílicos, además de que su solubilidad disminuye al incrementarse su peso molecular (Mackay *et al.*, 1992; Connel, 1984). Además, se observa que al aumentar el número de anillos bencénicos en los HAP

éstos tienden a permanecer durante más tiempo en los sedimentos y los factores de bioconcentración se incrementan de igual forma (Mackay *et al.*, 1992).

FIG 13. NIVELES PROMEDIO DE HIDROCARBUROS DISUELTOS EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN.

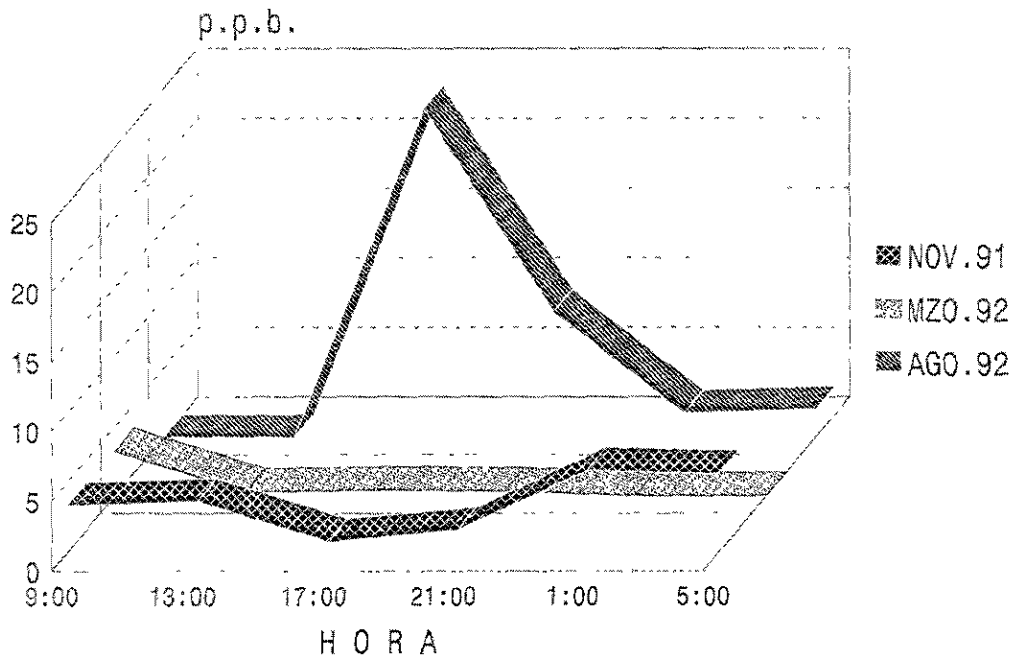


En relación con los resultados de HCD que arrojó el ciclo de 24 hr. (Fig.14) fue nuevamente el mes de marzo de 1992 el que mostró las concentraciones más bajas con 1.05 ng/l, después noviembre de 1991 (3.56 ng/l) y por último, agosto de 1992 (11.43 ng/l). Las concentraciones inferiores del mes de marzo de 1992 coincidieron con la presencia de un "Norte".

A grandes rasgos, en estos 3 ciclos efectuados se percibe que de las 9:00 a las 21:00 hr se produjo un descenso en las concentraciones (de 3.47 a 0.33 ng/l). En cambio, durante la noche (de 21:00 a 5:00 hr) en noviembre de 1991 las concentraciones aumentaron de 1.69 a 5.7 ng/l, no así para marzo de 1992, donde los valores oscilaron de 3.18 a <0.01 ng/l de 9:45 a 5:45 hr.(Anexo A).

Esto nos lleva a considerar que los resultados de HCD son puntuales, a diferencia de los sedimentos que proporcionan datos de la contaminación a través del tiempo. Aunado a que existe una estrecha relación entre las mareas, corrientes e influencia pluvial y los HCD, porque el sistema lagunar es somero.

FIG.14. HIDROCARBUROS DISUELTOS - CICLOS 24 Hr EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN



Duursma y Dawson (1981) refieren que en las áreas marinas la mayoría de los valores obtenidos para HCD están dentro del intervalo de 1 a 50 $\mu\text{g/l}$ con excepción de las zonas costeras o contaminadas.

El promedio general de HCD para el Golfo de México es de 11 ng/l , para el Caribe de 15 ng/l y se toma como límite permisible 10 ng/l de acuerdo con Botello (1992). Por lo tanto, respecto a HCD la Laguna Sontecomapan no sobrepasa esta norma ya que el promedio por estación de colecta fue de 4.22 ng/l y el promedio mensual estuvo entre 0.93 y 8.78 ng/l ; y en general, los niveles fueron más bajos que en otros sistemas costeros y/o lagunares.

Como menciona Corbin (1993), aunque para la determinación de HCD por espectrofluorometría se usa como estándar el *Criseno*, (por ejemplo para fines de intercomparación dentro del programa CARIPOL), no representa la cantidad total de hidrocarburos, debido a que la intensidad de fluorescencia puede variar significativamente dependiendo de los compuestos aromáticos exhibidos en la mezcla a cuantificar. No obstante, Badawy y Al-Harthy (1991), utilizan la espectrofluorometría para la determinación de HCD e incluso para analizar hidrocarburos en sedimentos y ostiones.

HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS

SEDIMENTOS SUPERFICIALES

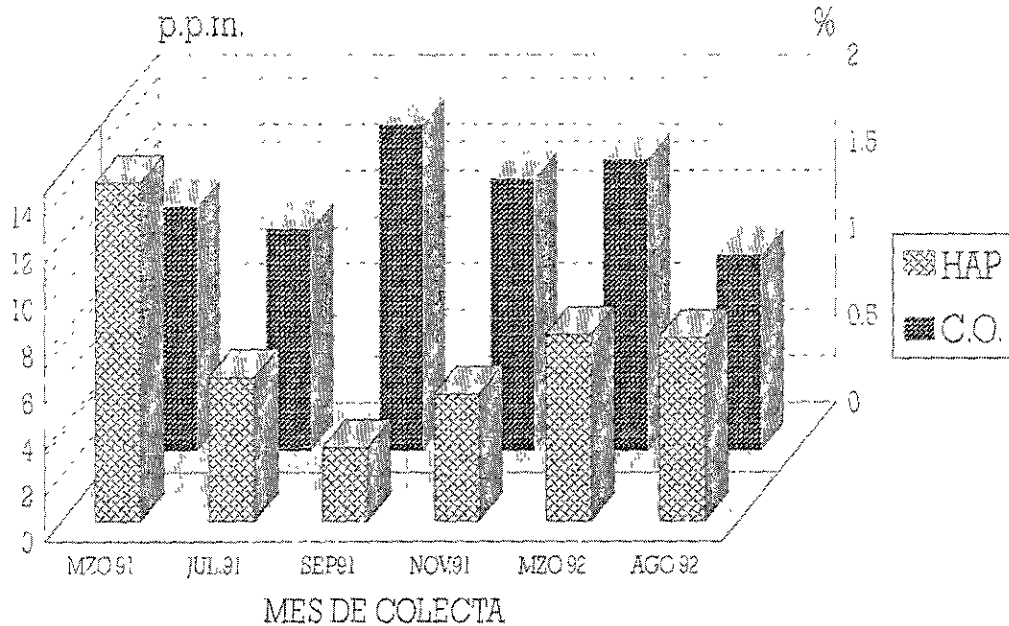
Los niveles promedio de HAP promedio presentes en los sedimentos de la Laguna Sontecomapan durante el ciclo 1991-1992 se detallan en la Tabla 6, donde se aprecia que en el mes de marzo de 1991 se presentaron las concentraciones más elevadas con un promedio de 14.56 $\mu\text{g/g}$ (0.14-13.98), en seguida el mes de marzo de 1992 con 8.01 $\mu\text{g/g}$ (<0.01- 10.1) y agosto del mismo año con 7.86 $\mu\text{g/g}$ (0.55-12.49). El mayor porcentaje de carbono orgánico se registró en el mes de septiembre de 1991 con un promedio de 1.88% (0.36 -4.16%), mientras que el promedio más bajo se registró en agosto de 1992 con 1.13%. En septiembre (de 1991) se detectaron las menores concentraciones de HAP con un promedio de 3.17 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-5.7 $\mu\text{g/g}$) coincidiendo con uno de los menores contenidos de carbono orgánico que fue de 1.28% (Fig. 15).

A continuación se enlistan los HAP considerados como contaminantes prioritarios (Coakley *et al.*, 1993), los cuales se determinaron en el presente estudio y que ayudará a la interpretación de las figuras que se incluyen:

<u>Compuesto</u>	<u>Nombre</u>
1	<i>Naftaleno</i>
2	<i>Acenaftileno</i>
3	<i>Acenafteno</i>
4	<i>Fluoreno</i>
5	<i>Fenantreno</i>
6	<i>Antraceno</i>
7	<i>Fluoranteno</i>
8	<i>Pireno</i>
9	<i>Benzo(a)antraceno</i>
10	<i>Criseno</i>
11	<i>Benzo(b)fluoranteno</i>
12	<i>Benzo(k)fluoranteno</i>
13	<i>Benzo(a)pireno</i>
14	<i>Indeno(1,2,3-c,d)pireno</i>
15	<i>Benzo(ghi)perileno</i>

Los resultados en los dos muestreos efectuados en la época de secas mostraron los valores más elevados de HAP y hubo un descenso de 22 al 31% para los meses de otoño; similar a lo reportado por Bianchi *et al.*, (1989) quienes encontraron que en la época invernal éstos disminuyeron en un 25 a 30%.

FIG.15. NIVELES DE HAP Y CARBONO ORGANICO PROMEDIOS EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



CICLO 1991 - 1992.

En cuanto a los HAP totales identificados en los sedimentos durante 1991-1992, en orden decreciente se registró lo siguiente: *Criseno* (77.58 $\mu\text{g/g}$), *Benzo(a)antraceno* (17.15 $\mu\text{g/g}$), *Benzo(b)fluoranteno* (10.48 $\mu\text{g/g}$), *Benzo(k)fluoranteno* (8.15 $\mu\text{g/g}$) y *Pireno* (7.43 $\mu\text{g/g}$) respectivamente. El mes de marzo de 1991 contó con la mayor concentración promedio de *Criseno* 5.53 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-12.06) y de *Benzo(a)antraceno* 1.79 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-5.43) no obstante, para el mes de marzo de 1992 la concentración promedio de *Criseno* disminuyó a 1.13 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-2.12) y la de *Benzo(a)antraceno* también, a niveles de 1.53 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-2.98); sin embargo, el *Benzo(b)fluoranteno* permaneció constante en ambos meses 1.31 $\mu\text{g/g}$ (0.3-2.73) (Tabla 6).

Tabla 6. Distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos promedio en sedimentos de la Laguna Sontecomapan.

Compuestos ($\mu\text{g/g}$)	Mzo.91	Jul.91	Sep.91	Nov.91	Mzo.92	Ago.92
<i>Naftaleno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenaftileno</i>	0.95	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	0.54	<0.01	<0.01	<0.01	0.50	<0.01
<i>Fenantreno</i>	0.52	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01
<i>Antraceno</i>	0.86	0.58	0.07	0.33	0.68	<0.01
<i>Fluoranteno</i>	0.56	0.32	0.05	0.09	0.74	0.27
<i>Pireno</i>	0.31	0.50	0.02	0.28	0.66	0.25
<i>Benzo(a)antraceno</i>	1.79	0.67	<0.01	0.26	1.53	0.31
<i>Criseno</i>	5.53	2.56	1.94	3.65	1.13	5.02
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	1.31	<0.01	0.22	0.36	1.31	0.60
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	1.28	<0.01	0.66	0.45	0.84	0.67
<i>Benzo(a)pireno</i>	0.91	1.55	0.21	<0.01	0.62	0.74
<i>Indeno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
[Total]	14.56	6.18	3.17	5.46	8.01	7.86

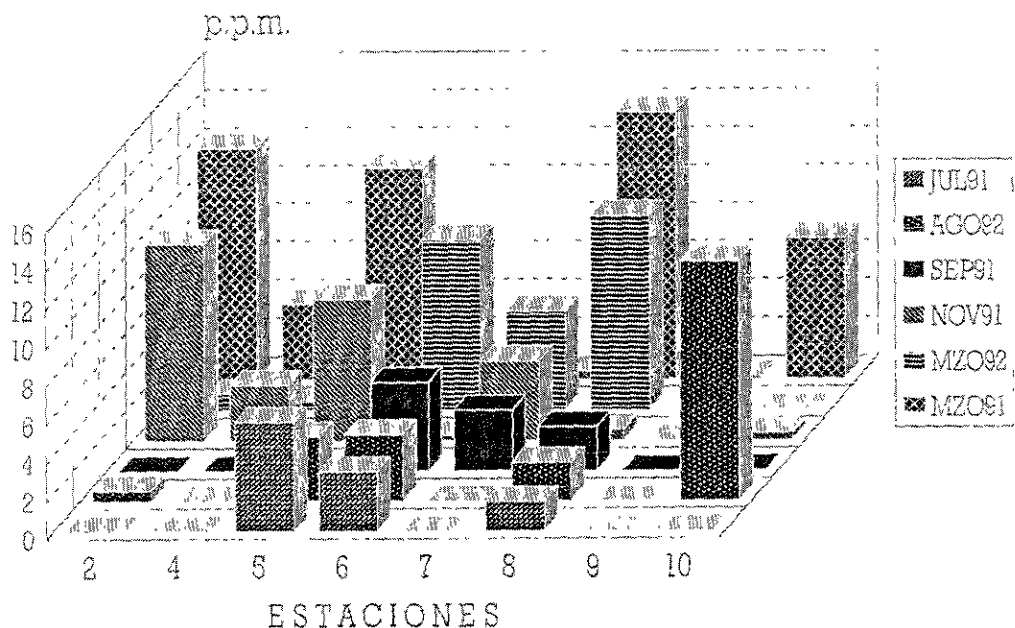
Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$

Las estaciones en las que se tuvieron las concentraciones totales de HAP más elevadas, fueron la E-8 (0.69-13.98 $\mu\text{g/g}$) ubicada en la desembocadura de los arroyos de Agua Agria, De Basura, y Del Sumidero. La estación E-5 (<0.01-11.01 $\mu\text{g/g}$) con influencia de las descargas del río La Palma, la E-2 (<0.01-12.06 $\mu\text{g/g}$) cercana a la boca de la laguna y la E-6 (0.66-8.83 $\mu\text{g/g}$) localizada en el estero El Cacahuatle que recibe aportes de los ríos Los Pollos, Hualtájan y El Sábalo. La estación en la que se registraron las concentraciones menores de HAP fue la E-9 en el estero El Fraile (<0.01-0.14), dicha área únicamente recibe el aporte del arroyo Del Fraile, que es exiguo (Fig 16).

Al sistema lagunar están entrando HAP provenientes de la costa, ya que en el Golfo de México se encuentran plataformas de PEMEX (Petróleos Mexicanos) y se presenta un constante tráfico de buques. Esto nos indica que existe aporte de HAP tanto de las descargas de arroyos y ríos que desembocan en el sistema lagunar así como de la boca que está en conexión con el mar; lo cual se confirmó ya que en esta zona se encontraron valores promedio significativos de hidrocarburos disueltos/dispersos (3.18 - 23.58 ng/l) (Fig. 12) y en marzo de 1991 se constató la presencia de alquitrán a lo largo de la playa

en la barra de la laguna. Las breas y alquitranes no son degradados rápidamente debido a su naturaleza inerte y baja densidad, además pueden ser transportadas a grandes distancias (Libes, 1992).

FIG 16. NIVELES DE HAP TOTALES EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



CICLO 1991 - 1992.

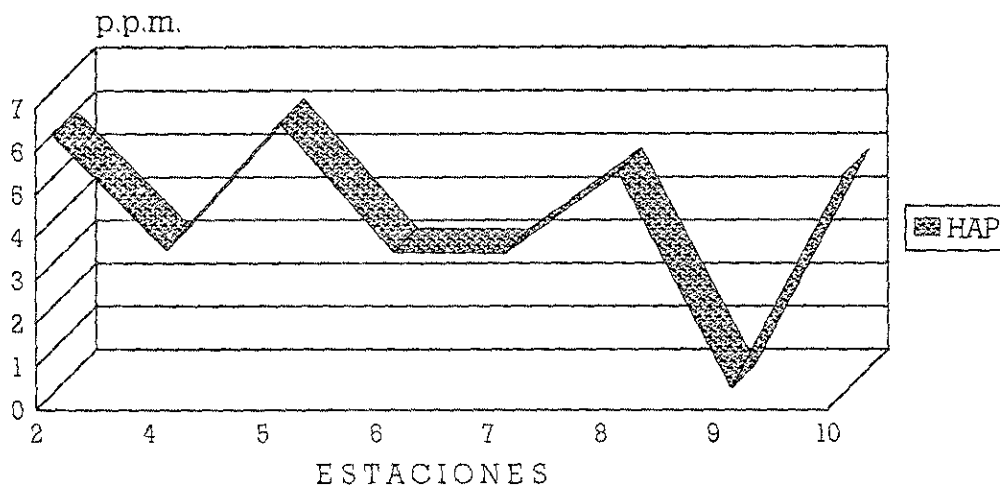
En la Fig. 17 se advierte que las concentraciones de HAP en la Laguna Sontecomapan no decrecen del área influenciada por ríos hacia la zona marina, a diferencia de lo reportado por Readman *et al.*, (1982, 1986) y Lipiatou y Saliot (1991). De igual forma, tampoco se concuerda con Martel *et al.*, (1986) en relación a que las concentraciones de HAP se incrementan hacia la boca del estuario.

Connel (1993) remarca la importancia de que los hidrocarburos fósiles son rápidamente adsorbidos en la materia particulada, por lo tanto lo son hacia los sedimentos del fondo. Steinhauer y Boehm (1992), observaron que el tamaño de grano de los sedimentos afecta

profundamente la distribución de los HAP, ya que en los sedimentos limosos y/o arcillosos las concentraciones son mayores en relación a los sedimentos arenosos. En este sentido, al emplear los datos de tamaño de grano de los sedimentos reportados por González *et al.*, (1994) (Tabla 5) y los valores de HAP del presente estudio, [grava ($r=0.08$, $p=0.02$); arena ($r=0.22$, $p=0.14$); limo ($r=-0.20$, $p=0.19$) y arcilla ($r=-0.33$, $p=0.06$)], no se encontraron correlaciones significativas en el sistema de Sontecomapan.

De acuerdo con la correlación entre el porcentaje de carbono orgánico (C.O. %) (Anexo A) y la fracción fina de los sedimentos, los resultados indicaron que esta correlación fue significativa (limo $r=0.90$, $p=0.02$ y arcilla $r=0.91$, $p=0.13$), mientras que para las fracciones gruesas las correlaciones fueron negativas (arena $r=-0.49$, $p=0.005$; grava $r=-0.93$, $p=0.00003$); el contenido de C.O. decreció conforme se incrementó el tamaño de grano. Esto demuestra que efectivamente existió una correlación entre el contenido de C.O. y el tamaño de grano del sedimento. Al realizar la misma prueba se obtuvo que no existía correspondencia entre el C.O. y la concentración de HAP, ni entre éstos y el tamaño de grano.

FIG. 17. DISTRIBUCION DE HAP PROMEDIO EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



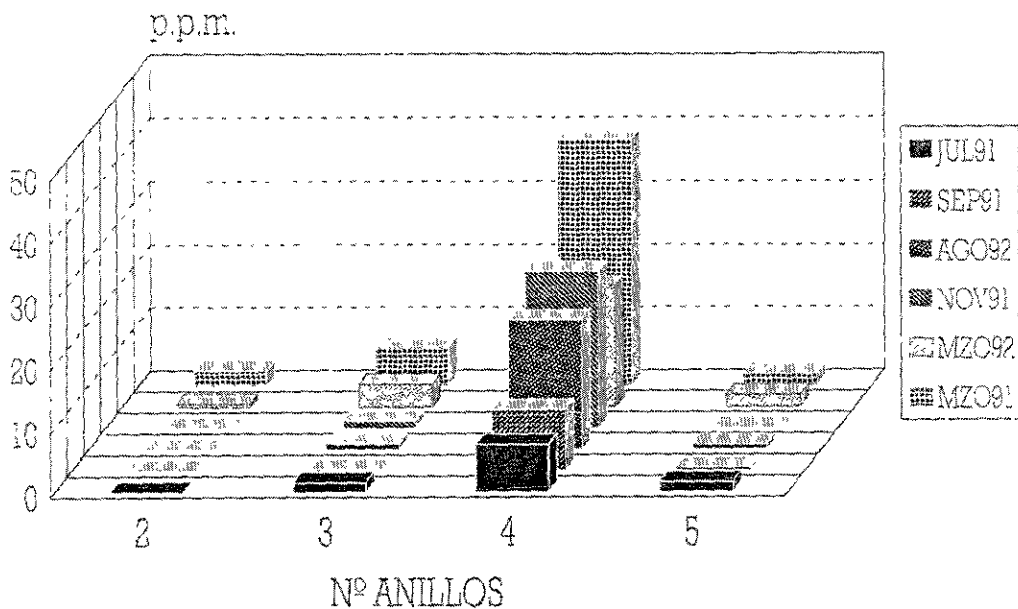
Los resultados presentes contradicen la teoría de sorción, ésta se basa en la afinidad de los HAP hacia los materiales con alto contenido de carbono orgánico así como con la arcilla y el limo. Algo similar en cuanto a la no/afinidad ha sido observado para sedimentos marinos (Johnson *et al.*, 1985 y Readman *et al.*, 1986) y en partículas suspendidas estuarinas (Readman *et al.*, 1984, Herrman y Thomas, 1984; Roux y Garrigues, 1991; Coakley *et al.*, 1993). Por lo tanto, los patrones de distribución podrían estar más relacionados directamente a los aportes antropogénicos que al tipo de sedimento presente. Lo cual estaría coincidiendo con lo reportado por Coakley *et al.*, (1993) y Raoux y Garrigues (1991, 1992). Por su parte, Al-Ghadban *et al.*, (1994) concluyó no correlación entre limo y arcilla con el C.O. así como no correlación entre hidrocarburos del petróleo totales y el C.O.

En la Fig. 18 se indican los resultados obtenidos en relación al número de anillos bencénicos de los que consta cada uno de los HAP, y se observa el predominio de compuestos formados por 4 anillos tanto en 1991 como en 1992. A marzo corresponde la concentración mayor con 39.1 µg/g, y al mes de julio la menor con 7.44 µg/g respectivamente. Sin embargo, hay que considerar que existen más compuestos formados por 4 anillos bencénicos dentro de los que se determinan en el presente estudio y que sus pesos moleculares son más elevados que los correspondientes a compuestos de 2 y 3 anillos, siendo más volátiles.

Mackay *et al.*, (1992) cita por ejemplo, que los compuestos de 2 anillos tienen una mayor solubilidad en el agua que va de 2.23 mg/l para el *Fluoreno* a 30.6 mg/l para el *Naftaleno*. Asimismo, los HAP de 2 y 3 anillos bencénicos son altamente tóxicos para los organismos, pero no son carcinogénicos, y los HAP de 4 a 7 anillos son menos tóxicos; pese a ello, se ha demostrado que varios de ellos producen efectos teratogénicos, carcinogénicos y mutagénicos en una amplia variedad de organismos acuáticos, Kennish (1992). Entre éstos está el *Benzo(a)pireno* constituido por 5 anillos bencénicos que es considerado como potencialmente cancerígeno en humanos, (Neff, 1979; Martel *et al.*, (1986); Kennish, 1992; Guzzella y De Paolis, 1994).

En el caso del sistema estudiado, el *Benzo(a)pireno* está presente en una concentración total de 1.55 µg/g exclusivamente en la estación 8, en el mes de julio de 1991 (Tabla 6).

FIG. 18. NIVELES DE HAP POR ANILLOS BENCENICOS EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



Ciclo 1991-1992

Respecto al mencionado compuesto Mackay *et al.*, (1992), reportan que tiene una vida media en la superficie del agua de 0.54 hr a 3 días y que en el sedimento puede permanecer hasta 8.2 años; en cuanto a la biota, la vida media del compuesto varía, dependiendo del organismo del que se trate. No obstante, Kennish (1992), señala que aunque los contaminantes queden atrapados en los sedimentos, puede producirse resuspensión de éstos, lo que resulta en la disolución de hidrocarburos en la columna de agua.

Algunos de los aportes de HAP a los estuarios incluye efluentes industriales y desagües municipales, derrames de petróleo, quema de combustibles fósiles e incendios forestales y de arbustos. Las descargas directas, urbanas y de agricultura liberan cantidades substanciales de HAP al ambiente acuático. También éstos están asociados con aportes urbanos provenientes de las actividades de pavimentación y asfaltado de caminos y terrenos, Valette (1993).

El transporte atmosférico de HAP a la región es indudable, debido a que no existen industrias petroquímicas o de otro tipo aledañas al sistema lagunar, aunado a que al sistema sólo desembocan ríos colindantes.

Valette (1993) cita que los HAP no sólo se encuentran en áreas urbanas sino también en áreas rurales remotas dado al transporte atmosférico. Por otro lado, Lipiatou y Saliot (1991) registraron una concentración de 0.18 $\mu\text{g/g}$ de HAP para áreas que no tienen aportes directos de éstos, lo cual lleva a estimar que a la Laguna Sontecomapan están llegando, por las altas concentraciones determinadas.

Si se comparan los resultados obtenidos en los sedimentos de Sontecomapan con otros sistemas del Golfo de México, se deduce que ésta es una de las lagunas que cuenta con valores HAP promedio más altos (7.54 $\mu\text{g/g}$), sobrepasada por muy poco la Laguna de Tampamachoco (7.65 $\mu\text{g/g}$). En orden decreciente le siguen las lagunas de Tamiahua (6.86 $\mu\text{g/g}$) y Pueblo Viejo (6.27 $\mu\text{g/g}$) (Botello y Calva, 1998). De igual forma, para sedimentos de la Plataforma Continental de Tabasco, las concentraciones promedio reportadas tienen un intervalo de 0.50 a 1.71 $\mu\text{g/g}$ (Botello *et al.*, 1991). Por su parte, Ponce (1995) registró para la Plataforma Continental del sur del Estado de Veracruz un promedio de 3.3 $\mu\text{g/g}$ (0.09 a 12.4 $\mu\text{g/g}$) y para la Plataforma Continental de Tamaulipas un promedio de 4.4 $\mu\text{g/g}$.

NÚCLEOS TESTIGO DE SEDIMENTO

Con el objeto de evaluar la historia deposicional de los HAP en la laguna se colectaron muestras en núcleos testigo de sedimento (NTS), ubicados de la siguiente forma: Zona sur - Núcleo "A", Zona central - Núcleo "B" y Zona norte - Núcleo "C" (Fig.3).

Uno de los objetivos al emplear NTS es con el fin de determinar en qué grado se han acumulado los hidrocarburos en los sedimentos del sistema lagunar de Sontecomapan, al tiempo de obtener información que permita establecer una cronología del aporte de éstos compuestos. Sin embargo, no fue posible llevarlo a cabo totalmente ya que la reconstrucción histórica de los sedimentos requiere de conocer la tasa de sedimentación del lugar, y ésto exclusivamente se puede evaluar con isótopos radioactivos tales como $Cs-^{137}$, $Cs-^{137}$ y $Pb-^{210}$, como lo reportan Coakley y Nagy (1993).

No obstante, de acuerdo al objetivo primordial del presente trabajo, para la evaluación de los niveles de HAP, se tiene la certeza de la integridad de los núcleos, la cual se comprobó al realizar estudios de rayos "X" a cada uno de ellos, como lo sugiere Valette (1993).

La tasa de sedimentación promedio en la Laguna Sontecomapan es variable para cada área, por ejemplo, es mayor en la zona sureste del sistema ya que se está formando un delta, por el aporte de material que provienen de las descargas de los ríos Coscoapan, El Sábalo y Hualtajapan siendo menor en el área influenciada por el mar, la cual presenta sedimento arenoso. La materia de grano fino recientemente depositada y no consolidada, puede ser llevada lejos por cambios pequeños en la velocidad de la corriente. Postma (1967) sugiere que cuando el material ha sido depositado por un tiempo largo, gradualmente pierde agua y comienza a incrementarse la dificultad de erosión. Dichos procesos son muy rápidos en la arena, pero son lentos en limos y arcillas.

Según Pérez-Rojas y Márquez (comunicación personal) consideran que la tasa de sedimentación en la zona sur y centro de la Laguna Sontecomapan en época de lluvias, es de hasta 8 cm/año y de unos 2 cm/año en época de secas, lo que da un promedio de 4 cm/año aproximadamente. Olsen *et al.*, (1993) considera que las áreas estuarinas, frecuentemente con sedimentos de grano fino son las apropiadas para documentar la

historia de contaminación a partir de registros sedimentarios. Además, menciona que el intervalo de la tasa de sedimentación neta en estas áreas varía de 0.5 a 5.0 cm/año. Así, desde el punto de vista cronológico los sedimentos del sistema aquí estudiado son considerados relativamente jóvenes, con un intervalo de 4.5 años como mínimo y 17.5 años como máximo para el registro de HAP.

Tabla 7. Niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos totales en el núcleo de sedimento "A" de la Laguna Sontecomapan.

Compuestos ($\mu\text{g/g}$)	Profundidad (cm)						
	1-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35
<i>Naftaleno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenaftileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Antraceno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoranteno</i>	<0.01	0.45	<0.01	0.52	0.95	0.93	0.22
<i>Pireno</i>	<0.01	0.66	<0.01	<0.01	<0.01	0.71	1.88
<i>Benzo(a)antraceno</i>	2.84	0.97	<0.01	0.68	0.92	2.39	3.65
<i>Criseno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	2.02	14.07
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	1.65	0.28	<0.01	<0.01	3.84	0.41	1.99
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	1.35	0.69	<0.01	4.07	<0.01	1.22	1.70
<i>Benzo(a)pireno</i>	1.52	0.64	<0.01	<0.01	<0.01	0.65	1.06
<i>Indeno</i>	3.47	1.48	1.65	4.40	2.42	<0.01	<0.01
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
[Total]	10.83	5.17	1.65	9.67	8.13	8.33	24.57

Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$

En relación a los resultados obtenidos, en el núcleo "A", las más altas concentraciones de HAP totales se presentan en el estrato inferior (31-35 cm de profundidad) con 24.57 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-14.07), siguiéndole el estrato superior (1-5 cm) con 10.83 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-3.47) y los menores niveles, corresponden a la profundidad de 11 a 15 cm con 1.65 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-1.65) (Tabla 7). La prevalencia de compuestos aromáticos, en el núcleo "A" fue: *Criseno* (16.09 $\mu\text{g/g}$), *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* (13.42), *Benzo(a)antraceno* (11.45), *Benzo(k)fluoranteno* (9.03) y el *Benzo(b)fluoranteno* (8.17) (Fig. 19).

Tabla 8. Niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos totales en el núcleo de sedimento "B" de la Laguna Sontecomapan.

Compuestos ($\mu\text{g/g}$)	Profundidad (cm)						
	1-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35
<i>Naftaleno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	0.27	<0.01	0.22	0.18
<i>Acenaftileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.31	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Antraceno</i>	2.58	<0.01	0.78	0.33	<0.01	0.46	0.33
<i>Fluoranteno</i>	6.20	<0.01	0.13	0.93	<0.01	3.80	1.02
<i>Pireno</i>	<0.01	0.03	<0.01	2.52	<0.01	<0.01	0.88
<i>Benzo(a)antraceno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	5.55	<0.01	2.72	<0.01
<i>Criseno</i>	<0.01	0.46	<0.01	12.27	<0.01	<0.01	7.80
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	2.61	<0.01	<0.01	1.44
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	0.42	1.26	1.83	3.30	0.36	0.21	2.06
<i>Benzo(a)pireno</i>	6.75	<0.01	0.57	1.69	<0.01	3.01	1.37
<i>Indeno</i>	25.57	3.16	1.22	2.62	2.98	5.13	<0.01
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
[TOTAL]	41.52	4.91	4.53	32.09	3.34	15.86	15.08

Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$

Para el núcleo "B", los mayores niveles de HAP totales se obtuvieron en la capa superior entre 1-5 cm de profundidad 41.52 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-25.57), seguido del estrato ubicado entre los 16-20 cm con 32.09 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-12.27). Los resultados más bajos correspondieron al estrato de 21 a 25 cm con 3.34 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-2.98) (Tabla 8). Respecto a los HAP promedio sobresalientes, para el núcleo "B" la mayor concentración resultó para el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* (40.68 $\mu\text{g/g}$), el *Criseno* (20.53), *Benzo(a)pireno* (13.39), *Fluoranteno* (12.08) y después el *Benzo(k)fluoranteno* (9.44) (Fig. 19).

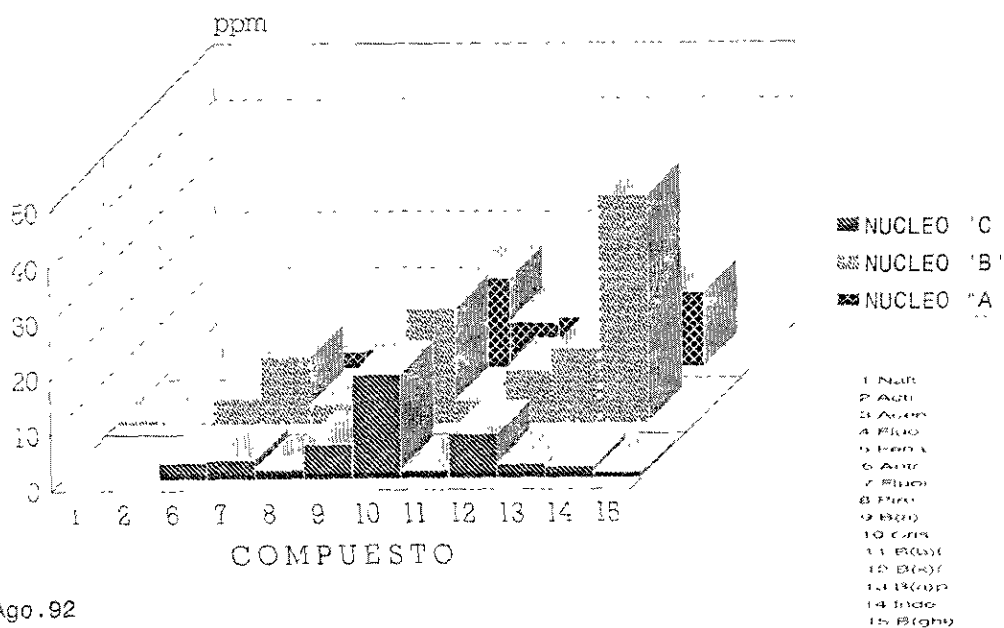
En el núcleo "C" (Tabla 9), los valores más elevados de HAP totales se asentaron entre 1-5 cm de profundidad con 15.22 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-3.56 $\mu\text{g/g}$), y entre los 11-15 cm hubo una concentración de 14.35 $\mu\text{g/g}$ (<0.01- 10.58). Los niveles inferiores se localizaron en el estrato de 21-25 cm con 1.16 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-0.46). De igual forma que en el Núcleo "A", en el núcleo "C", el *Criseno* fue el compuesto dominante (18.88 $\mu\text{g/g}$), aunado al *Benzo(k)fluoranteno* (8.03), *Benzo(a)antraceno* (6.32), *Fluoranteno* (3.47) y el *Antraceno* (3.06) Fig. 19).

Tabla 9. Niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos totales en el núcleo de sedimento "C" de la Laguna Sontecomapan.

Compuestos ($\mu\text{g/g}$)	Profundidad (cm)					
	1-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30
<i>Naftaleno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenaftileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Antraceno</i>	1.22	0.37	0.47	0.66	0.24	0.10
<i>Fluoranteno</i>	2.16	0.51	0.49	0.26	0.05	<0.01
<i>Pireno</i>	1.58	<0.01	0.12	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Benzo(a)antraceno</i>	0.75	1.66	1.47	0.61	0.46	1.37
<i>Criseno</i>	3.56	1.63	10.58	<0.01	0.04	3.07
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	1.49	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	2.18	2.31	1.22	0.56	<0.01	1.76
<i>Benzo(a)pireno</i>	0.73	<0.01	<0.01	<0.01	0.37	1.56
<i>Indeno</i>	1.55	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.61
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.02
[Total]	15.22	6.48	14.35	2.09	1.16	9.49

Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$

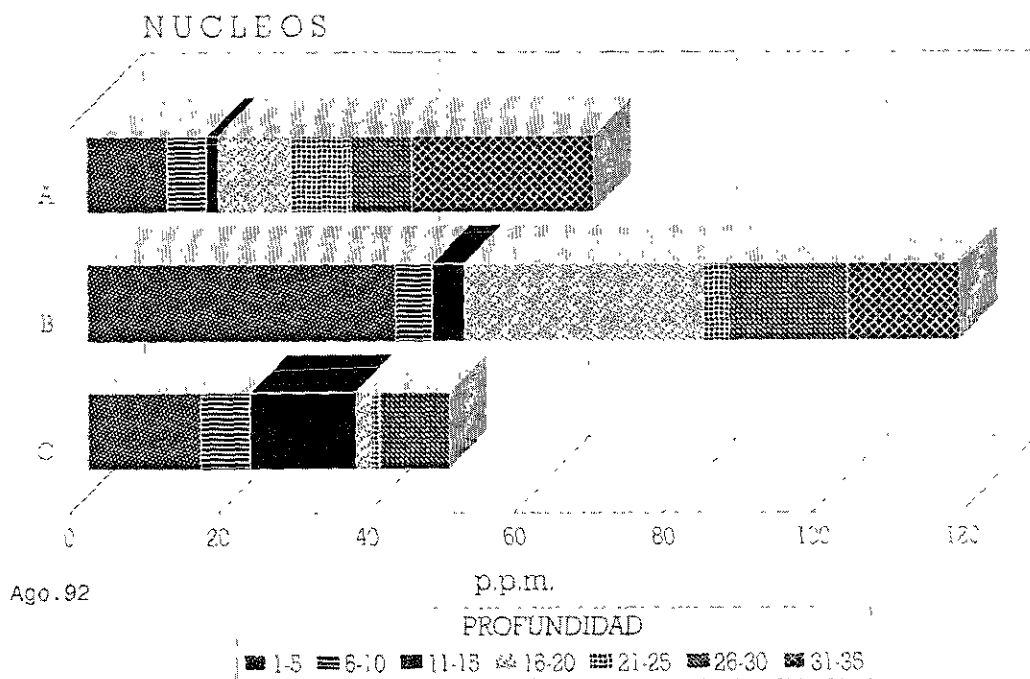
FIG. 19. NIVELES DE HAP TOTALES EN NUCLEOS DE SEDIMENTO DE LAGUNA SONTECOMAPAN.



Ago. 92

Los resultados precedentes demuestran que la sedimentación en el área donde se ubican los núcleos "A" y "B" es similar, no así para el área del núcleo "C" (Fig. 20). Además de que la entrada de éstos xenobióticos orgánicos a los sedimentos ha sido composicionalmente uniforme. También, al comparar los resultados obtenidos en sedimentos superficiales en las diez estaciones establecidas a lo largo del sistema, se observa un comportamiento similar en cuanto a la preponderancia de compuestos aromáticos entre los NTS y dichas estaciones, excepto que en éstas no se detectó *Indeno (1,2,3-c,d)pireno*.

FIG. 20. NIVELES DE HAP TOTALES EN NUCLEOS DE SEDIMENTO DE LAGUNA SONTECOMAPAN.



En la Tabla 10 se muestran las concentraciones promedio de HAP determinadas para cada uno de los núcleos y se puede observar que en el "B" se presentaron las mayores concentraciones con 28.81 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-6.84), le siguió el núcleo "A" con 18.74 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-8.05) y finalmente el núcleo "C" con un promedio de HAP de 12.98 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-3.78).

Tabla 10. Concentración promedio de hidrocarburos aromáticos policíclicos en núcleos de sedimentos de la Laguna Sontecomapan.

Compuestos ($\mu\text{g/g}$)	"A"	"B"	"C"
Naftaleno	<0.01	0.22	<0.01
Acenaftileno	<0.01	0.31	<0.01
Acenafteno	<0.01	<0.01	<0.01
Fluoreno	<0.01	<0.01	<0.01
Fenantreno	<0.01	<0.01	<0.01
Antraceno	<0.01	0.90	0.51
Fluoranteno	0.61	2.42	0.70
Pireno	1.08	1.14	0.85
Benzo(a)antraceno	1.91	4.14	1.05
Criseno	8.05	6.84	3.78
Benzo(b)fluoranteno	1.63	2.03	1.49
Benzo(k)fluoranteno	1.81	1.35	1.61
Benzo(a)pireno	0.97	2.68	0.89
Indeno	2.68	6.78	1.08
Benzo(ghi)perileno	<0.01	<0.01	1.02
[Total]	18.74	28.81	12.98

Límite de detección:0.01 $\mu\text{g/g}$

Respecto al dominio de los anillos bencénicos (Tabla 11) en los núcleos, los compuestos de 4 anillos, sobresalieron en concentraciones que oscilaron desde 36.42 $\mu\text{g/g}$ (núcleo C) hasta 47.99 $\mu\text{g/g}$ (núcleo "A"); y el comportamiento en el núcleo "B" fue discrepante debido a que en éste destacaron compuestos de 5 y 4 anillos con concentraciones de 54.07 $\mu\text{g/g}$ y 45.72 $\mu\text{g/g}$ respectivamente (Fig. 21). Ello corrobora que efectivamente la zona central es un área de depositación y almacenaje, dado que es aquí donde permanecieron los niveles mayores de compuestos con pesos moleculares altos. Dichos contaminantes son producidos a partir de la combustión de hidrocarburos fósiles, quema de vegetación y subsecuentemente son transportados y depositados fuera de la costa (Steinhauer y Boehm, 1992).

Los HAP con menos de 4 anillos bencénicos pueden ser degradados en ecosistemas estuarinos y dulceacuícolas, pero aquellos con pesos moleculares altos, como el *Benzo(a)pireno*, persisten por largos períodos de tiempo aún en ecosistemas microbiológicamente adaptados a la presencia de hidrocarburos aromáticos (Riser, 1992).

Tabla 11. Concentraciones promedio de HAP por anillos bencénicos en los núcleos de sedimento.

Núcleo	Nº Anillos	µg/g	Radio ($\Sigma<3/\Sigma>4$)
A"	3	3.07	0.047
	4	47.99	
	5	17.29	
B"	2	0.98	0.18
	3	16.56	
	4	45.72	
	5	54.07	
C"	3	6.53	0.15
	4	36.42	
	5	4.82	
	6	1.02	

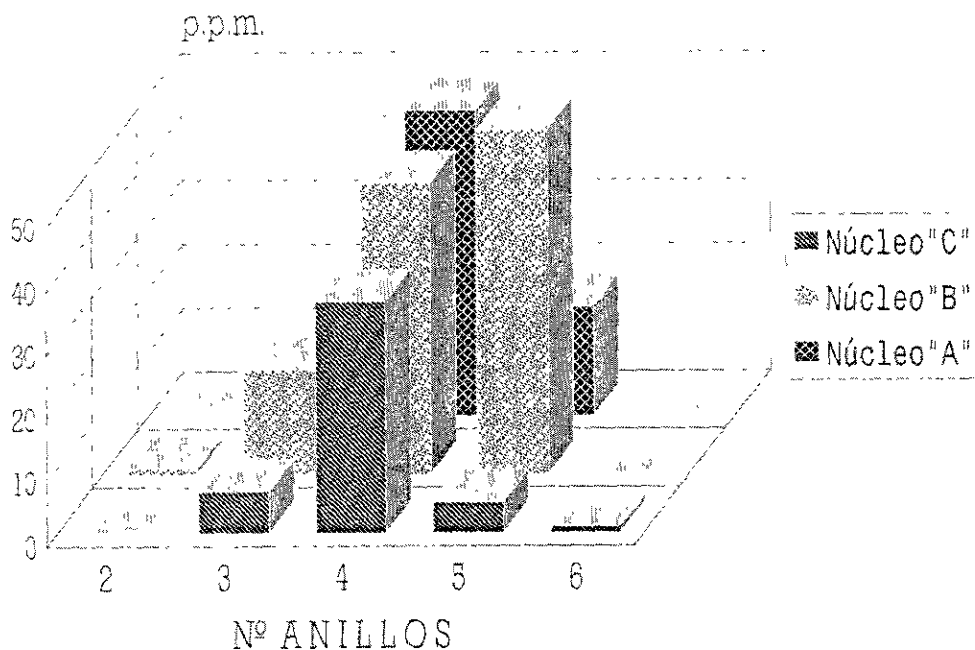
De los anteriores resultados, se deduce que en el estrato superior de los NTS (hasta 5 cm de profundidad) se registra una acumulación de HAP, porque en él había condiciones anóxicas que favorecen su concentración en los sedimentos y la permanencia de HAP de menor peso molecular (de 2 y 3 anillos).

Eventualmente los HAP experimentan oxidación parcial o completa. Por lo anterior, el intervalo de degradación de hidrocarburos es menor al disminuir el potencial de reducción del oxígeno, por lo tanto, los hidrocarburos podrán permanecer en sedimentos anóxicos por largos períodos de tiempo más que en estratos superficiales aerados, persistiendo indefinidamente como contaminantes ambientales (Atlas, 1981 en Riser, 1992). De igual forma Bernard *et al.*, (1996) afirman que las condiciones anóxicas así como los altos niveles de carbono orgánico son preferenciales para la captación y conservación de HAP. Excepto el *Naftaleno* y el *Fenantreno* que son degradados relativamente rápido, los HAP de alto peso molecular son especialmente resistentes y perdurables en el ambiente por intervalos de tiempo largos (Pitter-Chudoba, 1990).

Por otra parte, la existencia de valores elevados en los tres núcleos analizados, a una profundidad de 5 cm de fondo del sedimento, indica que hay una introducción de hidrocarburos al sistema, ocasionada por la descarga de los ríos que ahí desembocan, el derrame de aceites, lubricantes y gasolinas que se utilizan para las lanchas y por la

pirólisis de la vegetación circundante o bien por el transporte atmosférico desde áreas urbanas e industriales (Fig. 20).

FIG. 21. NIVELES DE HAP POR ANILLOS BENCENICOS EN NUCLEOS DE SEDIMENTO DE LAGUNA SONTECOMAPAN.



AGO. 1992

Para fines comparativos, en Saguenay Fjord, Canadá, la concentración de contaminantes se incrementó en función de la profundidad de los sedimentos (Martel *et al.*, 1986); de forma similar, en tres ríos de New Jersey, los niveles de HAP son mucho mayores en las capas profundas del sedimento y bajas en las capas superiores, indicando que en estos lugares ha disminuido considerablemente el aporte de HAP (Huntley *et al.*, 1993); este comportamiento no se está generando en la Laguna Sontecomapan. Indudablemente en el sistema de este estudio se está llevando a cabo un aporte reciente de HAP hacia los sedimentos y, debido a la dinámica del sistema, éstos tienden a acumularse en la zona central de la misma. En contraparte, Bifano *et al.*, (1996) menciona que en el Lago de

Valencia, Venezuela las concentraciones de hidrocarburos aromáticos totales, son mayores en los primeros 9 cm y luego éstas disminuyen con la profundidad.

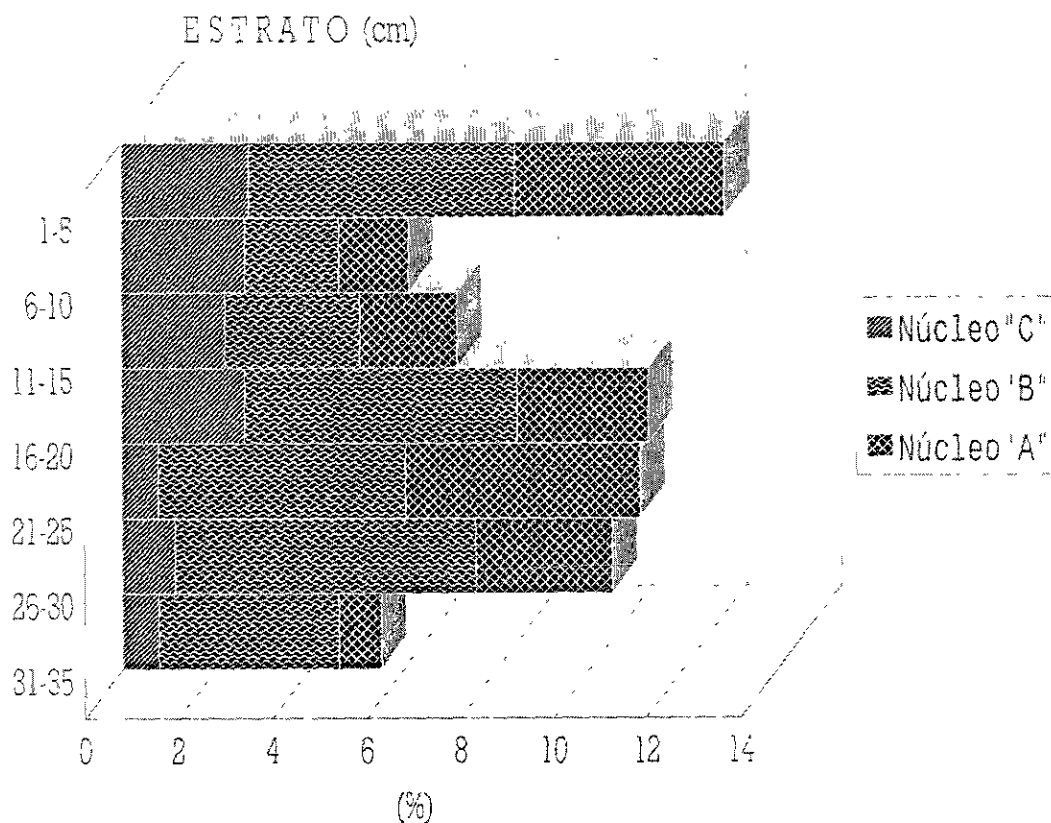
En otro sentido, las concentraciones en el núcleo "A" y "B" se explican dado que en particular, en esta área de la laguna, se está formando un delta al cual confluyen ríos y arroyos provenientes de la zona sur, lo que favorece el transporte de partículas y por consiguiente de xenobióticos y su posterior depositación en los sedimentos. En el área central (núcleo "B"), probablemente se facilite la acumulación de HAP en los sedimentos ya que es la zona de mezcla del agua marina con la dulceacuícola que mostró un intervalo de salinidad de 1 a 8 ups, lo que puede ocasionar cambios en las densidades de la misma favoreciendo la floculación de estos compuestos. Mientras que los sedimentos floculados tienden a hundirse y acumularse en la laguna, las partículas dispersas tienden a permanecer en suspensión y a ser arrastradas hacia el mar (Davis, 1985); y los procesos involucrados en la circulación de las aguas estuarinas, probablemente sean los factores más importantes en el transporte y depositación de sedimentos en áreas estuarino lagunares (Nelson, 1972).

En relación al núcleo "C" ubicado en la zona norte, (con influencia marina predominante), los compuesto de 5 anillos bencénicos no se están acumulando de la misma forma como sucede en la zona central y en la zona sur, aquí el factor limitante es el tipo de sedimento que es arenoso, por lo que hay una menor adsorción de HAP. Conjuntamente, en la zona cercana a la boca de la laguna, las mareas y corrientes no son favorables para una acumulación de HAP, mientras que en áreas protegidas con sedimento limo-arcilloso sucede lo contrario. No obstante, cuando los contaminantes quedan atrapados en los sedimentos, puede producirse resuspensión de éstos, lo que resulta en la disolución de hidrocarburos en la columna de agua, Kennish (1992).

De acuerdo a las correlaciones entre los HAP y el porcentaje de carbono orgánico (Anexo A) presente en los NTS (Fig. 22), el núcleo "C" muestra una buena correlación ($r= 0.74$), en el núcleo "B" ésta fue menos significativa ($r= 0.6$) y en el "A" no se estableció correlación alguna ($r= -0.28$). Bifano *et al.*, (1996) concluyen que en los tres núcleos estudiados existe una relación directamente proporcional entre el porcentaje de carbono orgánico y los aromáticos. Por el contrario, referente a las correlaciones entre la

profundidad de los sedimentos y las concentraciones de HAP, el núcleo "A" presenta una correlación positiva ($r= 0.58$), empero, éstas fueron inversas tanto en el "B" como en el "C" $r = -0.3$ y $r = -0.51$ respectivamente.

FIG. 22. CARBONO ORGANICO (%) EN NUCLEOS DE SEDIMENTO DE LAGUNA SONTECOMAPAN.



Por otra parte, cabe destacar la presencia del *Benzo(ghi)perileno* conformado por seis anillos bencénicos al cual exclusivamente se le detectó en el núcleo "C", en el estrato más profundo (26-30 cm de profundidad) a una concentración de 1.02 $\mu\text{g/g}$.

En general, al analizar los resultados obtenidos en los núcleos de sedimento, se considera que el origen de la contaminación que se está presentando en la Laguna

Sontecomapan es de tipo antropogénico, básicamente por la pirólisis de materiales orgánicos y combustibles fósiles al predominar los compuestos de 4 y 5 anillos bencénicos (Bouloubassi y Saliot, 1991). Además de que el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* y el *Benzo(ghi)perileno* son HAP típicos, generados por la combustión de petróleo.

También queda de manifiesto que están penetrando al sistema lagunar algunos HAP provenientes de la costa, lo cual fue confirmado por el hecho de que las mayores concentraciones promedio de hidrocarburos disueltos se detectaron en el área de la boca de la laguna con 10.17 ng/l, además de la observación de la presencia de breas a todo lo largo de la barra externa de la laguna, tal vez como una consecuencia de que en el Golfo de México se localizan plataformas de PEMEX y que se presenta un tráfico constante de buques petroleros que movilizan un promedio de 5 millones de barriles de petróleo crudo por día (Botello *et al.*, 1996).

Botello *et al.*, (1992) refieren que la explotación de petróleo fuera de costa es particularmente importante en el Golfo de México donde más de 1000 plataformas están operando. Más aún, al sur de la Laguna Sontecomapan, aproximadamente a 80 Km, se localizan las desembocaduras de los ríos Coatzacoalcos y Tonalá en cuyas márgenes se ubican los complejos petroquímicos más grandes de Latinoamérica.

Un evento importante a considerar es el derrame del pozo petrolero Ixtoc I ocurrido en 1979 al sur del Golfo de México; Boehm y Fiest (1980 en Marchand, 1992) refieren concentraciones en sedimentos contaminados por hidrocarburos de 30 a 150 µg/g; Botello y Macko (1982) por su parte determinaron concentraciones de 12 a 88 µg/g de hidrocarburos totales en 9 lagunas costeras y 2 ríos a lo largo del Golfo de México, atribuyendo la presencia de altas concentraciones de debido al derrame del Ixtoc I. Sin embargo, los HAP detectados en Sontecomapan no tienen relación alguna con el derrame del Ixtoc I, ya que de acuerdo a la API (1978) el *Fenantreno* es uno de los principales componentes del petróleo crudo y no fue detectado en ninguno de los estratos de los NTS del sistema de estudio y fundamentalmente porque los HAP determinados aquí son esencialmente de origen pirolítico.

De acuerdo con Marchand (1992), la fracción aromática del petróleo derramado en el accidente del Ixtoc I presentaba compuestos de 1 a 5 anillos bencénicos, tales como el *Benceno*, *Naftaleno*, *Bifenilos*, *Fluoreno*, *Fenantreno*, *Pireno*, *Criseno* y *Benzopireno*; en tanto que Burns y Yelle-Simmons (1994) en Bahía las Minas, Panamá, determinaron que después de 5 años de haber ocurrido un derrame de petróleo los HAP más persistentes tanto en sedimentos como en bivalvos fueron los *Dibenzotiofenos*, el *Fenantreno* y el *Criseno*.

En el sistema Sontecomapan, particularmente en la zona de influencia marina, los HAP totales con mayores concentraciones detectados en las capas más profundas (21-30 cm) fueron el *Criseno* (3.11 $\mu\text{g/g}$), *Benzo(a)antraceno* (1.83), *Benzo(a)pireno* (1.93), *Benzo(k)fluoranteno* (1.76) y el *Benzo(ghi)perileno* (1.02), los cuales se asocian básicamente a fuentes pirogénicas. Teal *et al.*, (1992) establecen una permanencia mayor a los 20 años de HAP de peso molecular medio en sedimentos contaminados con petróleo en pantanos templados y Corredor *et al.*, (1990) confirman esto para áreas de manglares tropicales.

Ahora bien, en virtud de que no existen industrias petroquímicas o de otro tipo aledañas al sistema lagunar de Sontecomapan, es indudable el papel que desempeña el transporte atmosférico de HAP sobre la distribución de éstos. Valette (1993) por su parte cita que los HAP no sólo se encuentran en áreas urbanas sino también en áreas rurales remotas debido al transporte por vientos. Aunado a ello, Lipiatou y Saliot (1991) reportan una concentración de 0.18 $\mu\text{g/g}$ de HAP para áreas que no tienen aportes directos de estos xenobióticos, lo cual lleva a estimar que a la Laguna Sontecomapan sí están llegando HAP a través de las rutas atmosféricas, esto por las altas concentraciones determinadas en este estudio.

De igual forma, en los núcleos analizados en Sontecomapan, los niveles detectados de HAP son altos al compararlos con otros trabajos, ya que, por ejemplo, en NTS de Green Bay y del lago Michigan en la Unión Americana las concentraciones de HAP totales están en un intervalo de 0.3 a 8.5 $\mu\text{g/g}$ y los autores estiman que la contaminación por HAP es alta (Zhang *et al.*, 1993). Lo mismo ocurre en el Estuario Superior del río San Lorenzo en Canadá donde el promedio de HAP en los NTS es de 1.05 y 0.44 $\mu\text{g/g}$ respectivamente.

Para los ríos Elizabeth y Arthur Kill en New Jersey, U.S.A. se reporta un intervalo de hidrocarburos totales que fluctúa del no detectado hasta los 16 $\mu\text{g/g}$, remarcando que las concentraciones de HAP no excedieron los 100 $\mu\text{g/g}$ en Arthur Kill a pesar de su proximidad a una refinería y alta frecuencia de derrames en esta región (Huntley *et al.*, 1993).

Como ya se mencionó anteriormente, en cuanto a otro tipo de contaminantes, el trabajo reportado por González *et al.*, (1994) sobre metales en la Laguna Sontecomapan, concluye que las mayores concentraciones totales durante 1991 se presentan en las estaciones de muestreo superficiales (mismas que las de éste estudio) en las que predomina el sedimento limoso o arcilloso.

Entre los metales asociados a hidrocarburos fósiles están el Níquel, Vanadio y Cromo. González *et al.*, (1994) quienes realizaron un estudio acerca de metales en la Laguna Sontecomapan (e inclusive analizaron muestras colectadas en las mismas fechas del presente trabajo), citan que el Ni, con un promedio de 4.04 a 124 $\mu\text{g/g}$, es el metal que mostró los niveles mayores. Además, de igual forma que con los HAP, las concentraciones promedio por estación de colecta fueron inferiores en los meses de marzo y agosto de 1992. En lo referente al Cr, sus valores promedio (63.13 a 84 $\mu\text{g/g}$) se mantuvieron constantes durante el ciclo 1991-1992.

Al respecto, Ponce (1995) menciona que la existencia de metales en ambientes costeros se asocia a las diversas actividades humanas y/o a los aportes de los desechos de combustibles utilizados por motores de combustión interna entre otros.

HAP EN ORGANISMOS

MOLUSCOS (BIVALVOS)

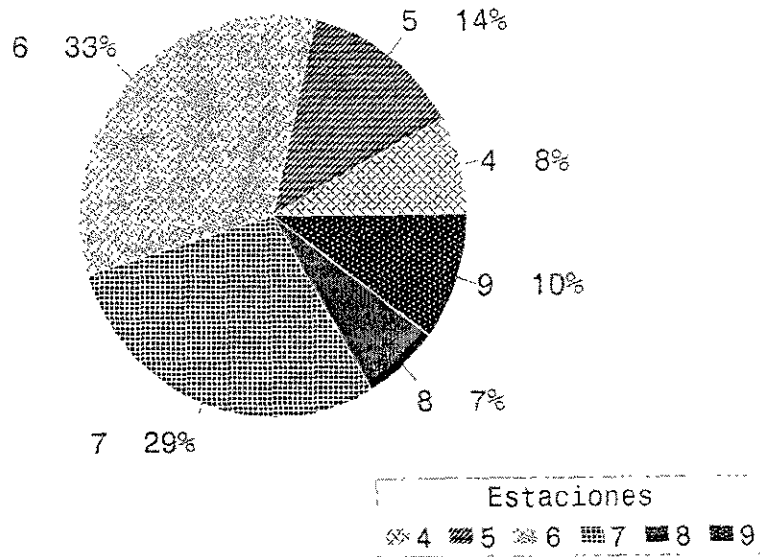
El análisis de tejido de mejillón, preferentemente sobre el agua, proporcionan un índice del grado en el cual un contaminante está biodisponible, e inclusive como éste interfiere con los procesos biológicos. Los mejillones son reconocidos generalmente como los indicadores más útiles de HAP (Neff, 1979; Mix y Schaffer, 1983). Por ello se eligieron, para el sistema de Sontecomapan dos especies de bivalvos consideradas como bioindicadores, al mitílido *Brachidontes exustus* y al ostión *Crassostrea rhizophorae*, con el objeto de evaluar cuál podría ser más recomendable para este tipo de estudios. El ostión *C. virginica* sólo se recolectó de la estación 3 (zona norte de la laguna) de influencia marina debido a que esta especie no tolera salinidades bajas como los que se presentan en la zona centro y sur del sistema.

Los mitílidos *B. exustus* (Fig. 23) viven adheridos al sustrato mediante un biso fibroso, algunas veces como competidores del ostión, su nutrición es filtrante y forman parte de la epifauna aledaña a las raíces de *Rhizophora mangle*.

De las ventajas del monitoreo de contaminantes en sedimento destacan el que son fáciles de localizar, de coleccionar y analizar. Ahora bien, la principal desventaja, tanto del agua como de los sedimentos, es que la concentración de los xenobióticos, toxinas o patógenos detectados no necesariamente reflejan la disponibilidad o asimilación por los componentes vivos del sistema. Por otra parte, el inconveniente de monitorear biota (por ejemplo, sus límites de sobrevivencia y diferencias interespecíficas) están interrelacionadas en el intervalo restringido de la biota, tanto en términos de hábitats o tolerancia a la contaminación, ya que es difícil encontrar a las mismas especies en todas las estaciones de colecta. Escoger a los bioindicadores puede ser muy limitado hacia el margen del río o del estuario (Wilson, 1994).

Un aspecto sobresaliente de los indicadores biológicos de contaminación costera/estuarina es el que pueden tener trascendencia en la salud pública, proporcionando un método (además del monitoreo químico) para determinar los niveles del daño biológico (Sindermann, 1988a).

FIG. 23. PORCENTAJE DE MEJILLONES POR ESTACION
CICLO 1991-1992.



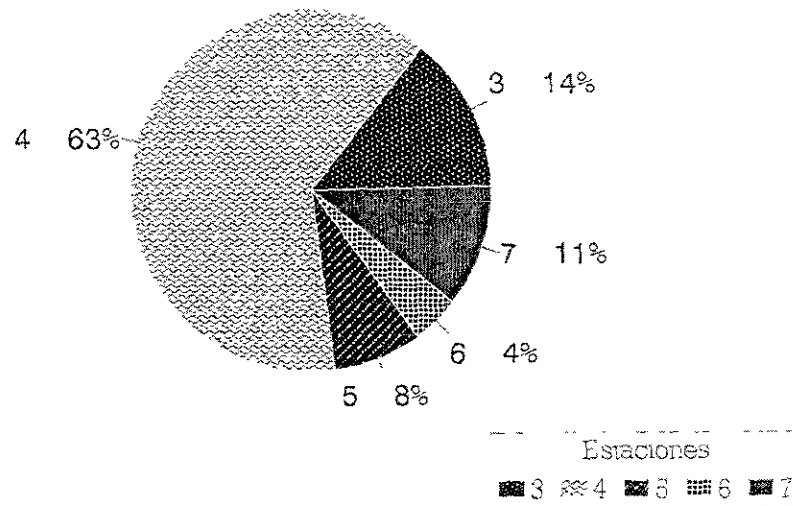
El ostreidae *C. rhizophorae* habita en las raíces y tallos de dicho mangle o en el sedimento adyacente a éste; García-Cubas (1981) menciona que esta especie prefiere aguas de mayor salinidad que *C. virginica*. Sin embargo, en la Laguna Sontecomapan, se localiza en áreas salobres y por el contrario a *C. virginica* se le recolectó en la zona con predominio de influencia marina y sobre sustrato rocoso (Fig. 24).

En el sistema de estudio, en los mitílidos se registró una talla máxima de 7.9 cm de largo de la concha. García-Cubas (1981) cita que ésta es de 6.0 cm máximo; de igual forma, los ostiones presentaron una talla máxima de 7.4 cm de largo y el autor antes mencionado considera que es de 15 cm.

La mayoría de los pelecípodos son alimentadores por suspensión y la fuente de su alimentación incluye fitoplancton, bacterias, hongos, flagelados, materia orgánica disuelta y agregados orgánicos (Jorgensen, 1966). Los invertebrados marinos que obtienen su alimento por filtración de materia particulada suspendida, del agua, a través de las branquias u otras estructuras de retención, son importantes iniciadores de la

sedimentación de materia fina suspendida. Estos animales filtran el agua, la mezclan con agregados y la evacuan como heces y pseudoheces, las cuales se sedimentan en el fondo y son llamadas biodepósitos; los procesos involucrados en la producción de éstos, tales como, filtración de seston, compactación dentro del animal y deposición subsecuente, son incluidos bajo el término biodepositación (Haven y Morales, 1966).

FIG. 24. PORCENTAJE DE OSTIONES POR ESTACION CICLO 1991-1992.



A excepción de la materia particulada y el oxígeno, los bivalvos que se alimentan por filtración pueden retener eficientemente otros constituyentes presentes en el agua del medio, incluyendo metales, hidrocarburos y organoclorados. Estos se acumulan típicamente en el exoesqueleto y partes blandas del cuerpo. Tal bioacumulación es la base para el uso de los bivalvos filtradores en el monitoreo de contaminantes, ejemplificado en el programa global "Mussel Watch" (Jorgensen, 1990).

La captación de hidrocarburos fósiles, por invertebrados bentónicos, es rápida y depende de su concentración en el agua. Estos compuestos son absorbidos a través de la

membrana de las branquias y comúnmente se acumulan en el hepatopáncreas, Kullenberg (1982).

El fitoplancton es la última fuente de alimento para la mayoría de los animales con nutrición por suspensión, y puede ser substituido por materia orgánica, materia orgánica disuelta y bacterias. La selección cualitativa del alimento se presenta en los bivalvos de alimentación por suspensión (Giese y Pearse, 1979).

El fitoplancton como fuente de sustento depende de su concentración, intervalo de producción y disponibilidad para el animal. Jorgensen (1966) estimó que los alimentadores por suspensión requieren aproximadamente 0.1 mg-peso seco de materia orgánica de fitoplancton por litro de agua de mar filtrada para mantener sus requerimientos básicos, y 0.5 mg/l para crecimiento y reproducción (Kirby-Smith, 1976).

La bioconcentración y el efecto tóxico de los HAP son variables en los diversos organismos. Mientras que la mayoría de la biota acumula HAP de las aguas o sedimentos estuarinos, la captación de los contaminantes es específica de las especies. Aquellos grupos como las algas y los moluscos que no pueden metabolizar HAP, tienden a acumular grandes cantidades de dichos compuestos (Knutzen y Sortland, 1982; Kennish, 1992).

De acuerdo a los resultados obtenidos, para el mes de julio de 1991 (Tabla 6) en sedimentos hubo 6.18 $\mu\text{g/g}$ de HAP promedio y la concentración de HAP en el mejillón fue de 20.73 $\mu\text{g/g}$ (0.35-6.1 $\mu\text{g/g}$). Marzo (1991) fue otro mes que presentó concentraciones elevadas en este bivalvo con 18.14 $\mu\text{g/g}$ (0.34-6.18 $\mu\text{g/g}$) (Tabla 12), presentándose 14.56 $\mu\text{g/g}$ en sedimento. En noviembre de 1991 en *B. exustus* no se detectó la presencia de ninguno de los HAP determinados en sedimentos, en los que las concentraciones fueron bajas (5.46 $\mu\text{g/g}$).

Tabla 12. Distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos promedio en Mejillón *Brachidontes exustus* de la Laguna Sontecomapan.

Compuestos ($\mu\text{g/g}$)	Mzo.91	Jul.91	Nov.91	Mzo.92	Ago.92
<i>Naftaleno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenaftileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	0.34	<0.01	<0.01	<0.01	0.23
<i>Antraceno</i>	1.17	0.35	<0.01	<0.01	0.63
<i>Fluoranteno</i>	0.35	<0.01	<0.01	<0.01	0.35
<i>Pireno</i>	0.50	1.46	<0.01	<0.01	0.93
<i>Benzo(a)antraceno</i>	6.18	6.10	<0.01	0.46	4.84
<i>Criseno</i>	0.19	3.03	<0.01	0.77	0.83
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	2.42	3.81	<0.01	0.42	1.01
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	2.41	2.76	<0.01	<0.01	2.45
<i>Benzo(a)pireno</i>	3.12	1.84	<0.01	<0.01	0.67
<i>Indeno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	1.46	1.38	<0.01	<0.01	1.43
[Total]	18.14	20.73	<0.01	1.65	13.37

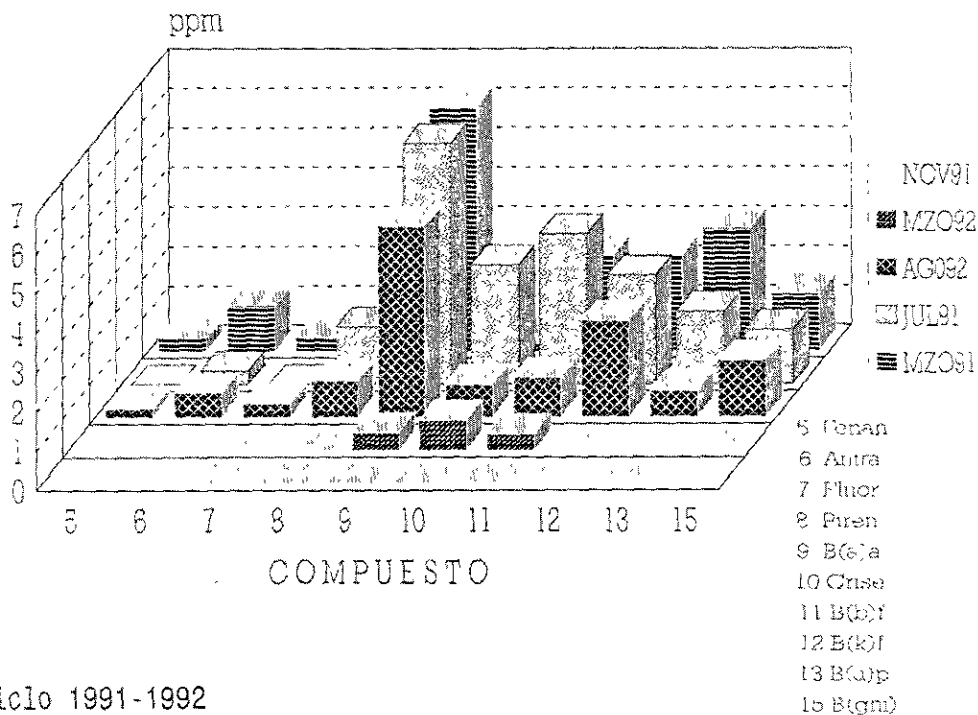
Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$

No se efectuó el análisis de HCD en el mes de julio de 1991, no obstante, en agosto de 1992 se obtuvieron altas concentraciones de HAP promedio tanto en mejillón (13.37 $\mu\text{g/g}$) como en HCD (3.53 ng/g). Y en marzo de 1992 se registraron valores bajos tanto para *B. exustus* (1.65 $\mu\text{g/g}$) como para los HCD (0.84 ng/g), lo cual demuestra que existe una bioconcentración de HAP y que están incorporándose a este bivalvo por medio de la filtración de agua, no encontrándose relación alguna con las concentraciones de HAP en los sedimentos del sistema estuarino, a pesar de que los especímenes viven en contacto directo con el sedimento.

El predominio de los HAP totales en el mejillón durante el ciclo 1991 / 1992, en orden decreciente tiene en primer lugar al *Benzo(a)antraceno* (56.67 $\mu\text{g/g}$), *Benzo(k)fluoranteno* (25.27) el *Benzo(a)pireno* (16.86), y el *Benzo(b)fluoranteno* (15.54) (Fig. 25). El compuesto más significativo en los resultados antes mencionados corresponde al *Benzo(a)pireno* debido a que es considerado como mutagénico y carcinogénico, incluso

para los humanos, y cuya presencia indica también que otros HAP carcinogénicos pueden estar presentes (Shchekaturina *et al.*, 1995). Al parecer este molusco no es consumido por los lugareños de la Laguna Sonotecomapan, quizá por su sabor y olor desagradable y a que el tamaño del tejido del organismo es mínimo en comparación con su concha; sin embargo, es importante considerar que el mejillón está involucrado en las cadenas alimenticias del estuario.

FIG. 25. NIVELES DE HAP EN EL MEJILLON *B. exustus* DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



En los organismos acuáticos, la bioconcentración es la acumulación de un químico a partir de la fase acuosa; la exposición se realiza sólo a través del agua, aunque los compuestos pueden existir tanto en la forma disuelta o asociados con la materia orgánica disuelta. Se distingue de la bioacumulación que abarca todas las formas de adquisición,

hasta la materia particulada, a pesar de que las diferencias numéricas entre los factores de bioconcentración y bioacumulación generalmente no serán tan grandes excepto para compuestos altamente hidrofóbicos.

La exposición de la biota a los xenobióticos puede ocurrir no sólo a partir del estado disuelto, también tiene un grado significativo a través del consumo de la materia particulada presente en los sedimentos o en la masa de agua (Neilson, 1994).

El factor de bioconcentración (FBC) indica la cantidad de un químico que es acumulado probablemente en los organismos acuáticos.

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentración del contaminante en el organismo}}{\text{Concentración del contaminante en el agua}}$$

Este representa la tendencia de un químico a ser absorbido por los organismos acuáticos e indica el incremento de la concentración de un contaminante en los tejidos de un solo organismo. Los FBC se relacionan con la solubilidad del compuesto, el Kow (Coeficiente octanol/agua) y el Koc (Coeficiente de sorción) (La Grega, 1994). Además, los factores de bioconcentración (FBC) generalmente aumentan con el incremento del peso molecular de los HAP (Anexo B), con elevadas concentraciones de materia orgánica y con el alto contenido de lípidos en los organismos. Ésta, también se ve afectada por el metabolismo y el sistema de excreción de los organismos estudiados.

Para la Laguna Sontecomapan se obtuvo un FBC promedio de 3864 para el mejillón (Tabla 13), en tanto que para el ostión fue de 2620 (Tabla 14). La estación en la que el FBC fue mayor, en el mejillón, fue la 6 ubicada en el estero El Cacahuate (14700) y el FBC mayor para el ostión se dió en la estación 3 frente al muelle Norte (4022), ambos del muestreo efectuado en marzo de 1992.

Tabla 13. Factores de bioconcentración y de bioacumulación en mejillón de la Laguna Sontecomapan

Mzo.92	Estación	FBC	logFBC
	4	nd	nd
	5	4272	3.63
	6	14700	4.17
Ago.92	Estación	FBC	logFBC
	4	nd	nd
	5	273	2.44
	6	333	2.52
	6'	720	2.85
	7	2889	3.46
Promedio		3865	3.17
Ciclo 91-92		FBA	
		13.88	

De igual forma, también se calculó el factor de bioacumulación (FBA), el cual se calculó de la siguiente forma:

$$FBA = \frac{\text{Concentración del contaminante en el organismo}}{\text{Concentración del contaminante en el sedimento}}$$

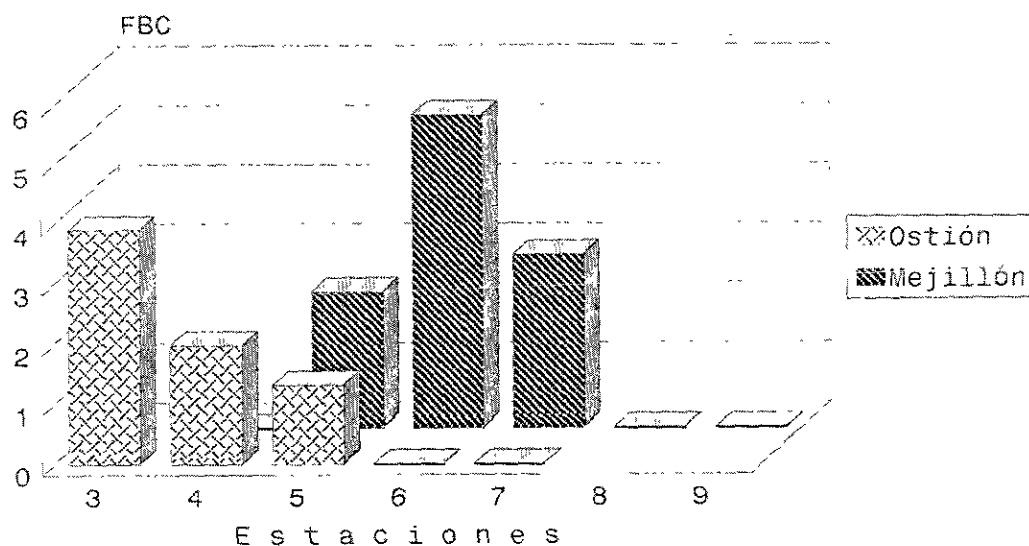
Tabla 14. Factores de bioconcentración y de bioacumulación en ostión de la Laguna Sontecomapan

Especie	Nov.91	Estación	FBC	logFBC
	C.v.*	3	3808	3.58
	C.r.**	4	3474	3.54
	Mzo.92	Estación	FBC	logFBC
	C.v.	3	4022	3.6
	C.r.	4	486	2.69
	Ago.92	Estación	FBC	logFBC
	C.r.	4	nd	nd
	C.r.	5	1310	3.12
Promedio			2620	3.31
Ciclo 91-92			FBA	
			2.28	
C.v. *(<i>Crassostrea virginica</i>)			C.r. **(<i>C. rhizophorae</i>)	

Dicho FBA se determinó de acuerdo a lo propuesto por Baumard *et al.*, (1998) y se obtiene considerando la suma de FBA para cada uno de los HAP en todas las estaciones de muestreo. En la Tabla 13 se observa que el FBA para el mejillón fue de 13.88 en tanto que para el ostión fue de 2.28.

Es necesario considerar que en el presente estudio las muestras de bivalvos analizadas no fueron de una edad uniforme ni de un mismo estado sexual, tal como sugiere Murray *et al.*, (1991). De igual forma, es complejo comparar los FBC o los FBA con valores publicados previamente debido a que difieren en condiciones de exposición, métodos analíticos e inclusive en el formato de los reportes.

FIG.26. FACTORES DE BIOCONCENTRACION DE OSTION Y MEJILLON EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



No obstante, tanto con los FBC como con los FBA se corroboró que el mejillón tiende a concentrar más HAP que los ostiones (Fig. 26).

Tabla 15. Talla y concentraciones promedio de HAP en mejillón (Ciclo 1991-1992)

Estación	Talla	Intervalo		[HAP]
	Promedio mm	Mínimo mm	Máximo mm	Promedio µg/g
2	8.46	4	18	<0.01
4	20.23	5	52	18.26
5	42.71	7	78	11.81
6	31.3	6	73	7.48
7	38.37	7	67	7.5
8	36.75	32	41	<0.01
9	36.22	11	79	<0.01

* $r = 0.036$

Los resultados muestran que entre la talla de los mejillones (Tabla 15) y la de los ostiones (Tabla 16), en relación con las concentraciones de HAP detectadas, no existe una correlación positiva, lo esencial fue el contenido de lípidos, los cuales se incrementan considerablemente durante la gametogénesis y disminuyen después del desove.

Tabla 16. Talla y concentraciones promedio de HAP en ostión (Ciclo 1991-1992)

Estación	Talla	Intervalo		[HAP]
	promedio mm	mínimo mm	Máximo mm	promedio µg/g
3	46.3	14	71	8.46
4	33.94	10	74	5.31
5	32.17	16	71	21.09
6	28.75	27	31	<0.01
7	29.93	9	42	<0.01

* $r = 0.13$

Sobre lo anteriormente descrito, Giese y Pearse (1979) mencionan que la duración, el momento y el número de ciclos gametogénicos puede variar en poblaciones de especies que se encuentran en diferentes lugares de un mismo intervalo geográfico. El ciclo reproductivo está controlado genéticamente por las respuestas del ambiente (Sastry, 1970).

El patrón del ciclo reproductivo en unas especies está determinado aparentemente por la coordinación de eventos reproductivos sucesivos con cambios en ambientes externos. Las respuestas reproductivas se generan por la interacción de factores ambientales tales como temperatura, salinidad, luz, alimento, además de factores endógenos. Comúnmente la actividad neuroendócrina juega un papel primordial en coordinación con los procesos fisiológicos (Sastry, 1975).

El período de crecimiento gonádico y la gametogénesis en un número de especies ha sido correlacionada con cambios estacionales en la temperatura. En varias de ellas el crecimiento gonádico y la gametogénesis pueden ocurrir al declinar las temperaturas en otoño o al incrementarse éstas en primavera y verano (Giese y Pearse, 1979). Por ejemplo, la especie tropical *Brachidontes cf. variabilis* inicia su gametogénesis a principios del verano cuando aumentan las temperaturas y comienza el desove, cuando las temperaturas están al máximo en esa misma estación. El patrón del ciclo reproductivo de unas especies dentro de la misma área geográfica puede variar también en relación a las diferencias en temperaturas ambientales que pueden ocurrir de un año a otro.

En Sontecomapan, *B. exustus*, no se observó gónada en ningún estadio en el mes de noviembre, la gónada estaba madura en los meses de marzo, julio y agosto. Comparativamente Giese y Pearse (1979) reportan que en Bahía Chesapeake, el período reproductivo en *B. recurvus* fue de junio a noviembre. Lo anterior se debe a que el crecimiento de la gónada y la intensidad de la gametogénesis pueden ser influenciadas por la ubicación de los especímenes en la zona litoral, por la cantidad de alimento y el tiempo dedicado a la alimentación; aunado a lo anterior, dichos factores también son influenciados por el ciclo mareal (Jorgensen, 1966).

A la fecha, no existen estudios detallados que examinen la influencia de la luz sobre la gametogénesis en pelecípodos. La influencia de la salinidad sobre la reproducción en bivalvos ha sido poco estudiada. Loosanof (1942) reportó que *C. virginica* de Long Island Sound desarrolló espermatozoides a 7.5 ups, sin embargo, los huevos no se desarrollaron normalmente. Butler (1949) registró que la gametogénesis fue inhibida en ostiones a salinidades menores de 5 ups, hecho que puede estar presentándose en el sistema de estudio ya que esta especie sólo habita en el área cercana a la boca.

En el sistema de Sontecomapan se detectaron las concentraciones más altas de HAP totales en el bivalvo *B. exustus* que reside en zonas que presentan salinidades bajas, los valores menores se obtuvieron en la especie netamente marina *C. virginica*; en relación a lo anterior, Kryger y Riisgard (1988) mencionan que los intervalos de filtración son menores en bivalvos de aguas dulces, lo cual no coincide con lo evaluado en éste trabajo.

En el caso de *C. virginica*, Heffernan (1989) cita que el período reproductivo en Georgia es el siguiente, desove en los meses de mayo a octubre, gametogénesis de octubre a noviembre; con cese de la misma en invierno. La maduración de la gónada recomienza en febrero y marzo; finalmente, la gónada está madura completamente de abril a mayo. La cantidad de gametos desarrollados en *C. virginica* durante la primavera está influenciada por la cantidad de alimento ingerido y las reservas acumuladas en el período de recuperación precedente (Loosanof, 1965).

El tejido conjuntivo alrededor de los folículos de las gónadas de *C. virginica* desaparece con el crecimiento de los folículos y de nuevo aparece otra vez después del desove. Se ha sugerido que los lípidos y glicógeno acumulados en esas células durante el período de recuperación sirve como nutrientes para el desarrollo de gametos (Chipperfield, 1953).

Cambios estacionales en el peso de la parte blanda del cuerpo de los pelecípodos, contenido de agua, iones y constituyentes bioquímicos principales (proteínas, lípidos y carbohidratos) ha sido evaluado para un número de especies. El peso de la parte blanda se incrementa con el desarrollo de la gónada a un máximo justo antes del desove y luego decrece cuando se liberan los gametos. El contenido de agua es mínimo cuando las gónadas están completamente desarrolladas y aumentan durante el período de desove.

Por ejemplo, en *M. edulis* el contenido de agua se intensifica en invierno y primavera siendo más bajo en otoño y principios de invierno, coincidiendo con el desove y desarrollo gonádico (Williams, 1969). También en este mejillón las proteínas y los lípidos disminuyen durante la época de desove, concordando con un incremento rápido en la proporción de carbohidratos. Con el desarrollo de las gónadas, la proporción de carbohidratos decrece y

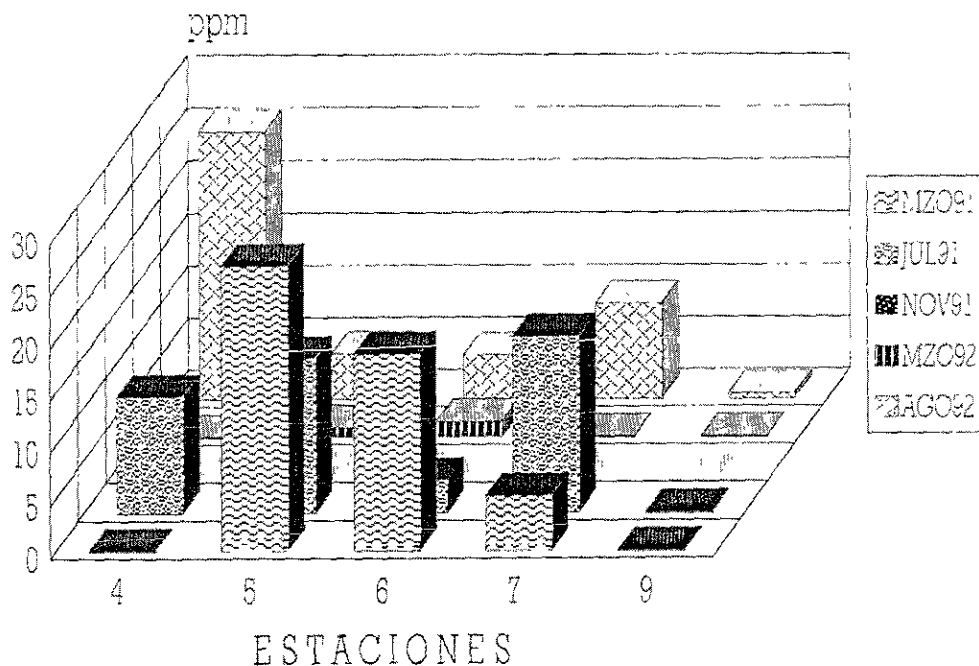
otras fracciones aumentan (Bayne y Thompson, 1970). El contenido de carotenos se correlaciona con el ciclo reproductivo; el porcentaje de pigmentos aumenta en abril y mayo cuando los animales están maduros y aminora rápidamente durante el verano, alcanzando un mínimo durante el invierno (Campbell, 1969).

Por otra parte, en lo que se refiere a la depuración natural de hidrocarburos ingeridos, inicialmente se produce a través del sistema alimenticio (Ganning *et al.*, 1983). Los bivalvos exhiben una actividad enzimática baja o indetectable para metabolizar compuestos xenobióticos tales como los HAP (Lee, 1972), ellos acumulan rápidamente hidrocarburos, pero la excreción de éstos es baja comparativamente debido a la carencia del sistema de la hidroxilasa hidrocarburo "aril" (Neff, 1979). Además, dichos moluscos bioacumulan contaminantes sin alterarlos (Wade, 1989).

La relación entre los principales HAP determinados en el mejillón y los metales, de manera general, tanto el *Benzo(a)antraceno*, el *Benzo(a)pireno* y *Benzo(k)fluoranteno* se obtuvieron en concentraciones altas en marzo (7.22-18.55) y julio de 1991 (5.51-18.29 µg/g), coincidiendo dichos meses con los valores mayores para el níquel (85.6 y 124.9 µg/g), cromo (69.9 y 85.7 µg/g) y zinc (41.8 y 66.3 µg/g) (González *et al.*, 1994). El níquel es uno de los constituyentes metálicos más abundantes del petróleo crudo (Posthuma, 1977; Clark y Brown, 1977). Por el contrario, en noviembre del mismo año y marzo de 1992 los valores de HAP son mínimos o nulos (<0.01-0.77 µg/g) y el níquel se redujo a 74.4 µg/g.

Cabe mencionar que debido a que existe una relación estrecha entre los HCD y la bioconcentración en los mejillones, (por lo que el decremento en las concentraciones de HCD en noviembre de 1991 y marzo de 1992), probablemente se deben a que los muestreos se realizaron con condiciones climáticas adversas (salida y entrada de "Nortes") que provocan alteraciones en la columna de agua y sobretodo remoción de sedimentos superficiales.

FIG. 27. NIVELES DE HAP EN EL MEJILLON *B. exustus* DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



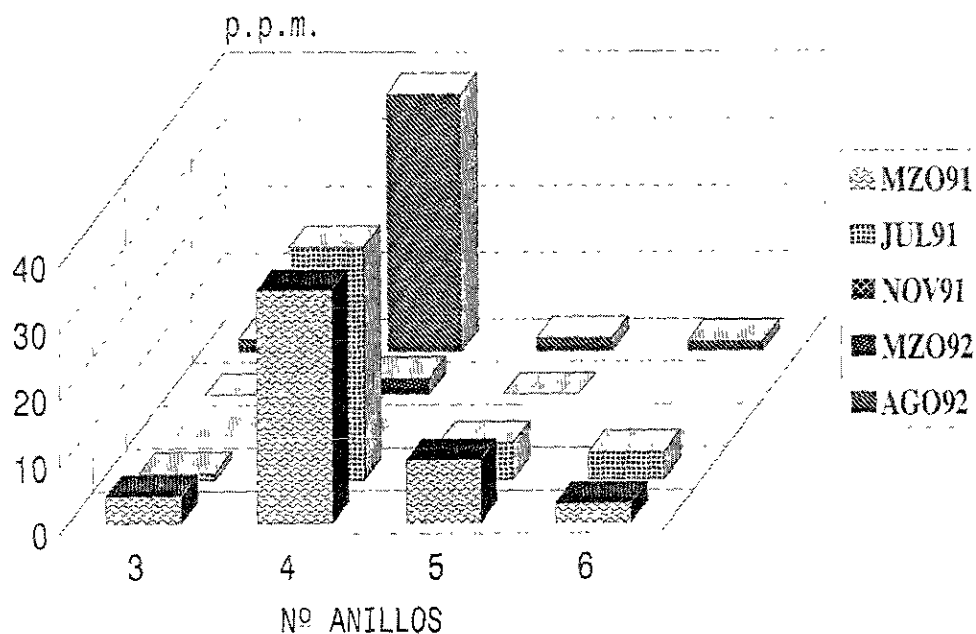
CICLO 1991-1992.

La distribución espacial en el sistema de Sontecomapan por estaciones muestra que en las estaciones 5, 4 y 6 hubo una concentración considerable de HAP totales en los mitílidos. En la primera, (4.39 –27.2 $\mu\text{g/g}$), la cual recibe el aporte de las descargas del río La Palma; en la estación 4 (<0.01- 25.51 $\mu\text{g/g}$) ubicada en el Canal del Real, área de predominio marino, y, la 6 (1.47 – 18.72 $\mu\text{g/g}$) en el Estero El Cacahuete influenciado por tres ríos -como se mencionó anteriormente- (Fig. 27). En contraparte, en este bivalvo en las estaciones 8 y 9 no se detectaron HAP.

Considerando el número de anillos bencénicos (Fig. 28), en *B. exustus* prevalecieron los compuestos aromáticos de 4 anillos con un promedio de 27.62 $\mu\text{g/g}$ para las 6 colectas.

En los sedimentos superficiales no se detectaron compuestos de 6 anillos bencénicos, en cambio en el mejillón sí, con una concentración promedio para el ciclo 1991-1992 de 2.82 $\mu\text{g/g}$ (Tabla 14). En el caso de filtraciones naturales de petróleo se concluyó que los organismos sésiles contienen HAP con pesos moleculares menores que los sedimentos, lo cual podría ser por la disponibilidad de *Naftaleno* disuelto en el agua o bien porque los organismos captan preferentemente los HAP de peso molecular bajo (Wade *et al.*, 1989).

FIG.28. NIVELES DE HAP POR ANILLOS BENCENICOS EN MEJILLON B. exustus DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



Ciclo 1991-1992

En el ostión, el *Benzo(a)pireno* se acumula en concentraciones elevadas a partir tanto de formas disueltas como a través de la adsorción en materia orgánica particulada (Fortner y Sick, 1985). En *Mytilus galloprovincialis*, la captación de este compuesto fue 5 veces más alta cuando las partículas de los sedimentos estaban suspendidas en el agua (Narbonne *et al.*, 1992).

Como ya se mencionó, en el mes de marzo de 1991 se recolectaron en Sontecomapan muestras el día que estaba finalizando un "Norte", y se obtuvieron las concentraciones de HAP más altas en sedimentos, también se cuenta con una de las mayores concentraciones de HAP en el mejillón. Ello probablemente se puede atribuir a un incremento en la suspensión de sedimentos (Narbone *et al.*, 1992).

Uno de los aspectos más estudiados se relaciona con los efectos ocasionados por los hidrocarburos en bivalvos, por ejemplo, en *Mytilus edulis* a concentraciones de 1 µg/g de petróleo crudo, se reduce la alimentación y la asimilación de carbono, mientras que se incrementa la respiración; el efecto neto es una reducción significativa en el balance del carbono (Giffilan, 1973). Por su parte, Renzoni (1973) concluye que los hidrocarburos son perjudiciales para las larvas de *Mytilus* y *Crassostrea*. Lowe y Pipe (1985) demostraron que los hidrocarburos tienen un efecto deletéreo sobre las células de almacenamiento de nutrientes en *M. edulis*, lo que ocasiona una reducción en la fecundidad y produce atresia en los oocitos.

De los estudios más recientes sobre bivalvos, en *M. edulis*, se reporta que 6 ng/g de Fluoranteno o Benzo(a)pireno durante 2 ó 4 semanas reducen la tolerancia del mejillón a la exposición aérea y disminuyen los intervalos de alimentación; añadiendo los dos aromáticos se observó deformación de los folículos y gametos acortando los periodos reproductivos (Eertman *et al.*, 1995). En *Mytilus edulis* el Antraceno, Fluoranteno y Fenantreno a concentraciones de 250 a 750 ng/g inhiben la fagocitosis, dañan a los lisosomas y afectan la permeabilidad de la membrana concluyendo que los HAP tienen un efecto adverso sobre la función celular inmune (Grundy *et al.*, 1996a, 1996b). En otro mejillón *M. galloprovincialis*, Cansio *et al.*, (1998) demostraron que el Benzo(a)pireno produce alteraciones estructurales en los peroxisomas de sus glándulas digestivas.

Sobre el ostión *Crassostrea*, Balouet y Marchand (1987) en un estudio realizado en áreas contaminadas por el derrame del "Amoco Cadiz" - 1978 a 1985 -, reportan que *C. gigas* sufre de necrosis e inflamación; atrofia de las células gonadales en los primeros seis meses del estudio, aunque no relacionaron enfermedades por parásitos y confirman que es difícil establecer una relación entre el grado de contaminación y las enfermedades del ostión. En *C. virginica* a una concentración de 62 µg/g de Fluoranteno se indujo una

reducción del 49% del adelgazamiento del epitelio digestivo, también en campo se comprobó que este aromático induce estrés en el ostión (Weinstein, 1997).

Respecto a efectos comprobados en poblaciones de organismos, Maruya *et al.*, (1997) afirman que los HAP son los responsables de la disminución en la abundancia de la fauna bentónica en Bahía Corpus Christi incluyendo el Lago Tule en Texas.

Tabla 17. Distribución de los HAP promedio en el ostión *Crassostrea* de la Laguna Sontecomapan, Ver.

Compuestos ($\mu\text{g/g}$)	Mzo.91	Jul.91	Nov.91	Mzo.92	Ago.92
<i>Naftaleno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenaftileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Antraceno</i>	0.40	<0.01	<0.01	0.73	<0.01
<i>Fluoranteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	0.42	<0.01
<i>Pireno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	0.32	0.13
<i>Benzo(a)antraceno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	3.57	0.60
<i>Criseno</i>	11.27	<0.01	3.96	<0.01	11.57
<i>Benzo(b)fluoranten</i>	<0.01	<0.01	<0.01	2.75	0.42
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	2.44	0.50
<i>Benzo(a)pireno</i>	0.97	<0.01	<0.01	1.66	<0.01
<i>Indeno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	0.98	<0.01
[TOTAL]	12.64	<0.01	3.96	12.87	13.22

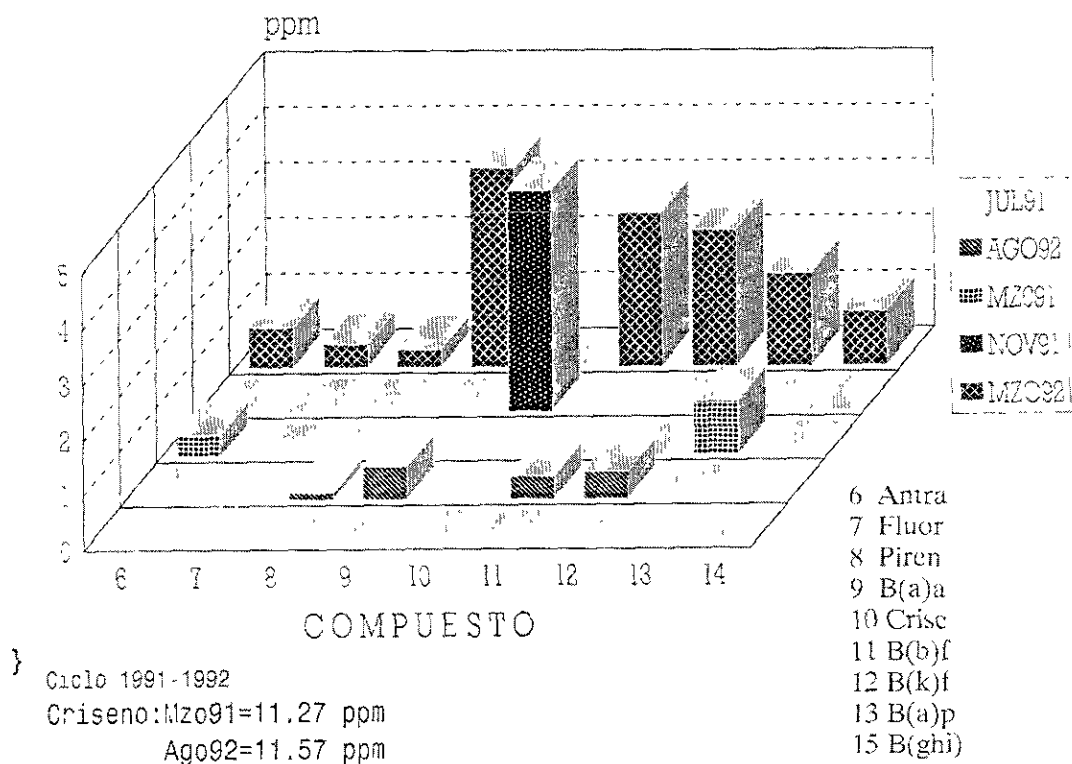
Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$

Hay que tomar en cuenta que *C. virginica* y *C. rhizophorae* son especies de poca abundancia en la Laguna Sontecomapan, con la salvedad de que no se colectaron organismos en el mes de septiembre y en las estaciones de colecta, en las que no hay resultados sobre HAP, se debe a que no se capturaron especímenes en dichas zonas por no habitar en ellas.

En la Tabla 17 se muestra que las concentraciones promedio más altas de HAP para *Crassostrea* sp. se ubicaron en el mes de agosto de 1992 con 13.22 µg/g (0.13.-11.57), después marzo del mismo año con 12.87 µg/g (<0.01-3.57). En julio de 1991 no se detectó ningún HAP en ostión y en noviembre el único compuesto evaluado fue el *Criseno* con un promedio de 3.96 µg/g.

Las discrepancias en las concentraciones de HAP en las diferentes épocas del año pueden estar ocasionadas por los cambios en los factores climáticos, considerando por ello que en el Golfo de México se presentan "Nortes" y huracanes, el último huracán que se produjo antes de llevar a cabo los muestreos de 1991, fue el huracán "Gilberto" en el año de 1990.

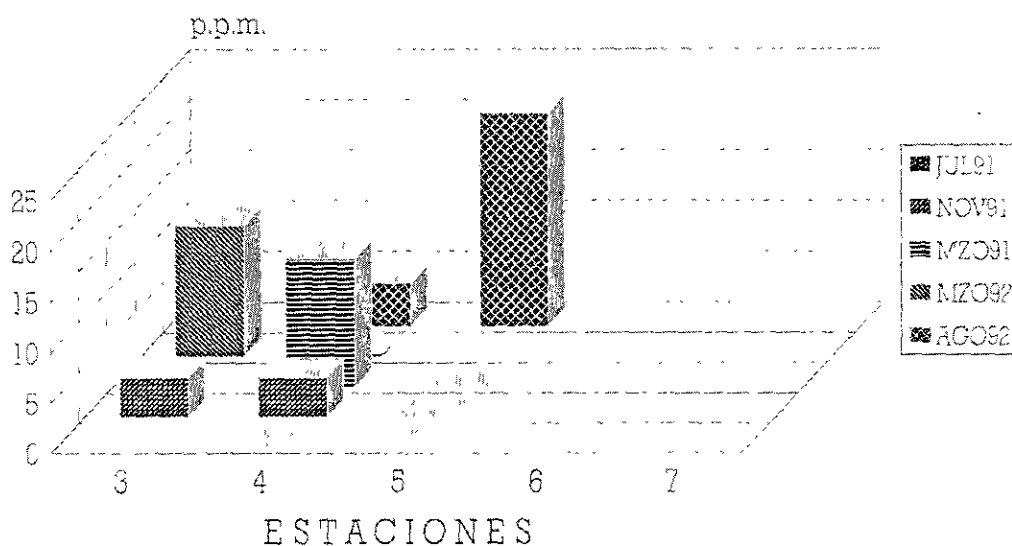
FIG. 29. NIVELES DE HAP EN EL OSTION *Crassostrea* DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



En relación al predominio de HAP en el ostión, en la Fig. 29 durante el ciclo 1991-1992, se tiene en primer lugar al *Criseno* (11.27 $\mu\text{g/g}$), después está el *Benzo(k)fluoranteno* (2.44), el *Benzo(a)antraceno* (2.39), y por último el *Benzo(b)fluoranteno* (2.81). Para dicho molusco, el *Benzo(a)pireno* se encuentra con un promedio de 1.04 $\mu\text{g/g}$ siendo esta concentración menor a la del mejillón 4.55 $\mu\text{g/g}$. En general la concentración del ostión es igualmente alta si se toma en cuenta lo citado por Sittig (1985) respecto a que los HAP están entre los 65 contaminantes tóxicos prioritarios para la EPA (Environmental Protection Agency, USA), y refiere del riesgo de cáncer de 1 en 100,000 sometido a una concentración de 0.028 ng/g y además, para el agua potable recomienda que la concentración de HAP no exceda de 0.2 ng/g.

La estación de colecta en la cual se encontraron las mayores concentraciones de HAP totales en *C. rhizophorae* corresponde a la estación 5 (desembocadura del Río la Palma), con 21.09 $\mu\text{g/g}$ pero, en esta estación sólo se colectó ostión en agosto de 1992. Para la estación 4 (Canal Del Real) el nivel promedio de HAP fue de 5.76 $\mu\text{g/g}$. El ostión *C. virginica*, que es una especie marina solamente se recolectó en la estación 3 cercana a la boca de la laguna, cuya concentración de HAP fue de <0.01 a 12.95 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 30).

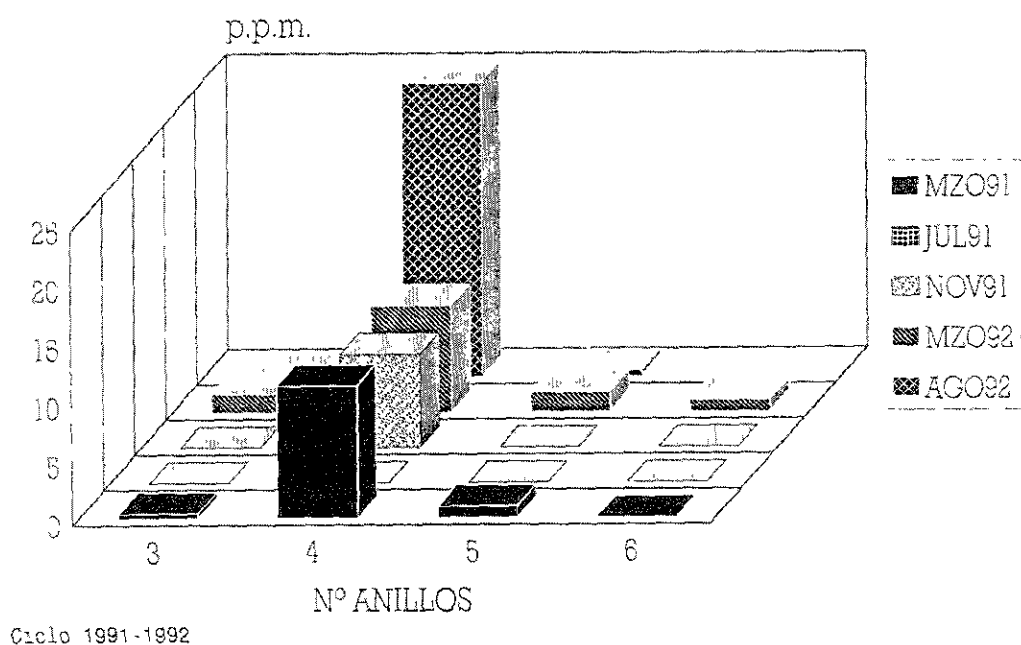
FIG. 30. NIVELES DE HAP EN EL OSTION *Crassostrea* DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



Para el ostión *Crassostrea iridiscens* en el Puerto de Salina Cruz, Oax., Botello *et al.*, (1995) reportaron un promedio de HAP de 39.78 $\mu\text{g/g}$ (9.72 – 75.07 $\mu\text{g/g}$), si se comparan dichos resultados con los obtenidos en los ostiones de la laguna Sontecomapan, se tiene que esta área del Pacífico mexicano sobrepasa hasta en un triple al sistema estudiado. No obstante, en *C. iridiscens* hubo un predominio de HAP de 4 anillos bencénicos al igual que en los ostiones del presente trabajo.

El ostión *C. rhizophorae* presenta diferencias con respecto al mejillón *B. exustus*, y la relación entre las altas concentraciones de HAP se concuerda con las altas concentraciones en los sedimentos, Tabla 6 y 12. Esto se corrobora ya que el *Criseno* es el compuesto dominante tanto en los sedimentos como en este mitilido. Wade *et al.*, (1989) concluyen al estudiar filtraciones naturales de petróleo que las concentraciones altas de HAP se localizan en los tejidos de organismos sésiles, que éstas se presentan en los organismos que habitan cerca de los sedimentos. Sin embargo, dichos autores no especifican si los organismos acumulan HAP a partir del agua o de los sedimentos.

FIG. 31. NIVELES DE HAP POR ANILLOS BENCENICOS EN OSTION *Crassostrea* DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



En la Fig. 31 se presentan las concentraciones por anillos bencénicos en ostión de la laguna Sontecomapan y se aprecia que las mayores concentraciones estuvieron conformadas por los compuestos de 4 anillos, con promedios de 13.19 $\mu\text{g/g}$ para el ciclo 1991-1992, de forma similar que para los sedimentos y el mejillón. A continuación estuvieron los compuestos formados por 5 anillos con 1.04 $\mu\text{g/g}$, no obstante, no se detectaron compuestos de 6 anillos bencénicos (Tabla 19). La suma de HAP de 4 y 5 anillos incluye compuestos de alto peso molecular producidos a partir de la ignición de combustibles fósiles o madera en tierra y subsecuentemente transportados y depositados fuera de costa (Steinhauer y Boehm, 1992).

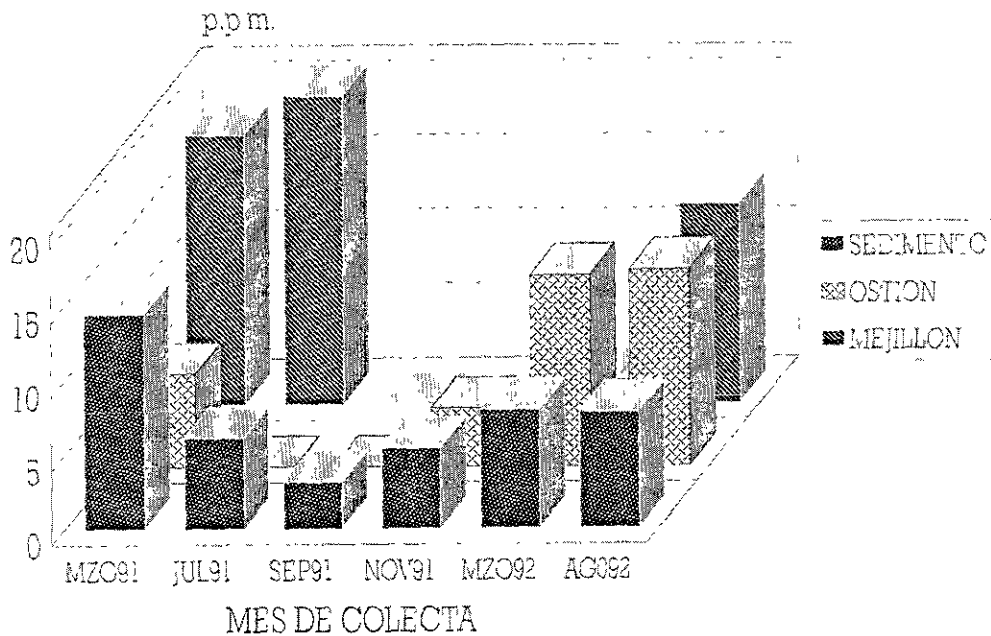
Los resultados antes mencionados apoyan el hecho de que el mejillón *Brachidontes* tiene una tasa de filtración mayor que el ostión *Crassostrea*, dado que presenta una superficie más amplia de branquias, por lo que quizá se vea directamente influenciado por la concentración de hidrocarburos en el agua, a pesar de estar asociado directamente a los sedimentos y de que las dos especies se alimentan por filtración. Queda de manifiesto que el mejillón, en Sontecomapan tiende a concentrar HAP de pesos moleculares mayores que el ostión, contrario a ello Mix y Schaffer (1983) sugieren que los HAP con alta solubilidad se concentran en el mejillón en niveles de uno a dos órdenes de magnitud sobre los HAP menos solubles (Anexo B).

Un comportamiento similar es descrito por Burns y Yelle-Simmons (1994) quienes determinaron en Bahía las Minas, Panamá, después de 5 años de haber ocurrido un derrame de petróleo, que los HAP mucho más residuales tanto en sedimentos como en bivalvos fueron *Dibenzotiofeno*, *Fenantreno* y *Criseno*. Asimismo, *Mytilopsis* acumuló significativamente más petróleo que *Crassostrea*. Las dos especies indicadoras mostraron diferencias en la cantidad de residuos de petróleo acumulado, lo que puede relacionarse a diferencias en estrategias alimentarias y/o capacidades metabólicas. Sin embargo, el contenido de HAP individuales fue similar para las dos especies. Además, comprobaron la persistencia por largo tiempo de residuos de petróleo crudo en los lodos profundos del ecosistema de manglar.

Narbonne *et al.*, (1992), hace referencia a la capacidad de los mejillones para acumular HAP tanto de los relacionados con la columna de agua o de los que permanecen en los

sedimentos, lo cual hace a éstos organismos atractivos como bioindicadores de contaminación. Por último, Neilson (1994) menciona que es imposible distinguir entre captación directa a través del alimento y desorción simultánea, que resulta de la adquisición directa por medio de la fase acuática. Existen evidencias de que la bioconcentración a través del alimento contaminado es la ruta principal de absorción para compuestos pobremente solubles en agua, lo cual ha sido demostrado para otros compuestos como los bifenilos policlorados (PCB's).

FIG. 32. NIVELES DE HAP TOTALES EN SEDIMENTO Y BIVALVOS DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



Ciclo 1991-1992

En la Fig. 32 se observa que las mayor concentración de HAP totales durante el ciclo 1991-1992 corresponden al mejillón, le sigue la concentración de HAP en ostión y la menor se ubica en los sedimentos. Comparando dicha figura con la Fig. 12 se puede concluir que las mayores concentraciones de HAP totales en todos los componentes

anteriores y en los HCD, se presentan en los meses de marzo, agosto y noviembre y las menores concentraciones en el mes de julio y septiembre.

Por otra parte, de acuerdo a la prevaencia de compuestos formados por 4 anillos bencénicos, (*Pireno*, *Criseno*, *Benzofluoranténos*), probablemente el origen de los HAP en el sistema lagunar es por pirólisis de materia orgánica (quema de combustibles fósiles, incendios forestales, quema de basura y desechos), por aporte de descargas fluviales sin descartar el transporte atmosférico que es importante (Steinhauer y Boehm, 1992; Wild y Jones, 1995). Los HAP derivados del petróleo y aquellos provenientes de la combustión no son igualmente susceptibles de perderse por actividad bacteriana y lavado, los HAP del petróleo se degradan mucho más rápidamente (Jones *et al.*, 1986 en Murray *et al.*, 1991).

Del mismo modo, Mille *et al.*, (1998) y Burns y Yelle-Simmons (1994), en lo que se refiere a la gran persistencia de los HAP, determinaron que los hidrocarburos aromáticos de 3 a 5 anillos bencénicos en sedimentos provenientes del derrame del Amoco Cádiz (1978), en la zona de manglar permanecieron relativamente inalterados hasta 1991, en tanto que los constituidos por sólo 2 anillos fueron degradados. Por ejemplo, el *Benzo(a)pireno* es muy resistente a la degradación microbiana y tiene un gran potencial de bioacumulación (Galassi, 1999).

Los procesos pirogénicos incluyen la combustión parcial de gasolina, aceites lubricantes, aceites combustibles y otros. (Gill *et al.*, 1989). Pancirov y Brown (1975) estimaron que por pirólisis se produce al menos 1000 veces más *Benzo(a)pireno* que por contaminación de petróleo. Neff (1979) menciona que la mayoría de los HAP en el ambiente son derivados durante la combustión incompleta de materia orgánica a temperaturas altas.

Otro factor que puede estar generando la presencia de HAP en la Laguna Sontecomapan es el tráfico de lanchas que se realiza con fines recreativos, aunque prioritariamente se desarrolla por la pesca que se lleva a cabo dentro de la laguna y mar adentro. Las principales fuentes de petróleo antropogénico son crónicas, tales como operaciones de barcos y aguas residuales. Además, el transporte atmosférico del petróleo, que aunque no es bien conocido es significativo (Libes, 1992).

MACROALGAS Y FANERÓGAMA MARINA

Al llevar a cabo la revisión bibliográfica correspondiente, se comprobó que la mayoría de estudios de bioacumulación en algas, se realizó en primer término con microalgas, y en segundo lugar con los contaminantes más usados: los metales y los hidrocarburos policlorados, de hecho sólo Kauss (1973) mencionan que en las algas dulceacuícolas pueden persistir los hidrocarburos del petróleo, mientras que Knutzen y Sortland (1982) concluyeron que eran escasos los trabajos con macroalgas.

Las especies de macroalgas más utilizadas como bioindicadoras de metales son *Fucus*, *Enteromorpha*, *Ulva*, *Laminaria* y *Ascophyllum* (Bareiro *et al.*, 1993), en éstas se involucra un intercambio de iones con polisacáridos de la pared celular, seguida de una asimilación por vacuolas de la membrana, que contienen polifenoles en concentraciones altas (Phillips, 1980).

Por lo anterior, para complementar el presente estudio se efectuaron algunas determinaciones de HAP en macroalgas rodofitas del género *Bostrychia* y en la clorofita *Enteromorpha*, no obstante, sólo fueron recolectadas en estaciones de muestreo específicas y exclusivamente en el mes de marzo de 1991 y 1992. También se consideraron algunas muestras de la angiosperma *Ruppia maritima*. Los resultados se agruparon por Phylum y no por especies.

De acuerdo a los resultados obtenidos, en marzo de 1991 el promedio de HAP para las rodofitas fue de 38.95 µg/g (<0.01-12.96). Los compuestos predominantes en rodofitas fueron el *Benzo(a)antraceno* con un promedio de 25.92 µg/g, el *Pireno* (15.72), *Benzo(b)fluoranteno* (14.22), *Antraceno* (4.22) y *Benzo(a)pireno* (4.97). De las clorofitas (Tabla 18), el mes de marzo de 1991 presenta una concentración promedio de 67.08 µg/g (<0.01-14.21). Los compuestos con las concentraciones más elevadas fueron el *Antraceno* (14.21), *Benzo(a)antraceno* (14.11), el *Benzo(b)fluoranteno* (10.44) el *Criseno* (5.2) y el *Pireno* (4.97) (Fig. 33).

Para *Enteromorpha*, la estación de colecta donde se ubican los niveles mayores es la 1 con un promedio HAP de 98.37 µg/g. Los valores mayores en rodofitas, resultaron en la

estación 4 con un promedio de 58.26 µg/g ; ésta se localiza en El Canal de El Real y tiene influencia marina, siendo mayor en la estación 1 que se halla en la boca de la laguna.

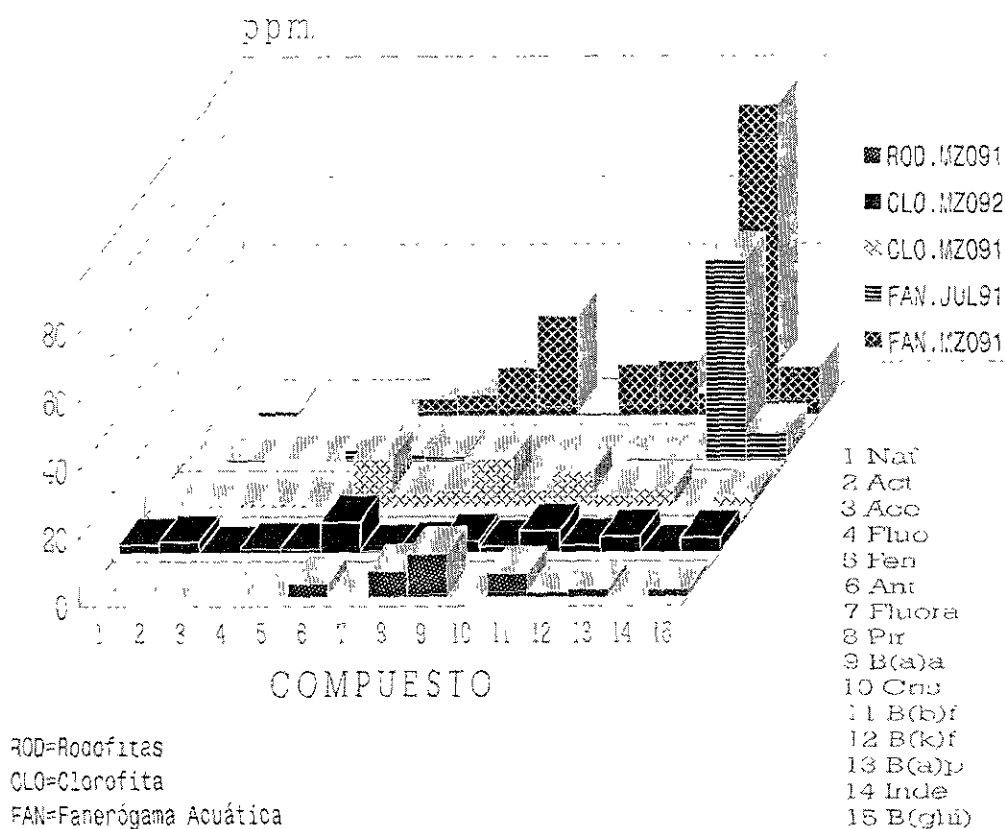
Tabla 18. Distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos promedio en macroalgas y fanerógama marina de la Laguna Sontecomapan.

Compuestos (µg/g)	Rodofitas	Clorofitas		Fanerógama acuática	
	Mzo.91	Mzo.91	Mzo.92	Mzo.91	Jul.91
<i>Naftaleno</i>	<0.01	0.33	2.41	<0.01	0.27
<i>Acenaftileno</i>	<0.01	0.55	3.18	1.39	0.61
<i>Acenafteno</i>	<0.01	1.03	<0.01	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	0.92	1.03	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	<0.01	<0.01	0.92	<0.01	3.55
<i>Antraceno</i>	4.22	14.21	8.97	5.16	2.30
<i>Fluoranteno</i>	0.38	4.04	0.43	6.17	1.34
<i>Pireno</i>	7.86	4.97	1.21	14.17	1.29
<i>Benzo(a)antraceno</i>	12.96	14.11	3.49	29.39	1.13
<i>Criseno</i>	<0.01	5.09	1.78	0.73	1.52
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	7.11	10.44	6.35	14.87	0.13
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	1.53	3.45	2.17	15.93	0.85
<i>Benzo(a)pireno</i>	2.49	5.20	4.64	6.52	0.44
<i>Indeno</i>	<0.01	<0.01	<0.01	80.78	59.44
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	2.40	2.74	4.28	14.25	8.57
[Total]	38.95	67.08	40.86	189.36	81.44

Límite de detección:0.01 µg/g

A la macroalga *Enteromorpha* se le utiliza para ensayos de mutagenicidad, además, esta especie tienen un radio grande entre el área superficie/volumen, propiedad que destaca su eficiencia de bioacumulación. Sin embargo, desde el punto de vista bioquímico, las rodofitas, suelen contener compuestos halogenados lo cual reduce su valor como especie bioacumuladora (Levine, 1984).

FIG. 33. NIVELES DE HAP EN MACROALGAS Y FANEROGAMA ACUATICA EN LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



ROD=Rodofitas
 CLO=Clorofita
 FAN=Fanerógama Acuática

Como se observa en este estudio, existe una similitud entre las rodofitas y clorofitas en relación a los compuestos de HAP registrados en el mes de marzo de 1991. Particularmente en las clorofitas, la estación 1 registró los valores más altos (61.57 $\mu\text{g/g}$). El promedio general entre la estación 1 y 3 de este mes fue de 40.86 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-8.97). Tomando en cuenta las concentraciones totales de HAP, los compuestos que sobresalieron nuevamente estuvieron encabezados por el *Antraceno* (60.57), el *Benzo(a)antraceno* (49.3), *Benzo(b)fluoranteno* (44.02), *Benzo(a)pireno* (24.87) y el *Pireno* (17.32) (Fig. 33). En dichas algas se logró determinar compuestos formados por 2 anillos bencénicos, mientras que en las rodofitas no. De éstos aromáticos, la mayor concentración de HAP totales fue para el *Acenafteno* (3.01 $\mu\text{g/g}$) y el *Fluoreno* (2.77) respectivamente.

En relación a las concentraciones tomando en cuenta el número de anillos bencénicos, la Tabla 19 muestra que los niveles más altos son para los compuestos de 4 anillos, con un máximo de 114.17 $\mu\text{g/g}$ en marzo de 1991. Siguen los compuestos de 3 anillos con una concentración de HAP totales de 54.75 $\mu\text{g/g}$. Concluyendo que las rodofitas contienen menores concentraciones de HAP en comparación con las clorofitas; y comprenden concentraciones más elevadas que los sedimentos y los bivalvos. Sobre esto, Knutzen y Sortland (1982) citan concentraciones de HAP en macroalgas *Fucus vesiculosus* (0.28 a 2.0 $\mu\text{g/g}$), en *F. serratus* (0.46 a 2.96 $\mu\text{g/g}$) y en *Laminaria saccharina* (0.57 $\mu\text{g/g}$) en un área prístina o moderadamente contaminada de las costas de Noruega. De esto se puede deducir que las concentraciones detectadas en las macroalgas de Sontecomapan corresponden a una zona contaminada.

Dreckman (comunicación personal) considera que las rodofitas pueden ser útiles indicadoras de contaminación debido a que cuando ésta es muy alta, las algas no se reproducen y por consiguiente desaparecen de su hábitat. Aunado a que su pared celular es mucho más selectiva que la de las clorofitas. Por ejemplo, las rodofitas al parecer fueron las macrofitas más sensibles a los derrames de petróleo Torrey Canyon y Tampico Maru (Samiullah, 1985).

En general, las algas marinas acumulan cantidades pequeñas de ácidos grasos y lípidos, con algunas excepciones, la composición de su fracción de ácidos grasos es similar cualitativamente. Existen algunas características cuantitativas, por ejemplo, las algas rojas tienden a estar enriquecidas relativamente con ácidos grasos C20 insaturados y las algas verdes tienden a acumular grandes cantidades de ácido cis-vacénico y ácido α -linolénico.

Ha sido reportado que la bioacumulación en microalgas no afecta el metabolismo o el intervalo de crecimiento de las células, al menos para compuestos orgánicos. Además de que éstas tienen un radio de bioacumulación para el DDT, aldrín y dieldrín muy alto (Boyle, 1984). Sin embargo, Holland *et al.*, (1996) reportaron que en *Fucus serratus* los HAP ocasionan alteración en las vesículas reproductivas de las algas.

Ahora bien, sobre la hidrófita sumergida *Ruppia maritima*, exclusivamente se le recolecta en las estaciones 5 y 6 durante el mes de marzo (1991). En la Tabla 18 se tiene el promedio de HAP correspondiente que fue de 189.36 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-91.45). Debido al cambio en las condiciones climáticas, en el mes de julio de 1991 sólo había *R. maritima* en la estación 10 ubicada en la zona sur de la laguna, de características netamente dulceacuícolas. Aquí las concentraciones de HAP totales fueron de 81.44 $\mu\text{g/g}$ (<0.01-59.44) (Fig. 30).

En la Fig. 33, se aprecia que las mayores concentraciones totales que aparecieron en *R. maritima* en marzo y julio de 1991, fueron para el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* (242.34 $\mu\text{g/g}$), *Benzo(a)antraceno* (59.9), el *Benzo(ghi)perileno*(37.06), *Benzo(k)fluoranteno* (32.7), el *Benzo(b)fluoranteno* (29.87) y para el *Pireno* (29.62). El haber detectado *Indeno* en altas concentraciones en el pasto marino en la estación 6 (59.44 $\mu\text{g/g}$) y en la 10 (169.14 $\mu\text{g/g}$), confirma la presencia de petróleo en el sistema.

Dado que las concentraciones detectadas en las macroalgas y el pasto marino fueron altas, es conveniente considerar algunos de los efectos que ocasionan los HAP, por ejemplo, los valores de toxicidad para organismos acuáticos publicados por la NOAA (1993) indican que en peces y crustáceos el *Fluoreno* es tóxico a 0.035 ng/g mientras que el *Fluoranteno* lo es con 0.6 ng/g; para HAP totales, la toxicidad para la biota acuática al 50% se presenta a 35 ng/g. En cuanto a los efectos de HAP en vegetación, destaca el trabajo de Klekowski *et al.*, (1994), en el que se demostraron mutaciones en la deficiencia de clorofila letal recesiva en el mangle rojo *Rhizophora mangle*, correlacionadas con las concentraciones de HAP en los sedimentos. En la laguna Sontecomapan, los valores promedio de HAP están en un intervalo de 0.5 a 58.80 $\mu\text{g/g}$ en *Enteromorpha*.

El *Benzo(ghi)perileno* es uno de los compuestos que se presenta en concentraciones altas en sedimentos recientes anaeróbicos (Guzzela y De Paolis, 1994). Le Dréau *et al.*, (1997) citan que en general los HAP de 4 y 5 anillos bencénicos no se detectan en petróleo crudo, que son de origen pirolítico ya que resultan de los residuos de combustión atmosférica (quema de bosques y combustibles fósiles), en contraparte, se afirma que el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* y el *Benzo(ghi)perileno* son generados a partir del petróleo (Zhang *et al.*, 1993).

Referente al *Naftaleno*, *Fluoranteno* y el *Antraceno*, Huntley *et al.*, (1993) argumenta que éstos compuestos no necesariamente están asociados al petróleo y que bien pueden relacionarse a la fabricación de químicos y pinturas; aunque en el área de la Laguna Sontecomapan no se halla este tipo de industrias. Le Dréau *et al.*, (1997) indican que el *Antraceno* se detecta en áreas urbanas e industriales y también por la quema de bosques.

Acerca de la biosíntesis de HAP, Borneff *et al.*, (1968) demostraron que los cultivos de alga *Chlorella vulgaris* produjeron *3,4-benzopireno*, *11,12-benzofluoranteno*, *3,4-benzofluoranteno*, *1,2-benzoantraceno*, *fluoranteno*, *1,2,3-indenopireno*, *benzo(ghi)perileno*. Sin embargo, Klekowski *et al.*, (1994) indican que la biosíntesis de HAP es rara.

Por otra parte, en el presente estudio se calcularon las correlaciones entre las concentraciones de HAP promedio determinados en las macroalgas y en la hidrófita sumergida concluyendo que existe una correlación significativa ($r= 0.91$) entre *R. maritima* recolectada en marzo y julio de 1991, lo mismo se obtuvo para las rodofitas y clorofitas de 1991 ($r=0.79$) y en las clorofitas de marzo 1991 y 1992 ($r=0.73$). Por el contrario no hubo correlación alguna entre ambas macroalgas con respecto a la fanerógama acuática, ni entre las algas rojas (1991) con las algas verdes (1992). Lo anterior se hizo con el fin de establecer si había una acumulación similar tomando en cuenta los HAP individualmente determinados en las diferentes especies estudiadas y se sugiere que no la hubo, pero, no hubo diferencias en la misma especie.

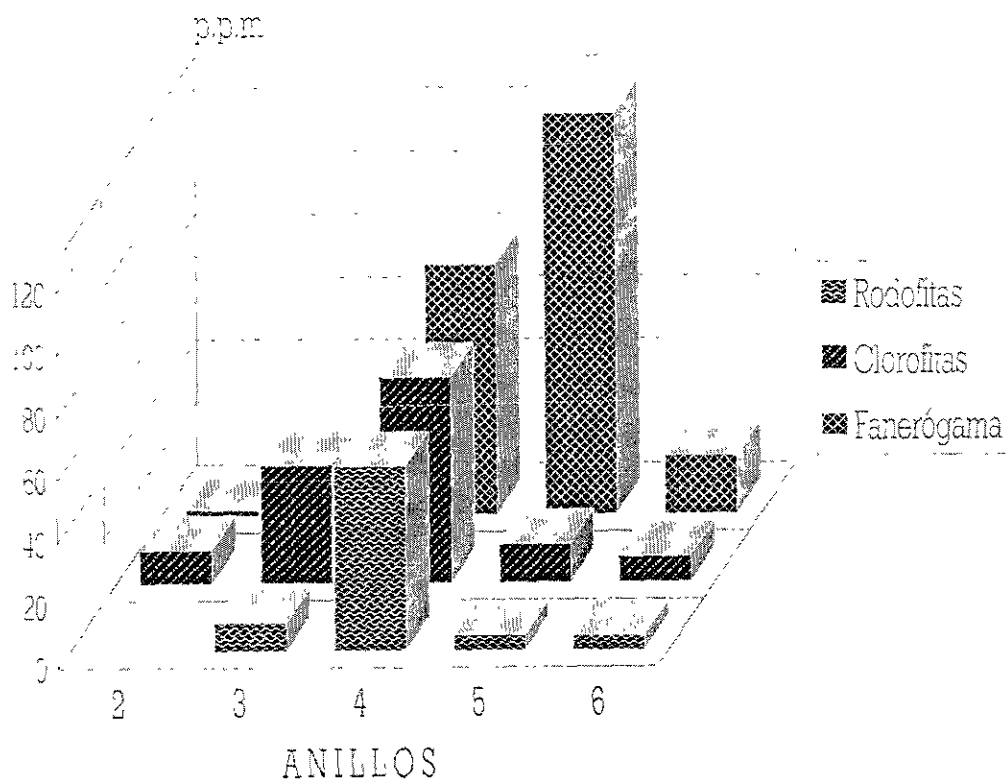
En la Tabla 19 se aprecia que a diferencia de las macroalgas en la hidrófita sumergida prevalecen los compuestos formados por 5 anillos bencénicos. Además, se observa en primer lugar que la hidrófita sumergida bioacumula predominantemente HAP de pesos moleculares altos, en comparación con todos los otros componentes estudiados en la Laguna de Sontecomapan, en segundo término destaca el hecho de que los HAP conformados por 2 anillos bencénicos sólo se detectaron en los sedimentos superficiales, en las clorofitas y en *R. maritima* (fig. 34). Lo anterior, coincidiendo con lo reportado por Meharg *et al.*, (1998) para vegetación terrestre (pastos) del Reino Unido, en la que evaluaron altas concentraciones de *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* y *Benzo(ghi)perileno*, y los

autores citan que probablemente el origen de tales HAP se debe a la depositación de partículas secas en la atmósfera. Además, indican que la contaminación de las plantas a partir de este tipo de depositación atmosférica es la principal ruta de entrada de compuestos semivolátiles liberados por incendios accidentales (de químicos tales como plásticos) y que la dispersión depende en gran medida de las condiciones ambientales prevalecientes.

Tabla 19. Concentraciones promedio de HAP por anillos bencénicos en algunos componentes de la Laguna Sontecomapan.

	Nº Anillos	µg/g
Sedimentos	2	1.45
	3	2.23
	4	20.11
	5	1.28
Mejillón	3	2.35
	4	27.62
	5	5.62
	6	2.82
Ostión	3	0.99
	4	13.29
	5	1.04
	6	0.98
Algas verdes	2	10.87
	3	37.68
	4	65.73
	5	12.44
	6	8.4
Algas rojas	3	9.19
	4	58.92
	5	4.97
	6	4.8
Fanerógama acuática	2	1.83
	3	14.93
	4	80.01
	5	127.91
	6	18.53

FIG. 34. NIVELES DE HAP POR ANILLOS BENCENICOS EN VEGETACION ACUATICA DE LAGUNA SONTECOMAPAN.



Por otra parte, Lujan (1975 en González, 1976)) cita que *R. marítima* presenta un alto porcentaje de proteínas y carbohidratos y por otra parte, Reveles (1993) en un estudio sobre la bioquímica de esta especie (recolectada también en la laguna Sontecomapan), se describe que contiene ácidos grasos, con una mayor diversidad de ellos en los rizomas que en las hojas, variando estas proporciones dependiendo de las latitudes y épocas del año. También considera que la temperatura es un factor determinante para las variaciones en dichos compuestos. Si además se toma en cuenta que los HAP son lipofílicos, la presencia de ácidos grasos en *R. marítima* explicaría en buena medida las altas concentraciones de HAP detectadas (Fig. 34).

En el mismo estudio Reveles (1993), identificó por espectrometría de masas en *R. marítima* ácidos aromáticos, 2-metil-aromáticos, cicloalcanos y ésteres metílicos

aromáticos, entre otros (con pesos moleculares de hasta 419). Esto no descarta la posibilidad de que algunos compuestos aromáticos sean de origen biogénico, pero quizá los compuestos de altos pesos moleculares determinados en la Laguna Sontecomapan son de origen antropogénico.

Por último, para evaluar las diferencias entre las concentraciones detectadas en macroalgas y la hidrófitas sumergidas o sugerir si éstas pueden ser utilizadas como bioindicadores de contaminantes orgánicos, se hace necesario el señalar algunas de sus características:

Enteromorpha intestinalis

Macroalga
Clorofita
Organismos unitarios
Plantas en parte tubulares y muy largas
Talo de 14-17 μ , Células de 9-15 μ de diámetro
Reproducción asexual por zoosporas
Color verde claro
Epífita de *Ruppia maritima*
No Traslocación

Bostrychia moritziana

Macroalga
Rodofita
Organismos unitarios
Plantas filiformes, ramificación pinada, monosifonal
Talo de 2 -6.5 cm, ramas laterales de 2.2 mm de largo
Reproducción sexual trifásica
Color púrpura
Asociada a las raíces de *Rhizophora mangle*
No Traslocación

Ruppia maritima

Fanerógama acuática, herbácea. Hidrófita sumergida
Organismos Modulares
Órganos: raíz, rizoma, hojas, flores, frutos
Aspecto filamentoso (hasta 30 cm largo y 1-2 mm ancho)
Reproducción sexual
Hojas color verde
Traslocación

Las fanerógamas acuáticas, dependiendo de las condiciones ambientales, pueden obtener los nutrientes necesarios para su crecimiento desde los sedimentos así como también del agua circundante a través de las hojas, (Thursby y Harlin, 1982 en Libes y Boudouresque, 1987) por lo que de igual forma la captación de HAP por *R. maritima* en el área de este estudio probablemente se lleva a cabo por estas dos vías.

Otro mecanismo involucrado en la bioacumulación de HAP pudiera ser la traslocación, la cual se refiere al transporte a "larga distancia" de compuestos fotosintéticos, nitrógeno, fósforo, carbono y de compuestos orgánicos, desde el rizoma a la raíz o hacia las hojas e inclusive desde las hojas a los organismos epífitos y de las hojas a las raíces (Libes y Boudouresque, 1987), cabe señalar que una de las algas epífitas específica de esta hidrófita sumergida es *Enteromorpha intestinalis*.

La traslocación es de importancia particular debido a que *R. maritima* es una especie constituida por ramets, los cuales, en conjunto, conforman un módulo y pueden estar unidos tanto vertical como horizontalmente; además, cada ramet constituye entidades fisiológicas capaces de sobrevivir y morir de manera independiente.

En *Thalassia testudinum* se observa una integración fisiológica por ejemplo, en la cual el descenso en los niveles de carbohidratos solubles en las hojas más bajas se asocia con el incremento en los niveles de proteínas en raíces y rizomas (Tomasko y Dawes, 1989).

Comparando los resultados obtenidos de los niveles de HAP entre macroalgas y la fanerógama acuática, se puede concluir que éstos últimos son los que mayor acumulación están presentando y no sólo en relación a las algas sino con todos los otros componentes del sistema estudiado. De hecho, en orden decreciente en cuanto a los niveles totales de HAP registrados en cada uno de los componentes del sistema estudiado se tiene la siguiente jerarquía: *Ruppia* > *Enteromorpha* > *Bostrychia* > *Brachidontes* > *Crassostrea* > Sedimentos > Agua.

Este patrón de acumulación de contaminantes orgánicos de alguna manera coincide con lo reportado por Díaz (1992), para hidrocarburos organoclorados: peces > macrofitas sumergidas > ostión > sedimentos.

Los altos niveles detectados de HAP en la fanerógama acuática quizá se deben en primer lugar a la gran concentración de ácidos grasos y, en segundo término, probablemente a la traslocación de éstos. En general existen escasos estudios sobre *R. marítima*, no obstante hay reportes en los cuales se ha demostrado la exportación de compuestos orgánicos en pastos marinos tales como: *Posidonia*, *Thalassia*, *Zostera* y *Halodule* (Libes y Boudouresque, 1987; Tomasko y Dawes, 1989), en el lirio acuático *Eichornia crassipes* se comprobó el transporte de carbono entre los ramets (Alpert *et al.*, 1991).

Edwards (1983) indica que hay traslocación de HAP en algunas plantas terrestres, de igual forma, en *Rhizophora mangle* se ha constatado la traslocación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en el interior de sus tejidos (Getter *et al.*, 1985 en Klekowski *et al.*, 1994)

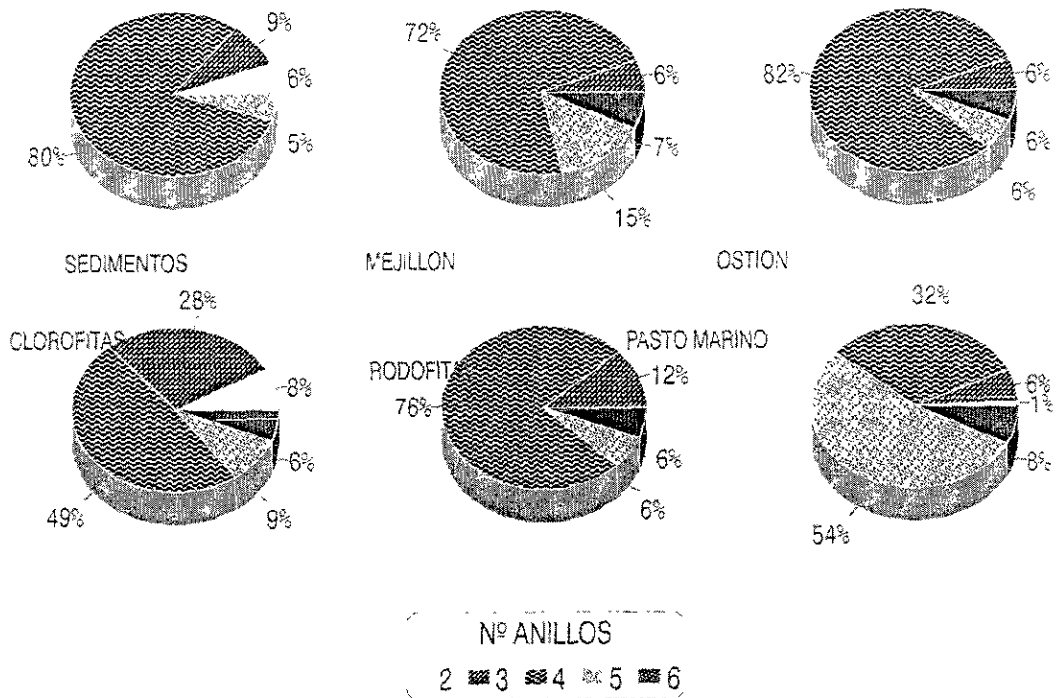
Finalmente, como corolario, en la Tabla 15 se pueden observar los resultados obtenidos en todos los componentes analizados en este estudio, con base en el predominio de los anillos bencénicos que conforman a los HAP detectados:

Tabla 20. Predominio de HAP por anillos bencénicos en diversas matrices de la Laguna Sontecomapan.

Matriz	N° Anillos								
Sedimento:	4	>	3	>	2	>	5		
Mejillón:	4	>	5	>	6	>	3		
Ostión:	4	>	5	>	3	>	6		
Rodofitas:	4	>	3	>	5	>	6		
Clorofita:	4	>	3	>	5	>	2	>	6
Fanerógama acuática:	5	>	4	>	6	>	3	>	2

En la Fig. 35, de acuerdo a los porcentajes de HAP's considerando el número de anillos bencénicos en cada uno de los componentes estudiados, se observa que los mayores porcentajes correspondieron a los compuestos conformados por 4 anillos, con excepción de la fanerógama en la que las mayores concentraciones de HAP's correspondieron a los de 3 anillos bencénicos.

FIG. 35. PORCENTAJE DE HAP POR ANILLOS BENCENICOS EN ALGUNOS COMPONENTES DE LAGUNA SONTECOMAPAN.



En la Tabla 21 se incluye información tomada de Kauss y Hamdy (1991) sobre el grado de mutagenicidad y carcinogenicidad de algunos de los compuestos detectados en el presente estudio:

Tabla 21. Grado de mutagenicidad y carcinogenicidad para organismos de algunos HAP.

Compuesto	Mutagénesis	Carcinogénesis
<i>Criseno</i>	+	+ -
<i>Benzo(a)antraceno</i>	+	+
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>		++
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	-	-
<i>Benzo(a)pireno</i>	+	+++
<i>Indeno</i>	+	+

(No carcinogénico - ; Carcinogénesis débil o desconocida + - ; Carcinogénico + ; Fuertemente carcinogénico +++).

Los HAP son considerados por la EPA (Environmental Protection Agency) como desechos peligrosos y se ubican entre los 65 contaminantes tóxicos prioritarios. Sin embargo, no existen límites permisibles ni para el aire, agua o sedimentos para cada uno de los compuestos estudiados, aunado a ello, los datos insuficientes con que cuenta la EPA hacen difícil que se pueda proponer un criterio para la protección de la vida acuática dulceacuícola o marina.

Asimismo, se considera para la protección de la salud humana (EPA) una concentración preferiblemente de cero y manifiesta un riesgo de cáncer de 1 entre 100,000 para una concentración de 0.028 $\mu\text{g/l}$ de HAP (Sitting 1985). Esto corrobora la necesidad que existe incluso en los países desarrollados, sobre estudios que muestren los niveles de HAP, su fuente, destino y efecto de los mismos.

La sensibilidad en los primeros estadios, el deterioro en los procesos reproductivos y los efectos a largo plazo sobre las poblaciones, sugiere que las condiciones de exposición crónica pueden alterar las dinámicas de las poblaciones bentónicas, incluyendo a las poblaciones de peces demersales (Capuzzo 1985).

Es necesario enfatizar que la contaminación crónica que se está generando en la Laguna Sontecomapan puede repercutir en los ciclos de vida de los organismos que ahí habitan. Clansky y Winsted (1992) señalan que el *Benzo(a)pireno*, *Indeno(1,2,3-c,d)pireno*, *Benzo(b)fluoranteno*, *Benzo(k)fluoranteno* y *Benzo(a)antraceno* están enlistados por la IARC (International Agency for Research on Cancer) y la NTP (National Toxicology Program) como posibles carcinogénicos en humanos. Por último, uno de los más potentes carcinogénicos es el *Benzo(a)pireno*, cuya presencia indica que también otros HAP carcinogénicos pueden estar presentes (Shchekaturina et al., 1995).

En otro rubro, al realizar las correspondientes correlaciones entre las concentraciones de HAP por estación de colecta, o entre los diferentes meses de muestreo con el Peso Molecular, la Solubilidad, el logaritmo del Coeficiente Kow, el logaritmo del Koc y el Volumen Molecular de cada HAP (Anexo C), los resultados mostraron que no había una relación positiva significativa en general con alguna de tales constantes, en los bivalvos ni en las especies de algas o en la fanerógama acuática.

En la Tabla C-1 de manera particular si se observan algunas correlaciones positivas, no obstante, a pesar de haber obtenido algunas correlaciones significativas no se puede precisar si hay una relación entre dichas constantes y la bioacumulación de HAP en los organismos analizados en el presente estudio.

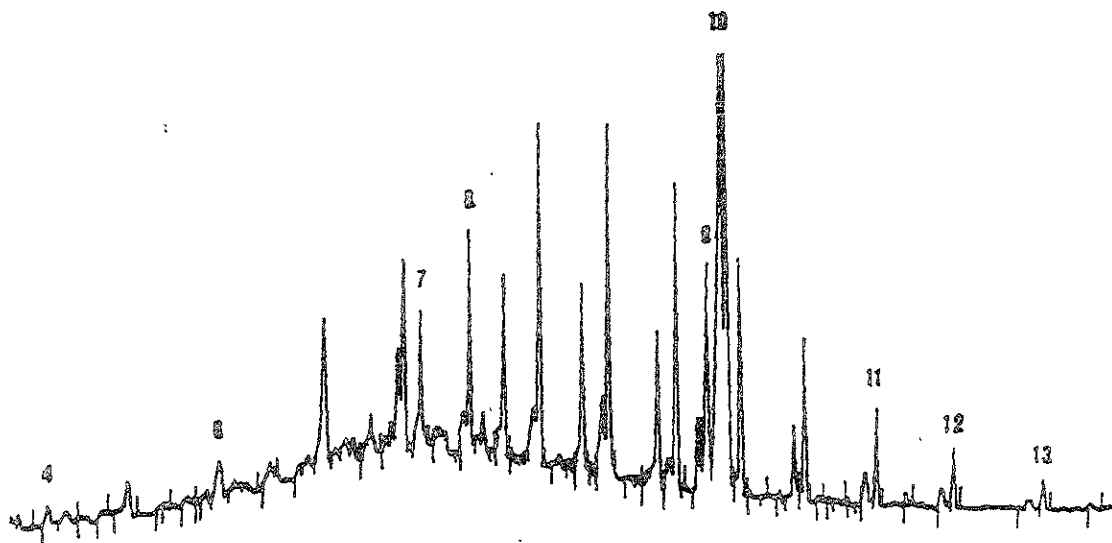
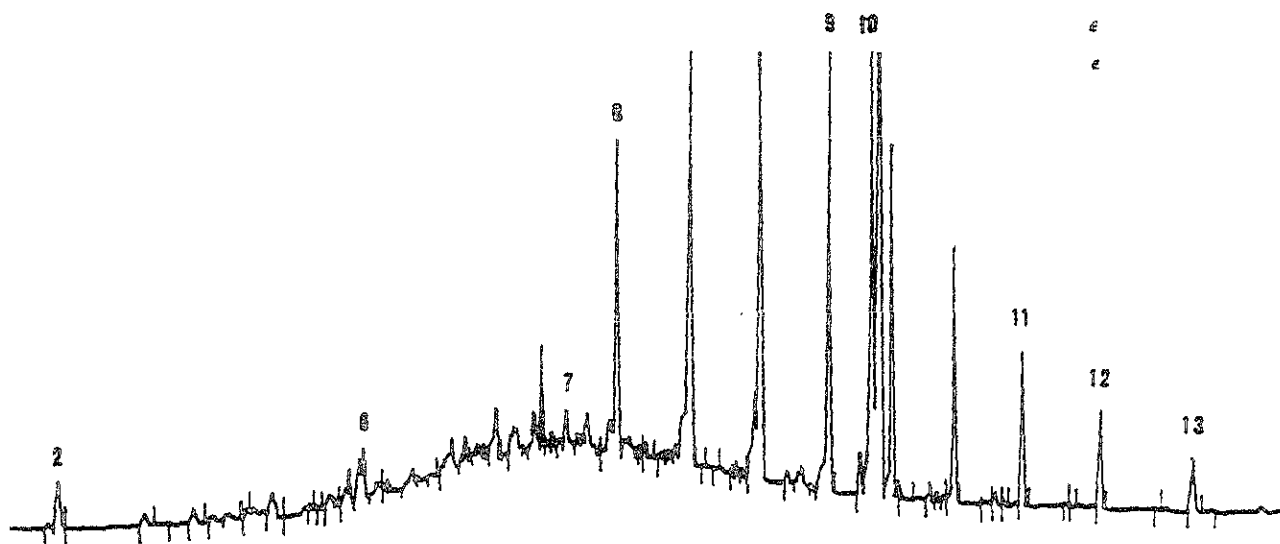


Fig. 38. Cromatogramas de GC-FID de HAP en sedimentos de a) Estación 8-mzo.91 y b) Estación 6-mzo.92.

Los números en los picos corresponden a 2)Acenaftileno, 4)Fluoreno, 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8) Pireno, 9) Benzo(a)antraceno, 10) Criseno, 11) Benzo(b)fluoranteno 12) Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno.

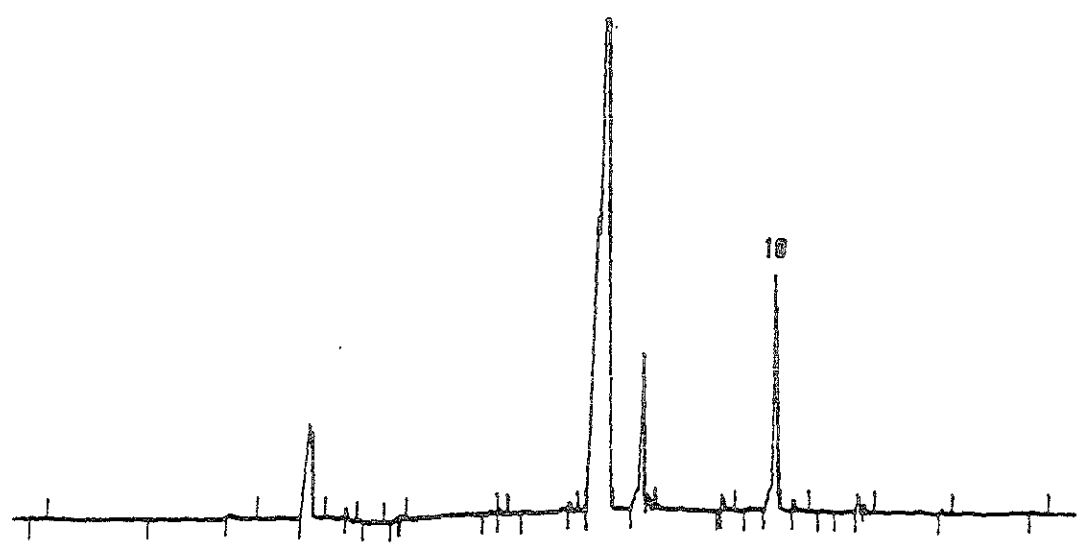


Fig. 39. Cromatogramas de GC-FID de HAP en hidrocarburos disueltos de la Estación 8-mzo.92
Los números en los picos corresponden a 10) Criseno.

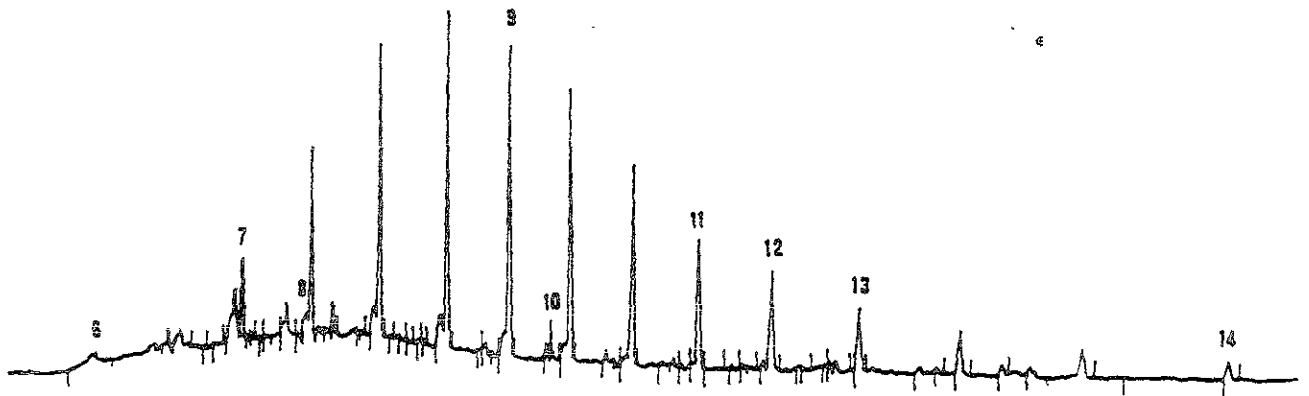


Fig. 40. Cromatogramas de GC-FID de HAP de ostión en la Estación 3-mzo.92
 Los números en los picos corresponden a 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8) Pireno,
 9) Benzo(a)antraceno, 10) Criseno, 11) Benzo(b)fluoranteno 12)
 Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, Benzo(ghi)perileno.

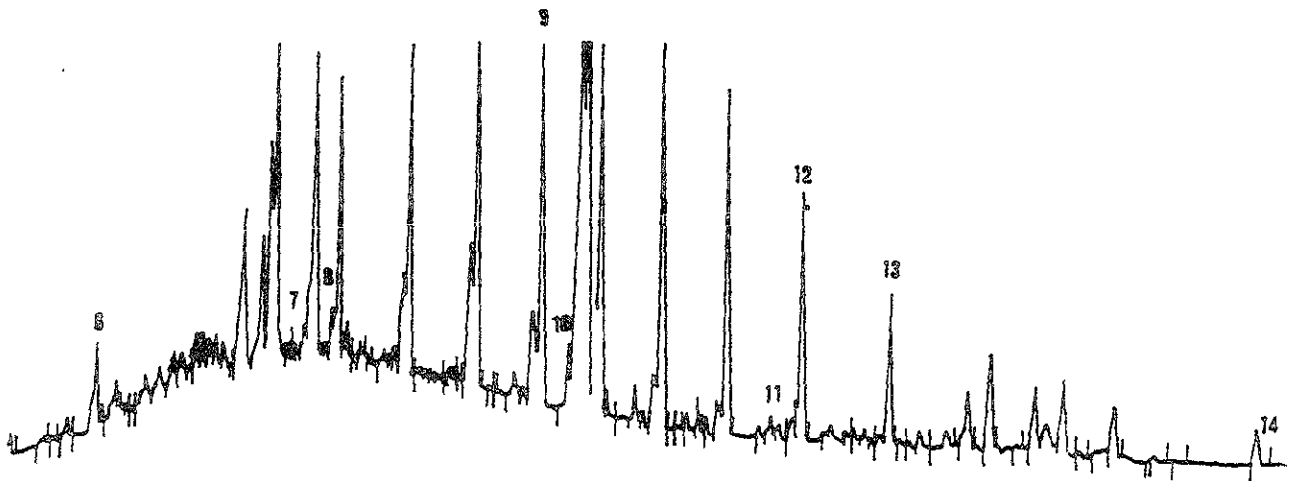


Fig. 41. Cromatogramas de GC-FID de HAP de mejillón en la Estación 6-mzo.91
 Los números en los picos corresponden a 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8) Pireno,
 9) Benzo(a)antraceno, 10) Criseno, 11) Benzo(b)fluoranteno 12)
 Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, Benzo(ghi)perileno.

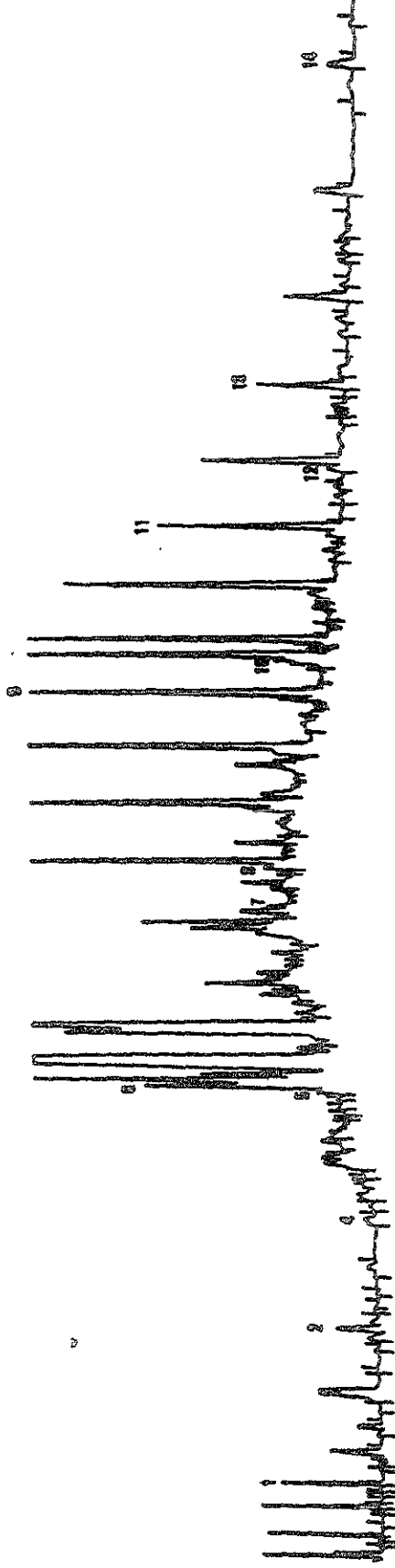
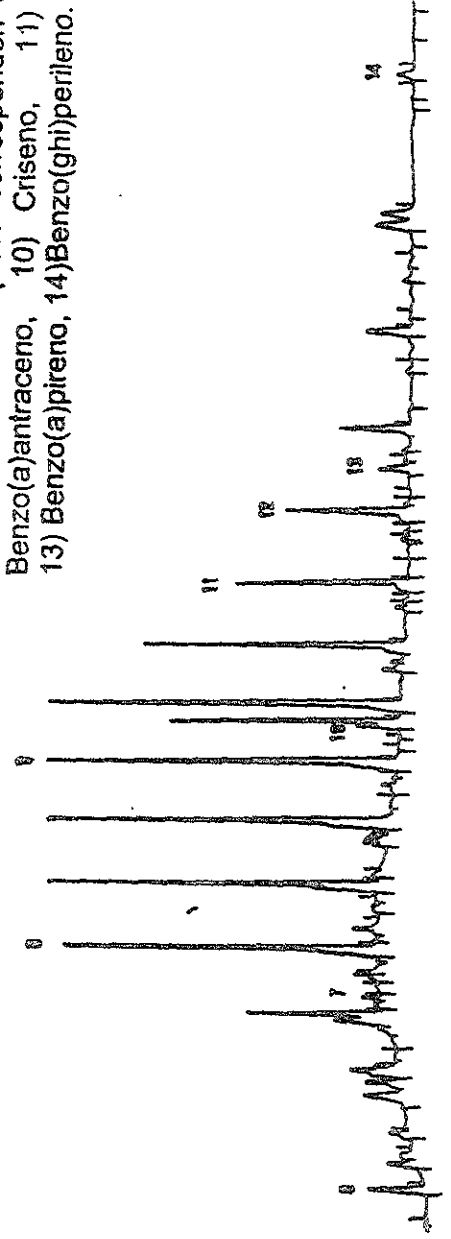


Fig. 42. Cromatogramas de GC-FID de HAP de macroalga clorofita en la Estación 1-mzo.92

Los números en los picos corresponden a 1)Naftaleno, 2)Acenaftileno, 4)Fluoreno, 5)Fenantreno, 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8) Pireno, 9) Benzo(a)antraceno, 10) Criseno, 11) Benzo(b)fluoranteno 12) Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, Benzo(ghi)perileno.

Fig. 43. Cromatogramas de GC-FID de HAP de macroalga rodofita en la Estación 6-mzo.91

Los números en los picos corresponden a 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8) Pireno, 9) Benzo(a)antraceno, 10) Criseno, 11) Benzo(b)fluoranteno 12) Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, 14)Benzo(ghi)perileno.



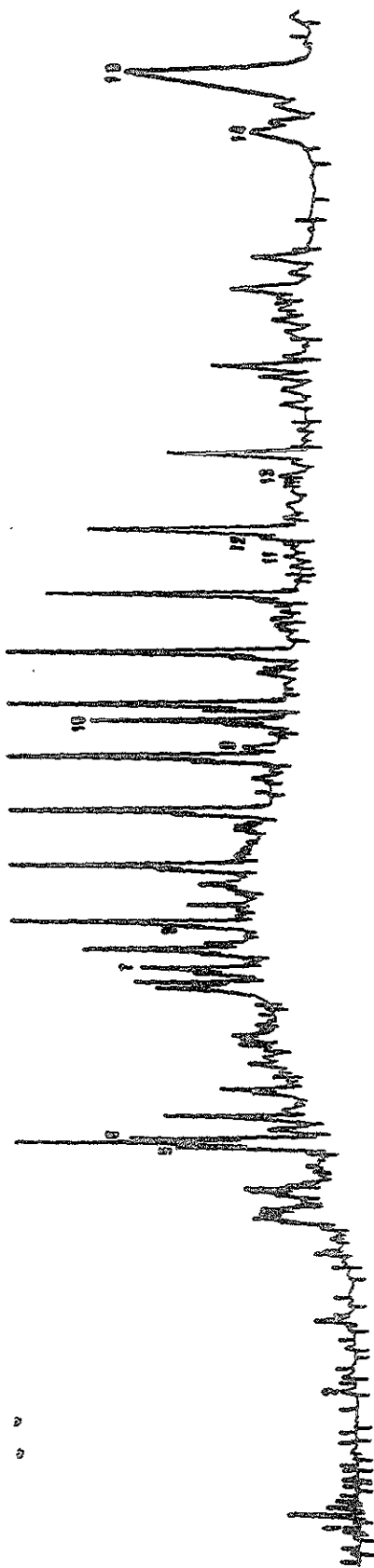


Fig. 44. Cromatogramas de GC-FID de HAP en la fanerógama acuática en la Estación 1-mzo.91

Los números en los picos corresponden a 1)Naftaleno, 2)Acenaftileno, 5)Fenantreno, 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8) Pireno, 9) Benzo(a)antraceno, 10) Criseno, 11) Benzo(b)fluoranteno 12) Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, 14)Benzo(ghi)perileno, 15)Indeno(1,2,3-c,d)pireno.

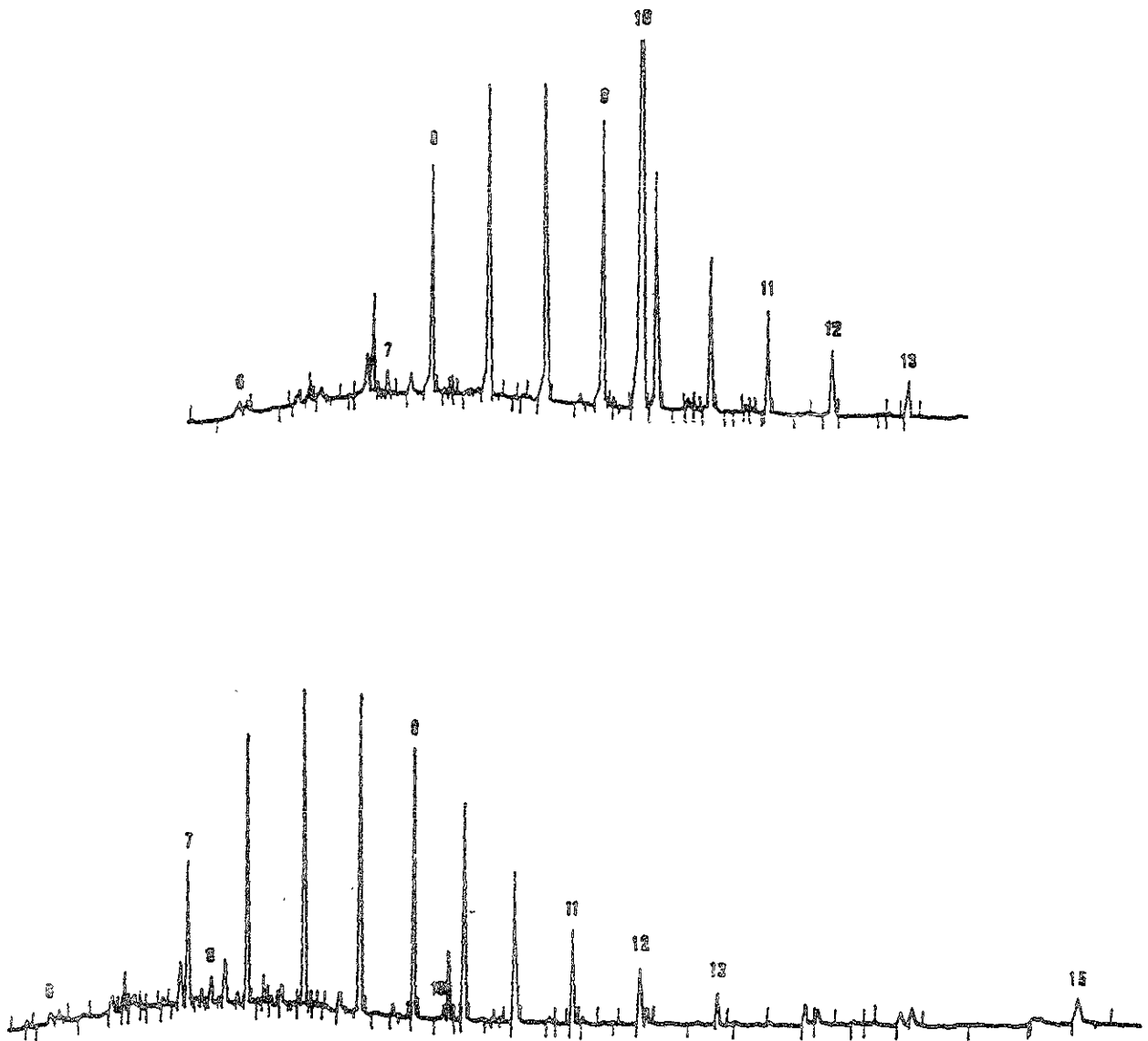


Fig. 45. Cromatogramas de GC-FID de HAP en el núcleo de sedimento "A" de a) Estrato 7-superior y b) Estrato 1-inferior. Los números en los picos corresponden a 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8)Pireno, 9)Benzo(a)antraceno, 10)Criseno, 11)Benzo(b)fluoranteno 12)Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, 15)Indeno(1,2,3-c,d)pireno.

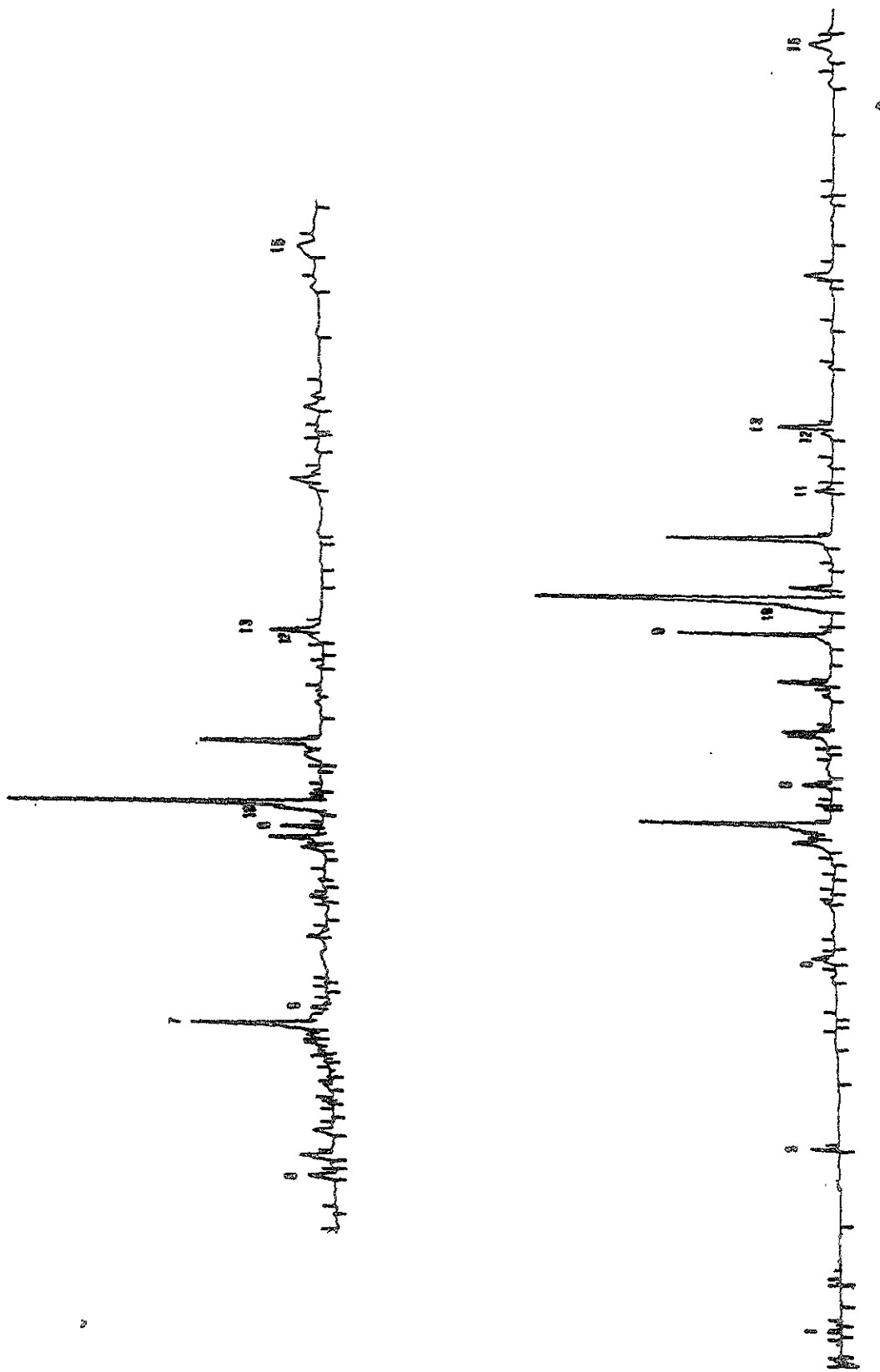


Fig. 46. Cromatogramas de GC-FID de HAP en el núcleo de sedimento "B" de a) Estrato 7-superior y b) Estrato 2-inferior. Los números en los picos corresponden a 1)Naftaleno, 3)Acenafteno, 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8)Pireno, 9)Benzo(a)antraceno, 10)Criseno, 12)Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, 15)Indeno(1,2,3-c,d)pireno.

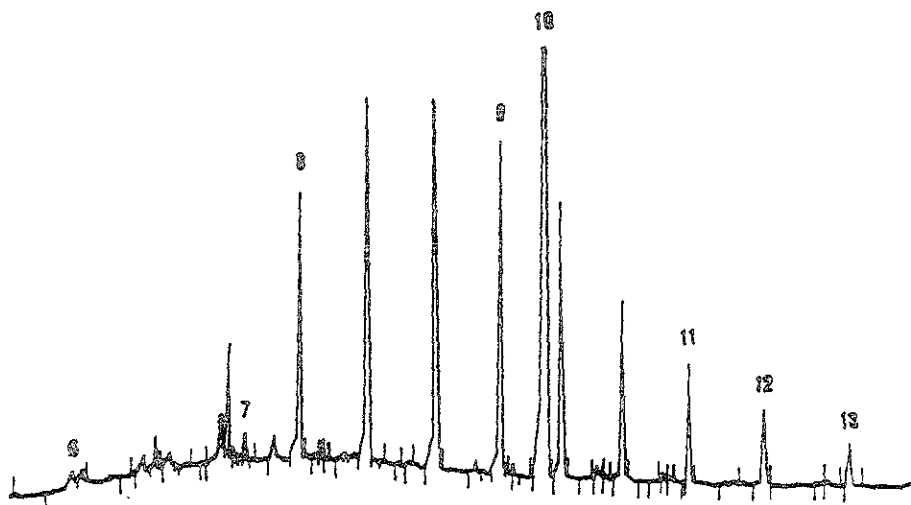
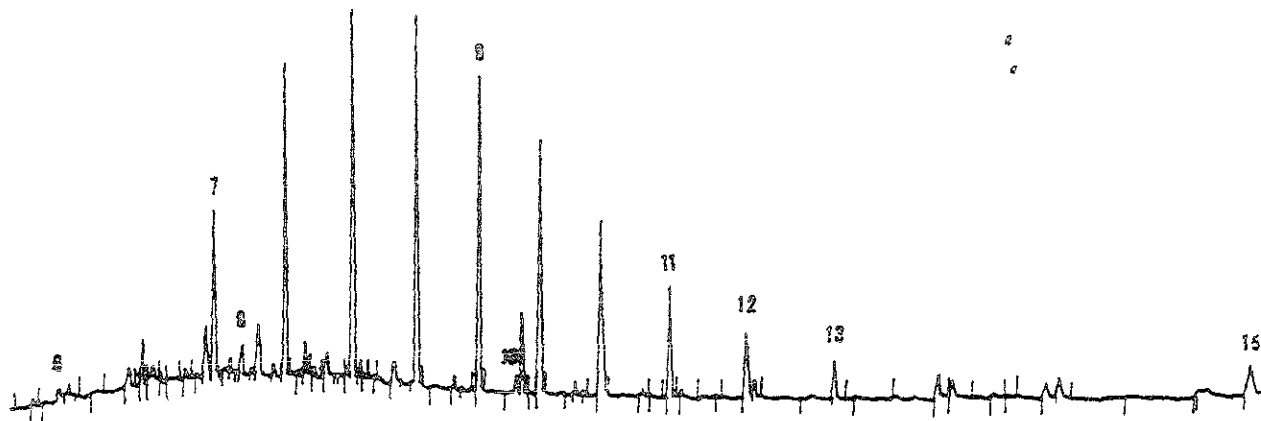


Fig. 47. Cromatogramas de GC-FID de HAP en el núcleo de sedimento "C" de a) Estrato 6-superior y b) Estrato 2-inferior. Los números en los picos corresponden a 6)Antraceno, 7) Fluoranteno, 8)Pireno, 9)Benzo(a)antraceno, 10)Criseno, 11)Benzo(b)fluoranteno 12)Benzo(k)fluoranteno, 13) Benzo(a)pireno, 15)Indeno(1,2,3-c,d)pireno.

HIDROCARBUROS ALIFÁTICOS

Entre los hidrocarburos, los n-alcanos y sus índices han sido utilizados en estudios de contaminación para distinguir entre aportes biogénicos y petrogénicos (Pelletier *et al.*, 1991). Por ejemplo, las cadenas de carbono impar tienden a prevalecer en los materiales biológicos, mientras que en los petrogénicos hay una preferencia por los carbonos pares (Snedaker *et al.*, 1995).

Los organismos marinos pueden sintetizar un número limitado de hidrocarburos con cadenas de carbono desde el C₁₅ hasta el C₂₁ de alcanos. Por ejemplo, las plantas terrestres (y el *Sargassum*) producen del C₂₁ al C₃₃, en los pastos marinos sobresalen los C₂₇ al C₃₃ de alcanos, los cuales están asociados a las cubiertas lipídicas. Estos son los hidrocarburos que principalmente se encuentran en la mayoría de sedimentos de zonas costeras no contaminadas (Boehm, 1981; UNEP, 1992).

Por otra parte, la fuente industrial de los alcanos es el petróleo, junto con el gas natural que lo acompaña. Una segunda fuente potencial de alcanos la compone el otro combustible fósil: el carbón. Los principales productos del petróleo refinado son transportados y son sujetos de introducción al ambiente marino. Estos incluyen la gasolina, el queroseno, combustibles para aviones, aceites combustibles, aceites lubricantes, diesel, ceras y asfaltos (Connel y Miller, 1984).

En este estudio, para el análisis de hidrocarburos saturados (HS) en sedimentos superficiales, se eligieron estaciones de colecta en las cuales previamente se determinaron elevadas concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (en el mes de marzo de 1991 y 1992), donde además hay descargas de ríos y/o arroyos, así como en una estación cercana a la boca, entre ellas están: Estación 4 - Canal de El Real, E5 - Influencia del río La Palma, E6 - Influencia del río El Sábalo y la E8 - Influencia del arroyo De Basura.

En relación a la ubicación de los núcleos: el "B" se estableció al noroeste de punta la Esperanza y el "C" al noroeste del Canal del Real. En el "B" al estrato más profundo se le asignó el número 1 (31-35 cm) y al superficial el 7 (0-5 cm) en tanto que en el "C" el

número 1 fue de 26-30 cm y el estrato 6 de 0-5 cm.

Tabla 22. Concentraciones totales de hidrocarburos alifáticos ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales de Laguna Sontecomapan.

Hidrocarburos Alifáticos	Marzo-1991 $\mu\text{g/g}$	Marzo-1992 $\mu\text{g/g}$
C ₉	<0.01	<0.01
C ₁₀	<0.01	<0.01
C ₁₁	<0.01	<0.01
C ₁₂	<0.01	0.05
C ₁₃	<0.01	0.02
C ₁₄	<0.01	<0.01
C ₁₅	<0.01	<0.01
C ₁₆	<0.01	0.22
C ₁₇	<0.01	0.09
C ₁₈	0.66	2.39
C ₂₀	4.20	8.02
C ₂₁	1.37	1.26
C ₂₂	1.73	2.31
C ₂₃	0.25	7.34
C ₂₄	0.81	0.84
C ₂₅	0.56	0.53
C ₂₈	0.42	1.08
C ₃₀	0.43	0.64
C ₃₂	0.81	<0.01
Suma n-Alcanos	11.24	24.79
PI-1	<0.01	0.09
Terr	0.56	0.53
Pe-Ba	4.86	10.63
Pe-Al	1.66	2.56
Principales hidrocarburos ($\mu\text{g/g}$)	C ₂₀ , C ₂₂ , C ₂₁ (4.2; 1.73; 1.37)	C ₂₀ , C ₂₃ , C ₁₈ (8.02; 7.34; 2.39)
PH (%)	37%, 15%, 12%	32%, 30%, 10%
C ₁₇ (%)	0%	0.36%
C ₁₈ (%)	6%	10%
CO (%)	1.36%	1.47%

Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$, PI-1: C₁₅+C₁₇+C₁₉; Terr: C₂₅+C₂₇+C₂₉;
 Pe Ba: C₁₆+C₁₈+C₂₀; PeAl: C₂₄+C₂₆+C₂₈+C₃₀; PH%: porcentajes principales hidrocarburos; CO%: porcentaje carbono orgánico.

De acuerdo a los resultados obtenidos en cuanto a la superioridad de cadenas de carbono en sedimentos superficiales (Tabla 22) de Laguna Sontecomapan tanto en 1991 como en 1992 sobresalen las cadenas pares. Para 1991 se muestran las concentraciones

de HS totales en orden jerárquico: C_{20} (4.20 $\mu\text{g/g}$) > C_{22} (1.73) > C_{21} (1.37) > C_{24} y C_{32} (0.81) > C_{18} (0.66). La secuencia de cadenas de carbonos de manera decreciente para 1992 fue de la siguiente forma: C_{20} (8.02 $\mu\text{g/g}$) > C_{23} (7.34) > C_{18} (2.39) > C_{22} (2.31) > C_{28} (1.08) > C_{21} (1.26).

Tabla 23. Concentraciones totales de hidrocarburos alifáticos ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en núcleos de sedimento de Laguna Sontecomapan.

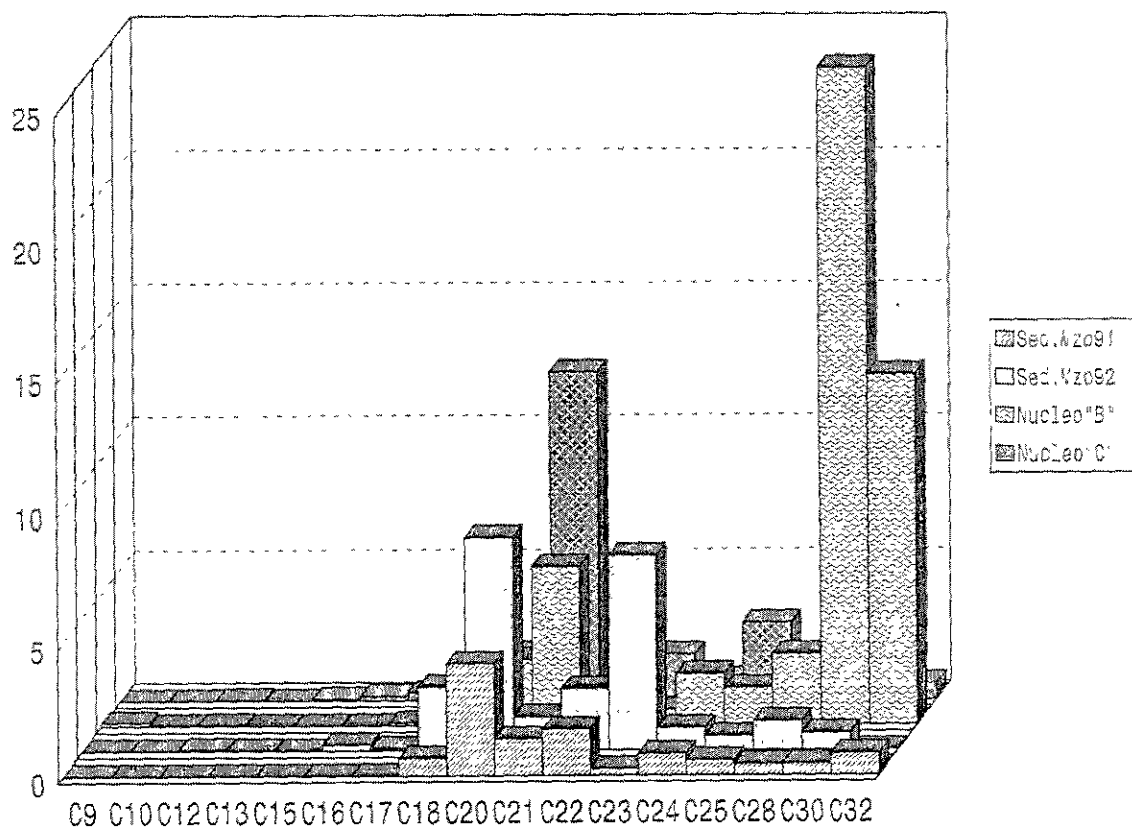
Hidrocarburos Alifáticos	Núcleo "B" $\mu\text{g/g}$	Núcleo "C" $\mu\text{g/g}$
C_9	0.12	<0.01
C_{10}	0.02	<0.01
C_{11}	<0.01	<0.01
C_{12}	0.03	0.03
C_{13}	<0.01	<0.01
C_{14}	<0.01	<0.01
C_{15}	<0.01	0.07
C_{16}	<0.01	0.16
C_{17}	0.10	0.31
C_{18}	0.05	0.38
C_{20}	2.47	1.77
C_{21}	5.99	12.31
C_{22}	0.65	0.49
C_{23}	0.59	1.74
C_{24}	1.93	0.80
C_{25}	1.40	2.93
C_{28}	2.68	1.29
C_{30}	24.61	0.93
C_{32}	13.12	0.61
Suma n-Alcanos	53.76	23.82
PI-1	0.10	0.38
Terr	1.40	2.93
Pe-Ba	2.52	1.77
Pe-Al	29.22	3.63
Principales hidrocarburos ($\mu\text{g/g}$)	C_{30}, C_{32}, C_{28} (24.61; 13.12; 2.68)	C_{21}, C_{25}, C_{20} (12.31; 2.93%; 1.77)
PH (%)	46%, 24%, 5%	52%, 12%, 7%
C_{17} (%)	0.19%	1.30%
C_{18} (%)	0.09%	1.60%
CO (%)	5.11%	2.13%

Límite de detección: 0.01 $\mu\text{g/g}$, PI-1: $C_{15}+C_{17}+C_{19}$; Terr: $C_{25}+C_{27}+C_{29}$;

Pe Ba: $C_{16}+C_{18}+C_{20}$; PeAl: $C_{24}+C_{26}+C_{28}+C_{30}$; PH%: porcentaje principales hidrocarburos; CO%: porcentaje carbono orgánico.

Concerniente al dominio de cadenas de carbonos de los HS promedio en los núcleos testigo de sedimento (NTS) de manera general, en la Tabla 23 se observa que en el núcleo "B" destaca la presencia de carbonos pares y en núcleo "C" hay una preferencia por los carbonos impares. Los niveles para el núcleo "B" fueron: C_{30} (24.61 $\mu\text{g/g}$) > C_{32} (13.1) > C_{21} (5.99) > C_{28} (2.68) > C_{20} (2.47) > C_{24} (1.93) y en el núcleo "C" la secuencia fue la siguiente: C_{21} (12.31 $\mu\text{g/g}$) > C_{25} (2.93) > C_{27} (1.77) > C_{23} (1.74) > C_{28} (1.29) > C_{30} (0.93) (Fig. 48).

Fig. 48. NIVELES DE HIDROCARBUROS ALIFATICOS TOTALES EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA SONTECOMAPAN.



Los resultados obtenidos de HAP en sedimentos superficiales y de núcleos mostraron que hubo un preferencia de acumulación por lo alcanos con pesos moleculares altos de

254 hasta 450, correspondientes a los carbonos que están entre las cadenas de carbono C_{18} a C_{32} .

En otro rubro, cabe destacar que los hidrocarburos biogénicos de origen reciente muestran un alto dominio de n-alcenos de carbono impar. Algunas excepciones posibles se registran en el intervalo de C_{22} a C_{30} cuando concentraciones bajas de alcanos de carbonos pares pueden ser formados por bacterias (UNEP, 1992).

No obstante, el C_{18} , C_{19} , C_{20} , C_{24} , C_{26} , C_{28} y C_{30} con un CPI menor a 1 son considerados como indicadores de contaminación por petróleo (Snedaker *et al.*, 1995), de igual forma, en un estudio atmosférico de la Ciudad de México Salazar *et al.*, (1991), señalan altas concentraciones de C_{10} y C_{11} (los cuales no fueron detectados en Sontecomapan) como C_{13} , C_{16} , C_{28} , C_8 y C_{25} (si determinados en dicha laguna) y los autores consideran que todos estos carbonos se relacionan a las emisiones de gasolina y diesel, refinación de petróleo crudo, operaciones de turbinas y humo del cigarro entre otras. También en petróleo crudo de la sonda de Campeche se detectaron C_8 , C_9 , C_{10} , C_{11} . Además, el C_{16} es un alcano típico de los petróleos crudos y raramente se encuentra en los biolípidos, y su CPI es igual o está cercano a 1 (Thompson & Eglinton, 1978).

El índice de preferencia de carbono (CPI), es el ratio de las longitudes de las cadenas de carbonos impares y pares (UNEP, 1992), sin embargo, en este estudio el CPI se basó en la fórmula propuesta por Nevenzel (1989):

$$CPI_{x-y} = \frac{\sum \%HC_{\text{impares}}}{\sum \%HC_{\text{pares}}} \cdot \frac{D}{N}$$

donde D = número de homólogos pares entre la cadena de longitud x e y, y N = número de homólogos impares en este intervalo.

La importancia de evaluar el CPI en sedimentos recientes radica en conocer de manera indirecta y general, el tipo de aporte de hidrocarburos que reciben los sedimentos. De esta manera, valores de CPI mayores a la unidad (donde prevalecen claramente los n-alcenos de carbono impar sobre los pares) a partir del n-alceno, refleja un aporte

importante de materiales alóctonos (ceras cuticulares de plantas terrestres) (Echaniz, 1988).

En cambio, los valores de CPI cercanos a la unidad, donde no hay un ligero predominio de carbonos impares sobre los pares, entre el intervalo C_{22} , indica que el aporte de hidrocarburos al sedimento deriva principalmente de los hidrocarburos del petróleo (UNEP, 1992) y en algunos casos de ciertos organismos marinos (Simonet *et al.*, 1980).

En sedimentos superficiales, los n-alcenos constituyen generalmente la mayor fracción de hidrocarburos saturados e insaturados. Los patrones de distribución de estos alifáticos está caracterizado comúnmente por la presencia del número de carbonos impares, compuestos de peso molecular alto, con un máximo entre n- C_{25} y n- C_{33} , sobre una serie de n-alcenos ligeros en el intervalo C_{15} - C_{19} . Esta última distribución habla en favor de una contribución terrestre significativa de la materia orgánica de sedimentos recientes, transportada a través de una gran distancia (más de 1000 Km) hacia el océano.

Los hidrocarburos biogénicos de origen reciente demuestran un predominio elevado de n-alcenos de carbono impar. Algunas excepciones posibles se presentan en el intervalo de C_{22} a C_{30} cuando concentraciones bajas de alcenos de carbonos pares pueden ser formadas por bacterias (UNEP, 1992).

Una alta proporción de alcenos de cadena larga ($>C_{23}$) con CPI mayores han sido reportados para un número de sedimentos cercanos a las playas y sedimentos recientes del Atlántico Este, el Golfo de México y Atlántico Oeste, el Mar Muerto, el Mar Noruego, El Mar Negro, alrededor del área del Reino Unido y el Mar Báltico (Blumer, 1979).

De acuerdo con el presente estudio, la Tabla 24 indica que la estación de colecta que mostró las concentraciones más altas de HS totales durante marzo de 1991 es la 6 (5.78 $\mu\text{g/g}$; CPI=0.17), siguiéndole la estación 4 (2.96 $\mu\text{g/g}$; CPI=0.26) y finalmente la estación 8 (2.5 $\mu\text{g/g}$; CPI=0.4). Para marzo de 1992 la estación 4 fue la que registró los mayores valores de HS totales (12.75 $\mu\text{g/g}$; CPI=0.14), la estación 5 (11.83 $\mu\text{g/g}$; CPI=1.87) y en la 8 se determinó exclusivamente la presencia del C_{28} con 0.21 $\mu\text{g/g}$ y un CPI=0.

Tabla 24. Niveles de hidrocarburos fósiles en sedimentos superficiales ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en Laguna Sontecomapan.

Mzo. 1991					
Estación (Área)	HA	HAP	HT	CPI	Predominio Carbonos
4 (norte)	2.96	3.91	6.87	0.44	Pares
6 (sureste)	5.78	0.66	6.44	0.40	Pares
8 (suroeste)	2.50	13.98	16.48	1.19	Pares
HT	11.24	18.55	29.79		
Mzo. 1992					
Estación (Área)	HA	HAP	HT	CPI	Predominio Carbonos
4 (norte)	12.75	0.52	13.27	0.27	Pares
5 (noroeste)	11.83	0	11.83	2.80	Impares
8 (suroeste)	0.21	10.10	10.31	<0.01	Pares
HT	24.79	10.62	35.41		

Mzo.91= Predominio carbonos: C_{22} , C_{21} , C_{32} , C_{18} , C_{24} , C_{30} .

Mzo.92= Predominio carbonos: C_{20} , C_{23} , C_{18} , C_{22} , C_{24} , C_{21} .

HA: hidrocarburos alifáticos; HAP: hidrocarburos aromáticos policíclicos.

HT: hidrocarburos totales; CPI: índice de carbono preferencial.

Límite de detección: <0.01 $\mu\text{g/g}$.

Respecto a las concentraciones de HS en los sedimentos de los núcleos testigo, en el núcleo "C" estrato 6 (0-5 cm de profundidad), se observan los valores más altos (12.9 $\mu\text{g/g}$; CPI=7.6). En los estratos 3 y 1 del mismo, las concentraciones de HS totales fueron similares con 6.08 $\mu\text{g/g}$ y 4.86 $\mu\text{g/g}$, sin embargo, sus CPI fueron diferentes: 0.9 y 1.73 respectivamente (Tabla 25).

El petróleo intemperizado se caracteriza por haber perdido hidrocarburos aromáticos y saturados de bajo punto de ebullición (< C_{20}), a través de la evaporación; así como aromáticos de bajo punto de ebullición (< C_{15}) a partir de la disolución. Por lo tanto, la mezcla resultante está enriquecida relativamente con anillos aromáticos más pesados tales como los fenenatrenos alquilados, dibenzotiofenos y benzoantracenos (UNEP, 1992).

Tabla 25. Niveles de hidrocarburos fósiles en núcleos de sedimento ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en Laguna Sontecomapan.

(Agosto, 1992)					
Núcleo "B"	HA	HAP	HT	CPI	Predominio Carbonos
Estrato					
A7 (0-5 cm)	20.89	41.52	62.41	0.61	Pares
A4 (16-20 cm)	32.01	31.82	63.83	0.21	Pares
A1 (31-35 cm)	1.33	15.08	16.41	0.96	Pares
HT	54.23	88.42	142.65		
Núcleo "C"	HA	HAP	HT	CPI	Predominio Carbonos
Estrato					
B6 (0-5 cm)	12.9	15.22	28.12	17.73	Impares
B3 (11-15 cm)	6.08	2.09	8.17	1.44	Pares
B1 (26-30)	4.86	9.49	14.35	3.92	Impares
HT	23.84	26.8	50.64		

Núcleo "B"= Predominio Carbonos: C_{30} , C_{32} , C_{21} , C_{20} , C_{28} , C_{24} .

Núcleo "C"= Predominio Carbonos: C_{21} , C_{25} , C_{20} , C_{23} , C_{28} , C_{30} .

HA: hidrocarburos alifáticos; HAP: hidrocarburos aromáticos policíclicos.

HT: hidrocarburos totales; CPI: índice de carbono preferencial.

Límite de detección: $<0.01\mu\text{g/g}$.

Asimismo, en Sontecomapan, uno de los principales productores primarios es la hidrófita sumergida *Ruppia maritima*; Botello y Mandelli (1978) reportan que en la Laguna de Términos para esta fanerógama acuática los hidrocarburos saturados se restringieron del C_{23} al C_{34} y que el componente sobresaliente en ese estudio fue el C_{27} con unos picos secundarios en el C_{25} y C_{28} , además mencionan la carencia de HS de cadena corta. La concentración total de alifáticos en el pasto marino fue de $127 \mu\text{g/g}$, con prevaencia de cadenas impares (CPI=1.19). No obstante, relacionando lo anterior con los resultados obtenidos en la laguna Sontecomapan, el C_{27} y C_{29} no se detectaron en sedimentos superficiales ni en los NTS, solamente C_{25} , el cual puede provenir del ingreso de plantas terrestres (Al-Saad y Al-Timari, 1993).

De las tres especies de manglar en las que se evaluaron hidrocarburos saturados en la laguna Sontecomapan, y en el Río Tonalá, se observó que su distribución ofrece un patrón del C_{14} al C_{31} y los isómeros Pristano y Fitano, con un predominio de parafinas con alto peso molecular, cuyos intervalos están del C_{27} al C_{30} en *Rhizophora mangle* y

Laguncularia racemosa y, del C_{23} al C_{31} en *Avicennia germinans*. Esta distribución es característica de hidrocarburos biogénicos de plantas terrestres (Gallegos y Botello, 1986). Sin embargo, estos autores no hacen referencia al CPI ni a la presencia de cadenas pares o impares. En el Pacífico, en la Isla de Guadalupe, Bernard *et al.*, (1996) citan que los carbonos dominantes fueron el C_{29} o el C_{31} , evidenciando la gran incorporación de detritus de manglar hacia los sedimentos superficiales.

Particularmente en el núcleo "C" estrato 3, el CPI fue de 1.44, en este caso se podría hablar de que no hubo un predominio de cadenas de carbonos impar/par, que puede ser interpretada como indicativa de un origen marino básicamente para los constituyentes lipídicos. Una leve prevaencia impar/par puede también ser asociada con actividad microbiológica o con una contribución terrestre proveniente de plantas de un nivel de organización menor (Al-Saad y Al-Timari, 1993). Aunque Raoux *et al.*, (1999) reporta que los sedimentos que muestran un distribución de alcanos con un carente predominio impar/par es indicativo del ingreso crónico de petróleo al sistema.

De igual forma, en la Tabla 23 se aprecia que exclusivamente en el núcleo "B" estrato 3, se detectó C_{15} (0.07 $\mu\text{g/g}$), este alcano destaca en algas cafés; el C_{15} ó C_{17} en el fitoplancton y en algas rojas predomina el C_{17} , con un máximo secundario en un intervalo de C_{20} a C_{30} (Duursma y Dawson, 1981).

Una preponderancia de n-alcenos de carbonos pares puede ser interpretada como una consecuencia de actividad microbiana en el área. (Bedair & Al-Saad, 1992). Además de que una mezcla de poblaciones de diatomeas se encontró contenían un intervalo de n-alcenos desde el C_{15} al C_{31} con persistencia de carbonos pares (Saliot, 1981). Las diatomeas son el grupo más importante de fitoplancton en los pantanos y son la fuente más común y principal de materia orgánica autóctona en la región, y éstas evidencias sugieren que las diatomeas son responsables de los n-alcenos de carbonos pares en las muestras de agua (Bedair y Al-Saad, 1992; Al-Saad y Al-Timari, 1992).

En ambientes fuertemente reducidos, por ejemplo en la Fosa Cariaco en Venezuela, los sedimentos pueden estar caracterizados por una gran proporción de carbonos pares ligeros, probablemente derivados por la reducción química directa o biohidrogenación por

microorganismos, a partir de carbonos pares de ácidos grasos con dos máximos entre C_{14} y C_{18} , y alrededor de C_{26} - C_{28} , los cuales son componentes típicos de ceras de plantas (Blumer, 1979).

En la Fig. 38 se aprecia que la recurrencia de carbonos impares del núcleo "C" en el estrato superior (6) e inferior (1), se debe a diversas fuentes, por ejemplo, las ceras de plantas terrestres que contienen alcanos impares de la región C_{23} a C_{33} (Guthrie *et al.*, 1996); el fitoplancton sintetiza n - C_{15} , C_{17} , C_{19} y frecuentemente una serie de compuestos alrededor del C_{21} . Usualmente éstos son picos divididos que resultan de uno o más alquenos; en las bacterias fotosintéticas y no fotosintéticas el intervalo es del C_{13} al C_{31} , donde los principales alcanos se presentan del C_{17} al C_{20} .

Entre las herramientas analíticas para evaluar la presencia de hidrocarburos del petróleo se sugieren las siguientes: el índice de predominio de carbonos impares (CPI), las relaciones Pristano/Fitano, n - C_{17}/n - C_{18} , n - C_{17} /Pristano, n - C_{18} /Fitano y n - C_{17}/n - C_{18} . En particular, los isoprenoides Pristano/Fitano y los n -alcanos C_{17}/C_{18} , se establecieron para comparar la proporción existente entre compuestos comunes en el medio marino y los que no lo son. Lo anterior junto con la determinación de HAP son buenos parámetros en la evaluación de los hidrocarburos antropogénicos presentes en los sistemas marinos (Echaniz, 1988).

El registro de un sólo isoprenoide, tal como el pristano, indica la entrada de biogénicos. La proporción de pristano y fitano es generalmente mucho mayor en muestras biogénicas que en petróleo. En la Tabla 22 se muestra el radio n - C_{17}/n - C_{18} obtenido en algunas de las muestras analizadas en el sistema de Sontecomapan. En cuanto a los sedimentos superficiales se pudo establecer éste, exclusivamente para la estación 4 (mzo. 1992), con un radio de 0.04 que indica el predominio del C_{18} , el cual se relaciona con una contribución reciente de hidrocarburos antropogénicos. En lo referente a las concentraciones promedio de C_{18} en sedimentos superficiales, para 1991 estas fueron de $0.33 \mu\text{g/g}$ en tanto que para 1992 fueron de $1.2 \mu\text{g/g}$. Por otra parte, en los sedimentos de núcleo (Tabla 23) los valores fueron menores, del orden de $0.1 \mu\text{g/g}$ en el núcleo "B" y de $0.13 \mu\text{g/g}$ para el "C".

Relacionado con los NTS, el radio $n\text{-C}_{17}/n\text{C}_{18}$ varió de 0.91 (núcleo "C"-3) a 2.0 (N"B"-4), pero con preferencia por el C_{17} . Esto último explica la entrada de hidrocarburos biogénicos, debido a que el radio generalmente es mayor en muestras biogénicas que en petróleo.

Actualmente se conoce que las concentraciones de hidrocarburos biogénicos son más pequeñas en relación a concentraciones de muestras contaminadas; los niveles promedio de hidrocarburos biogénicos en sedimentos costeros tienen aproximadamente de 5 a 10 $\mu\text{g/g}$, en sitios de derrames de petróleo los niveles de hidrocarburos del petróleo exceden las 3000 $\mu\text{g/g}$, y por último en los sedimentos de puertos urbano-industriales las concentraciones de hidrocarburos del petróleo fluctúan de 10 hasta 1000 $\mu\text{g/g}$ en peso seco (UNEP, 1992).

En los sedimentos superficiales de la laguna Sontecomapan, de marzo 1991-1992, el intervalo de concentraciones de HS totales fue de 0.21 a 12.75 $\mu\text{g/g}$ y en los sedimentos de núcleos colectados en agosto (1992), éstas fluctuaron desde 1.33 hasta 32.01 $\mu\text{g/g}$, lo anterior aunado al hecho de que sobresalen las cadenas de carbonos pares, lo que evidencia el que la laguna está recibiendo aportes de tipo antropogénico.

Los aportes significativos de n-alcános de origen terrestre también son importantes, porque se asocian principalmente con el metabolismo de las plantas superiores, ya que la composición de ceras cuticulares de dicha vegetación se caracteriza por el predominio de carbonos impares; alcános de peso molecular alto que van desde el C_{23} al C_{33} , mientras que las plantas de niveles de organización menor, producen cantidades altas de homólogos menores ($n\text{-C}_{15}$ al $n\text{-C}_{23}$), con un número igual de carbonos pares e impares. A modo de comparación en la Laguna Sontecomapan Gallegos y Botello (1986) registraron en los sedimentos concentraciones totales de alifáticos de 56 $\mu\text{g/g}$; en los manglares: *R. mangle* 140 $\mu\text{g/g}$, en *A. germinans* 840 $\mu\text{g/g}$ y para *L. racemosa* 100 $\mu\text{g/g}$. Dichos autores consideran que tales concentraciones de alifáticos, son mayores a las reportadas para las zonas costeras no contaminadas.

De los pocos estudios realizados en el Golfo de México, destaca el estudio en la Laguna de Términos cuyos sedimentos muestran una mayoría de carbonos impares ($\text{CPI}=3.5$ a

4). Y a diferencia de la Laguna Sontecomapan, en Términos la prevalecencia de carbonos impares sugiere que la fuente de una gran fracción de las parafinas puede ser a través de organismos indígenas hacia los sedimentos o ser introducidos por el detritus de plantas terrestres. El intervalo de concentración de las n-parafinas en la Laguna de Términos fue de 12 a 56 $\mu\text{g/g}$ y la consideran dentro de lo reportado para áreas costeras no contaminadas (Botello y Mandelli, 1978).

Echaniz (1988) registró en sedimentos un CPI promedio de 0.91 para Isla Sacrificios, 0.99 en Isla Verde y 0.81 en la Isla de Enmedio en el Puerto de Veracruz; con una proporción similar de carbonos pares e impares, por lo que sugiere un aporte natural así como de petróleo crudo, ello dado que se detectó la presencia relevante de carbonos pares (C_{16} , C_{18} y C_{20}) característicos de éste último. Bernard *et al.*, (1996) determinaron un CPI de 0.3 a 16.2 en la Isla Guadalupe en el Caribe con un intervalo de hidrocarburos saturados de 0.7 a 382.76 $\mu\text{g/g}$ y un % de carbono orgánico de 0.52 a 9.97%. Habiendo obtenido <29.4 $\mu\text{g/g}$ de saturados en la zona marina mientras que en la zona portuaria detectaron >1000 $\mu\text{g/g}$.

Para la Plataforma Continental del Estado de Tabasco se reporta la presencia de n-parafinas con un ligera superioridad de carbonos impares, donde sobresalió el C_{17} , C_{21} , C_{25} , C_{27} , C_{29} y C_{31} , cuyo patrón es común para sedimentos marinos en áreas no contaminadas y es típico tanto del fitoplancton marino como de la vegetación terrestre (Botello *et al.*, 1994; Le Dréau *et al.*, 1999). Al-Saad y Al-Timari (1993) concluyeron que sobre los alcanos disueltos en pantanos de Irak el patrón de distribución regular de n-alcanos de carbonos impares y pares predominó entre el C_{13} y C_{34} de características asociadas con fenómenos biológicos; abundancia de C_{17} y C_{19} de origen algal; siendo el pristano y el fitano los isoprenoides más comunes, explicando también un origen biológico así como un CPI mayor de 1 que reafirma el aporte biogénico. Por lo tanto, los hidrocarburos saturados determinados en el sistema de Sontecomapan pueden tener tanto un origen biológico como antropológico.

En la Laguna Sontecomapan, por el tipo de carbonos pares presentes en los sedimentos superficiales, así como el núcleo "B" y "C", se considera que el origen de estos hidrocarburos saturados es principalmente por agentes petrogénicos, porque los

petróleos crudos y productos del petróleo, son mezclas de amplio intervalo que contienen moléculas de tamaños diferentes en la distribución par (Botello y Mandelli, 1978). Los alcanos de bajo peso molecular se asocian a la presencia de *Pireno*, el cual fue detectado en los sedimentos de este estudio, asimismo, se le atribuye como componente de los combustibles fósiles (Raoux *et al.*, 1999).

Blumer (1979) refiere para aguas costeras superficiales del C_{14} al C_{33} (con un máximo entre el C_{25} y C_{28}), y una menor proporción de carbonos impares. De igual forma Snedaker (1995) menciona que en el material biológico sobresalen los carbonos de cadenas impares, en tanto que en los materiales petrogénicos (carbón fósil) existe preferencia por las cadenas de carbonos pares. Inclusive, el petróleo puede contener C_{18} , el cual no es biogénico (Morris *et al.*, 1976).

Cabe señalar que los alcanos de peso molecular alto (C_{20} al C_{36}) están estrechamente asociados a la presencia de HAP, es decir, están relacionados con la materia particulada liberada durante la quema de combustibles fósiles, en contraparte, los alcanos de bajo peso molecular (C_{18} al C_{19}), son considerados de origen fósil pero no de procesos de combustión (Raoux *et al.*, 1999).

Finalmente, los cromatogramas muestran un área comprendida entre la línea basal y la base de los picos que forma una "joroba" característica o UCM (mezcla compleja no resuelta), tal presencia representa a los compuestos no resueltos por la columna cromatográfica empleada, tales como isoalcanos, naftenoaromáticos y aromáticos de origen fósil (Farrington y Myers, 1975). La mezcla compleja no resuelta (UCM) es considerada como un buen indicador de posibles aportes de hidrocarburos hacia el sistema marino derivados de las actividades del hombre, al igual que la aparición del C_{18} y el C_{20} (González, 1990).

Según Atlas *et al.*, (1981 en Risér, 1992) en los cromatogramas de petróleo intemperizado se presenta una UCM que origina una curva, cuya área se incrementa con el grado de intemperismo y la cual se relaciona con la actividad bacteriana. Este tipo de cromatogramas se obtuvo en la estación 4 (marzo, 1991) (Fig. A) y en los núcleos "B" 4 (Fig. G), "C" 3 (Fig. H) y "C" 1 (Fig. I), observándose ligeramente en el "B" 7 (Fig. F).

Tabla 26. Concentraciones totales de hidrocarburos aromáticos policíclicos. (µg/g, peso seco) en sedimentos superficiales de Laguna Sontecomapan.

HAP	Marzo-1991 µg/g	Marzo-1992 µg/g
<i>Naftaleno</i>	<0.01	<0.01
<i>Acenaftileno</i>	0.84	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	<0.01	<0.01
<i>Antraceno</i>	1.16	0.43
<i>Fluoranteno</i>	1.80	0.16
<i>Pireno</i>	0.69	1.46
<i>Benzo(a)antraceno</i>	7.73	2.98
<i>Criseno</i>	0.11	2.52
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	2.73	1.36
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	2.06	1.10
<i>Benzo(a)pireno</i>	1.43	0.61
<i>Indeno(1,2,3-cd)pireno</i>	<0.01	<0.01
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<0.01	<0.01
HAP totales	18.55	10.62
Carbono orgánico	1.36%	1.47%

Nota: Resultados basados sólo en las estaciones donde se analizaron hidrocarburos alifáticos (E-4, E-5, E-6 y E-8).

Ahora bien, en lo referente a hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), en la Tabla 26, se aprecian las concentraciones de éstos, evaluadas en sedimentos superficiales (marzo 91 y 92), correspondiendo los mayores niveles al mes de marzo.91 (18.55 µg/g) y con respecto a los sedimentos de núcleos (Tabla 27), la mayor concentración se determinó en el núcleo "B" (88.69 µg/g).

En sedimentos superficiales sobresalieron HAP conformados principalmente por 4 anillos [*Benzo(a)antraceno*, *Benzo(b)fluoranteno*, *Criseno*, *Pireno*, *Benzo(k)fluoranteno*] y por 3 anillos (*Fluoranteno* y *Antraceno*). De igual forma, en los sedimentos de núcleos, además de los aromáticos de 4 anillos [*Criseno*, *Benzo(a)antraceno*, *Benzo(k)fluoranteno*] y de 3 (*Fluoranteno*), se detectaron compuestos conformados por 5 anillos [*Indeno (1,2,3-cd)pireno* y *Benzo(a)pireno*]. Los alcanos de bajo peso molecular se asocian a la

presencia de *Pireno*, al que se le atribuye como componente de los combustibles fósiles (Raoux *et al.*, 1999).

Tabla 27. Concentraciones totales de hidrocarburos aromáticos policíclicos. (µg/g, peso seco) en núcleos de sedimento de Laguna Sontecomapan.

HAP	Núcleo "B" µg/g	Núcleo "C" µg/g
<i>Naftaleno</i>	0.45	<0.01
<i>Acenaftileno</i>	<0.01	<0.01
<i>Acenafteno</i>	<0.01	<0.01
<i>Fluoreno</i>	<0.01	<0.01
<i>Fenantreno</i>	<0.01	<0.01
<i>Antraceno</i>	3.24	1.98
<i>Fluoranteno</i>	8.15	2.42
<i>Pireno</i>	3.40	1.58
<i>Benzo(a)antraceno</i>	5.55	2.73
<i>Criseno</i>	20.07	6.63
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	4.05	1.49
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	5.78	4.50
<i>Benzo(a)pireno</i>	9.81	2.29
<i>Indeno(1,2,3-cd)pireno</i>	28.19	2.16
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<0.01	1.02
HAP totales	88.69	26.8
Carbono orgánico	5.11%	2.13%

Nota: Resultados basados sólo en los estratos de núcleos donde se analizaron hidrocarburos alifáticos (E-7, E-6, E-4, E-3 y E-1).

La presencia de HAP de 5 anillos en los núcleos probablemente se debe a que diversos grupos de microorganismos que están presentes en el agua y los sedimentos costeros, son capaces de degradar HAP pero sólo de 2 y 3 anillos bencénicos, dado que la resistencia al ataque biológico se incrementa al aumentar el número de anillos; entre más grande es la concentración de HAP en sedimentos la remoción de éstos es mucho más lenta.

De igual forma, la desorción de HAP pesados es más lenta conforme aumenta el número de anillos bencénicos tales como el *Benzo(a)pireno* en el que sus tiempos de

reciclamiento son muy largos, del orden de hasta años, aún en sedimentos superficiales; también se ha comprobado que el conjunto de varios HAP, son más difíciles de degradar que uno solo y que inclusive la mezcla con otros compuestos puede retardar o inhibir la degradación (Chaudhry, 1994).

Particularmente en el núcleo "B", localizado en la porción central de la laguna, se comprobó que el origen de los hidrocarburos fósiles es antropogénico, preferentemente derivado de la pirólisis de materia orgánica y combustible fósil ya que prevalecieron los HAP de 4, 5 y 3 anillos bencénicos; de hecho el predominio de *Fluoranteno* sobre el *Pireno* en los sedimentos en el núcleo "B" y "C", se atribuye clásicamente a fuentes de pirólisis a altas temperaturas (Raoux *et al.*, 1999).

Además, las concentraciones tanto de los aromáticos policíclicos como de los saturados resultaron elevadas con 88.69 µg/g y 53.76 µg/g respectivamente, ello aunado a que los saturados C₃₀, C₃₂ y C₂₈ mostraron los más altos valores con un CPI menor a 1. Asimismo, el carbono orgánico fue mayor (5.11%) y los sedimentos básicamente fueron limosos-arcillos, en esta zona, por lo tanto se ve favorecida la acumulación de hidrocarburos, de ahí las altas concentraciones determinadas.

Por consiguiente, se confirma la presencia de petróleo en el área de estudio, hecho que no descarta el probable transporte atmosférico de hidrocarburos pirogénicos a la laguna Sontecomapan, proveniente de una de las zona industriales más importantes de México, la de Coatzacoalcos - Minatitlán - Cosoleacaque, Ver., localizada a unos 80-90km aproximadamente de la región de los Tuxtlas. Debido a que los vientos dominantes en dicha área mantienen una dirección NW (UNAM, 1989b; Baez, 1986; NOAA, 1988) y justamente en Sontecomapan la precipitación promedio anual es mayor a 4000 mm (UNAMa, 1989), lo cual explicaría que los xenobióticos son transportados por la acción de los vientos y posteriormente son depositados a través de la precipitación pluvial.

Lo anterior también se corrobora con los resultados sobre evaluaciones de ozono, H₂S, NOx e hidrocarburos totales determinados por Bravo *et al.*, (1996) que de manera general presentaron niveles altos en la región de los Tuxtlas con respecto a otras localidades en

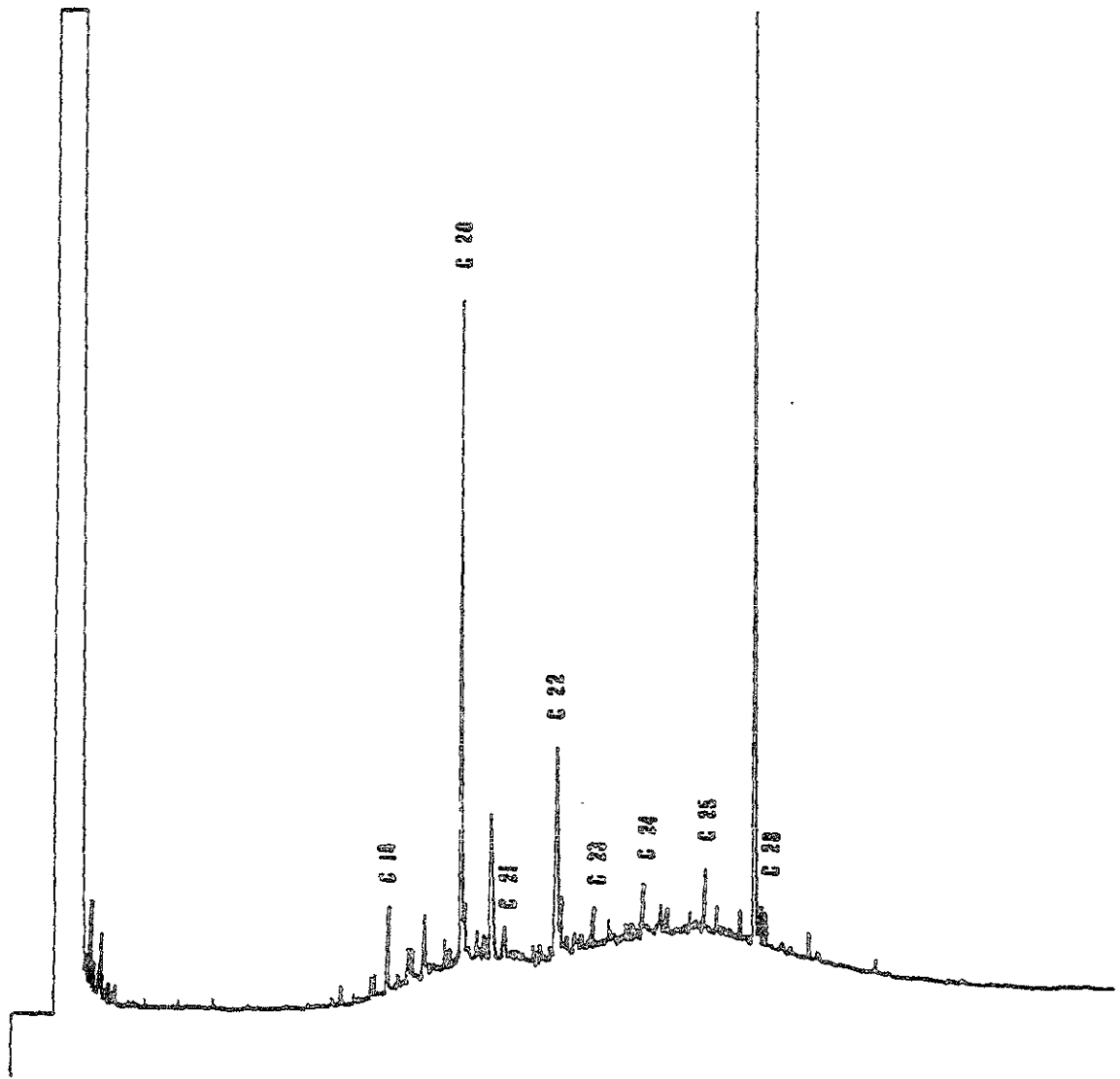


Fig. A. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de marzo 91 de la Estación 4. Los números en los picos corresponden a C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₃, C₂₄, C₂₅, C₂₈.

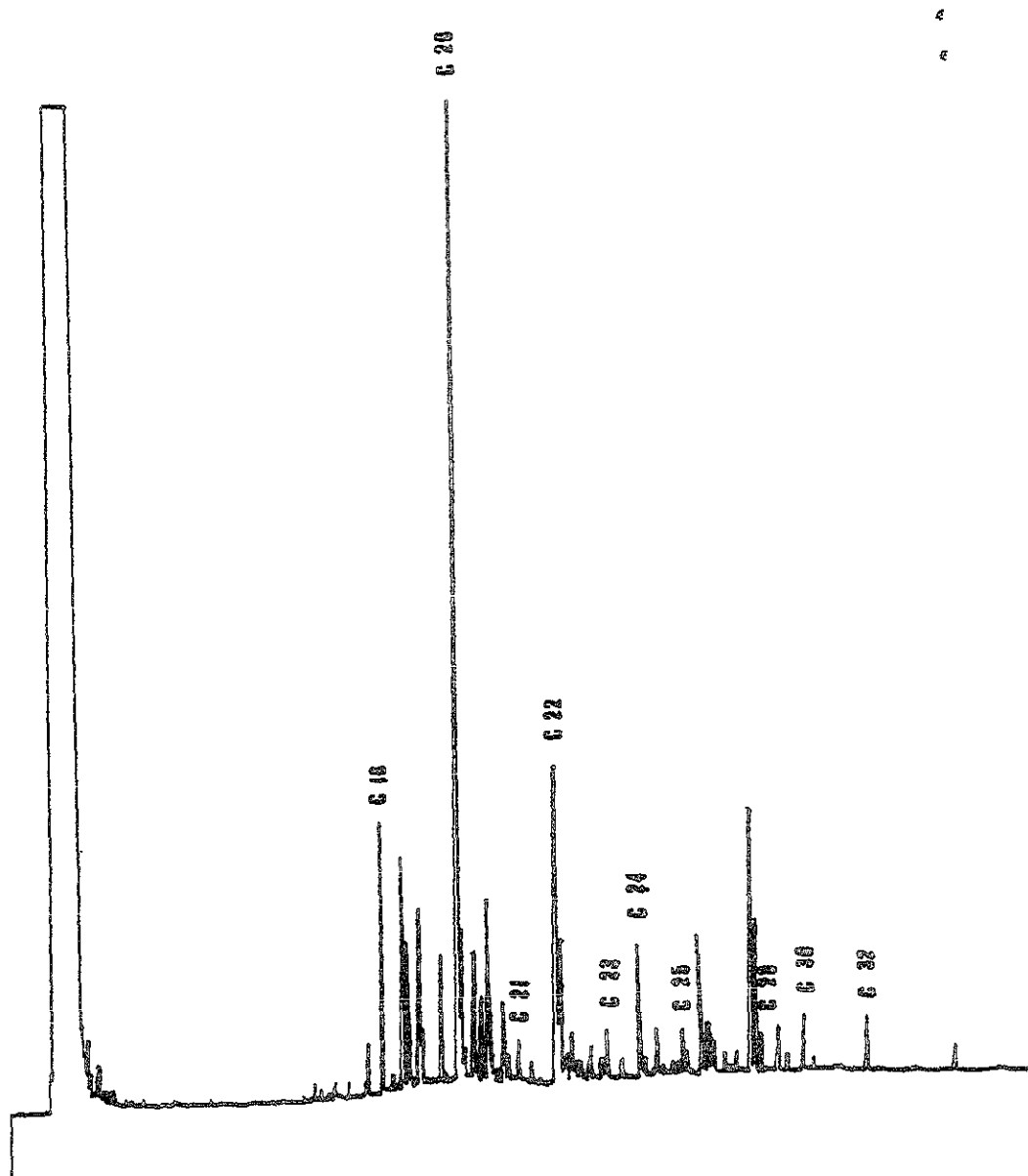


Fig. B. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de marzo 91 de la Estación 6. Los números en los picos corresponden a C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₃, C₂₄, C₂₅, C₂₈, C₂₉, C₃₀, C₃₂.

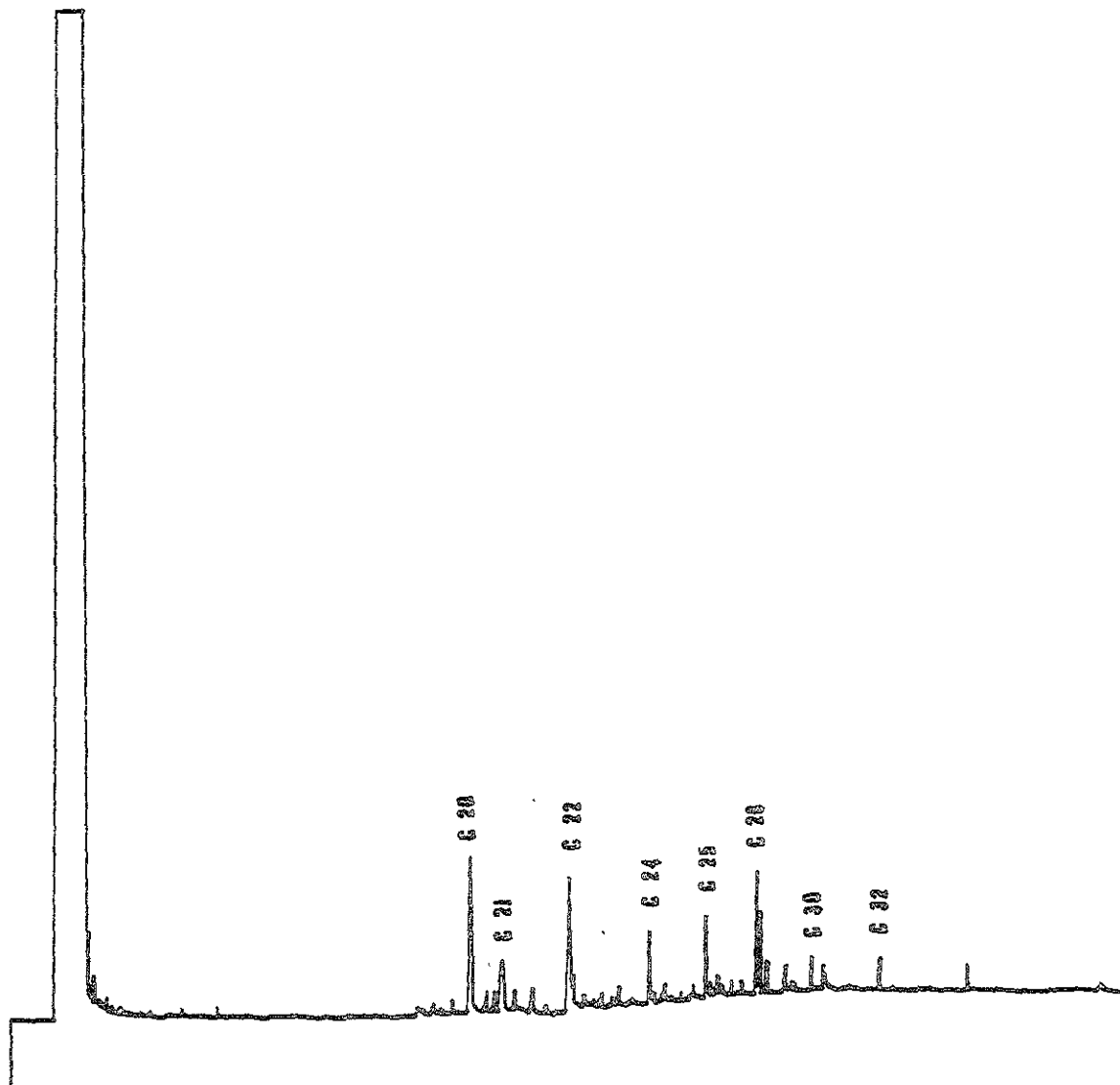


Fig. C. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de marzo 91 de la Estación 8. Los números en los picos corresponden a C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₄, C₂₅, C₂₆, C₃₀, C₃₂.

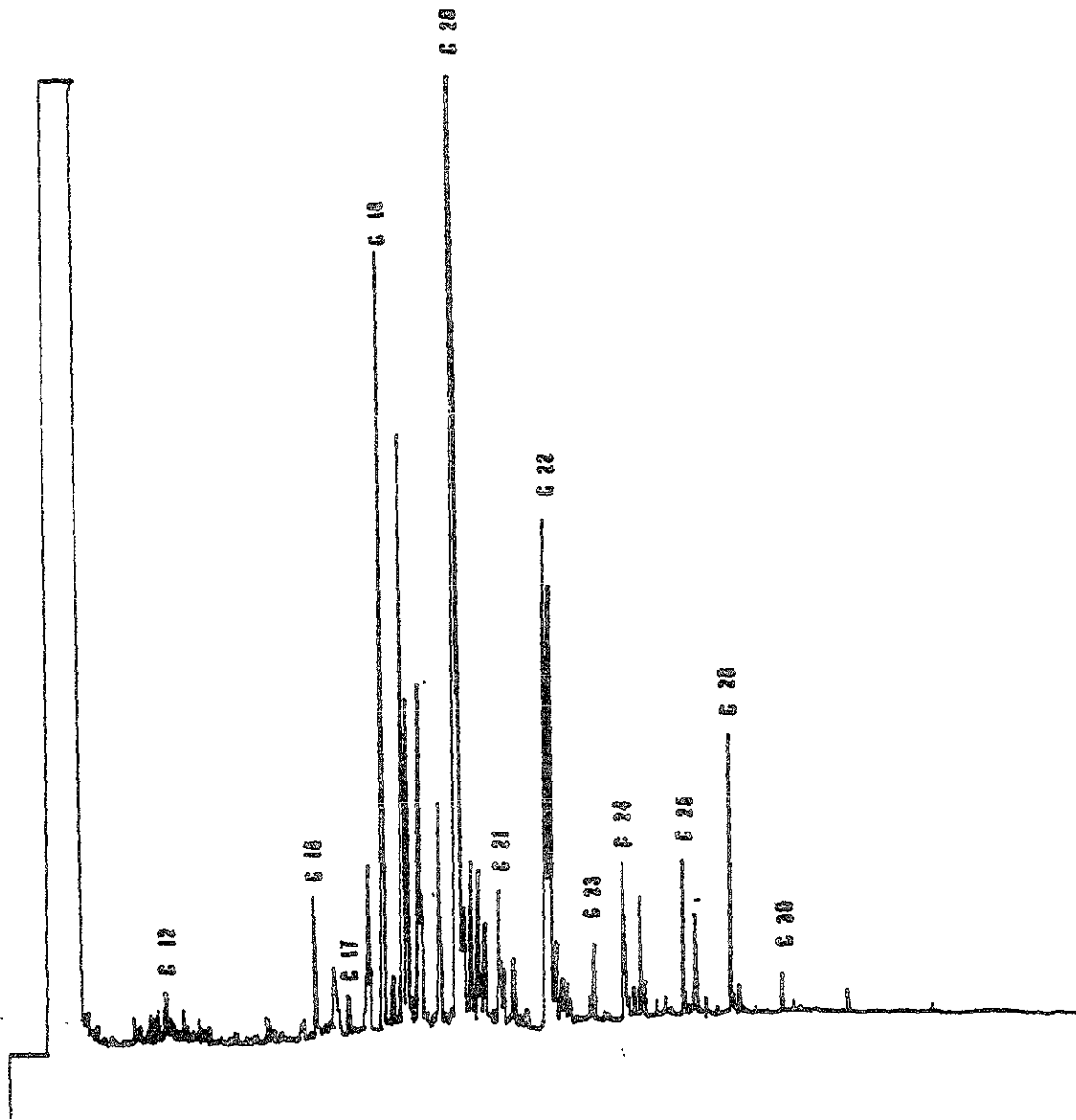


Fig. D. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de marzo 92 de la Estación 4. Los números en los picos corresponden a C₁₂, C₁₆, C₁₇, C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₄, C₂₅, C₂₈, C₃₀.

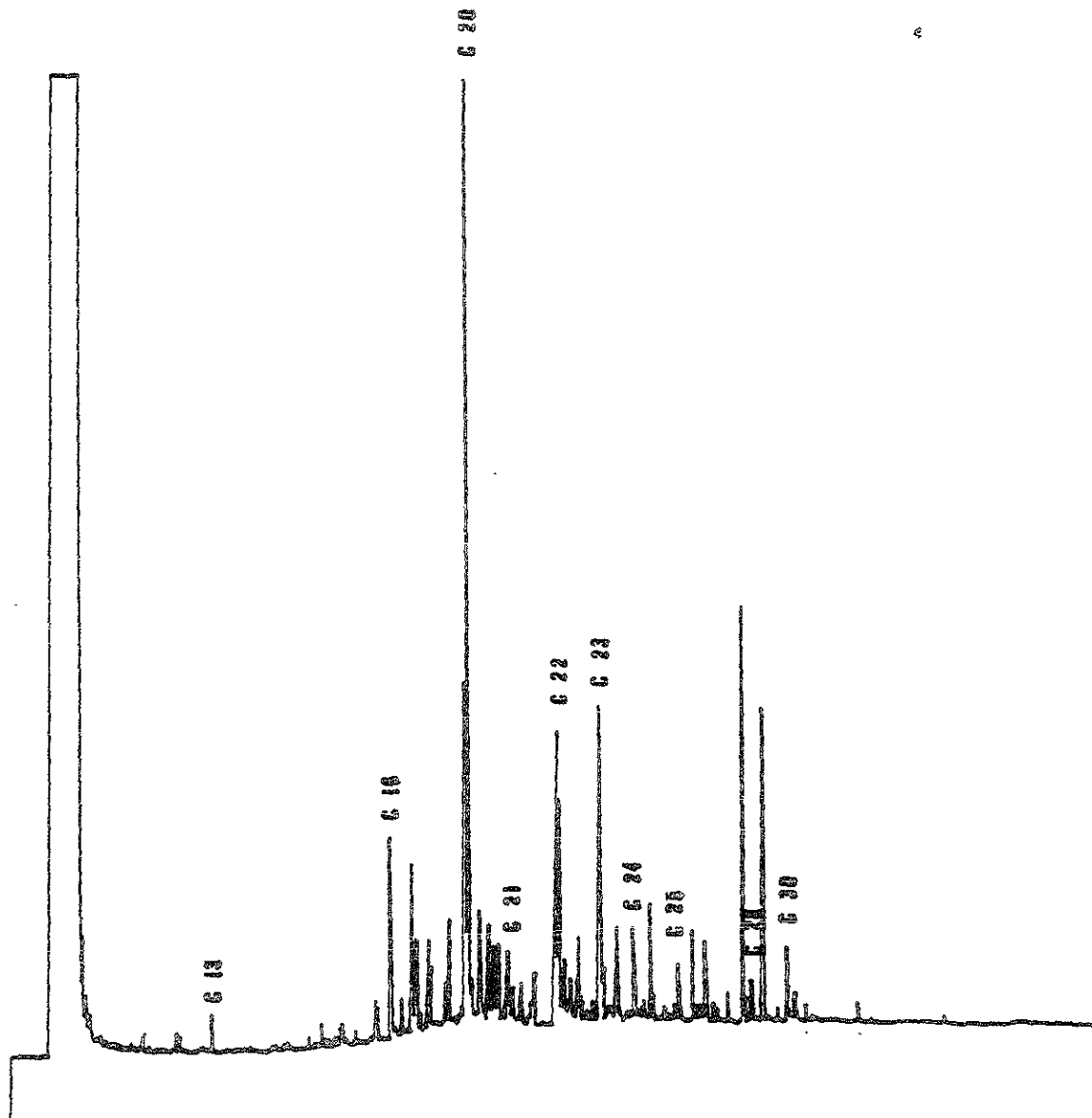


Fig. E. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de marzo 92 de la Estación 5. Los números en los picos corresponden a C₁₃, C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₄, C₂₅, C₂₆, C₃₀.

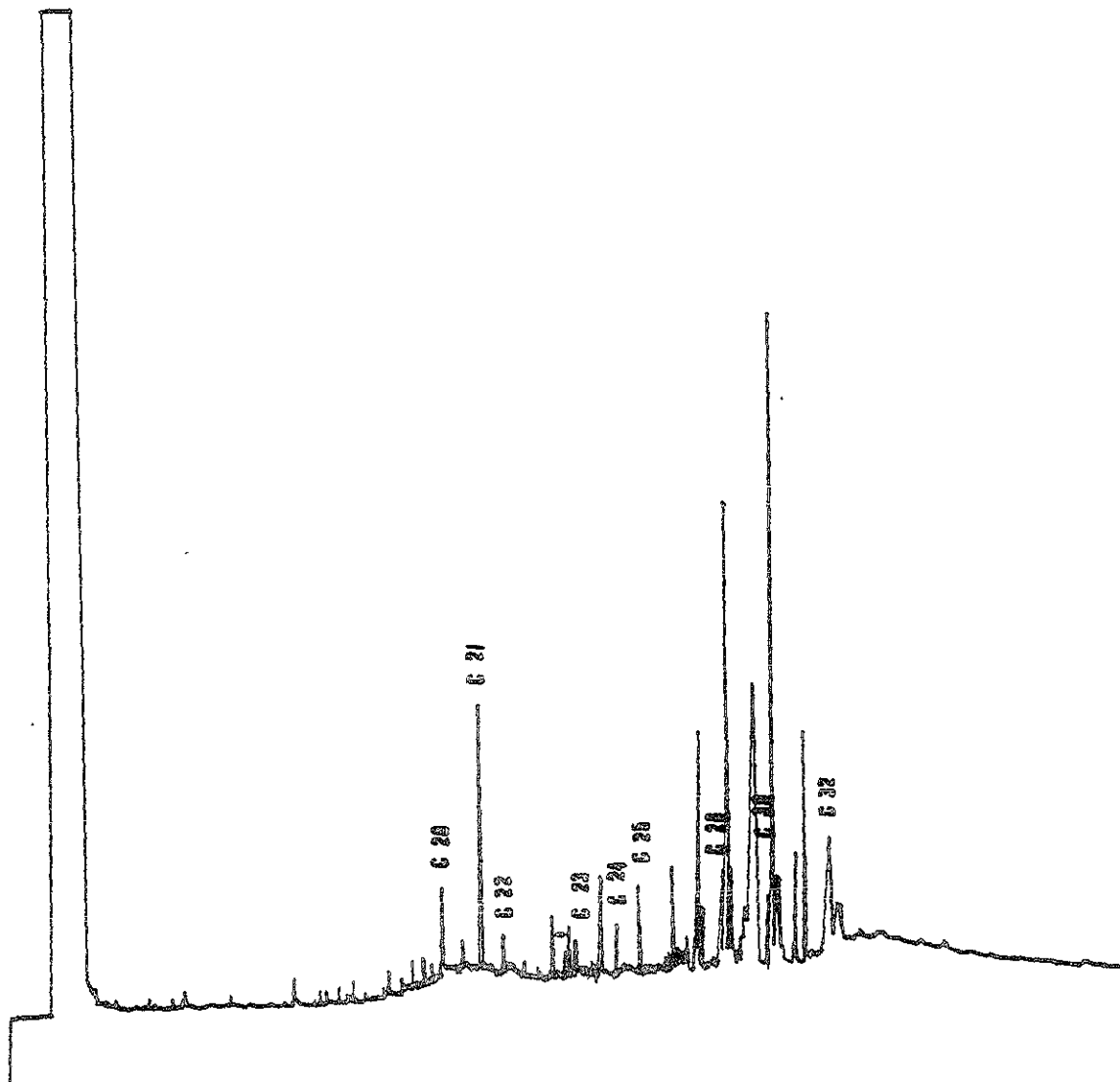


Fig. F. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en el núcleo de sedimento "B" del Estrato 7-superior. Los números en los picos corresponden a C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₃, C₂₄, C₂₅, C₂₆, C₂₇, C₂₈, C₂₉, C₃₀, C₃₁, C₃₂.

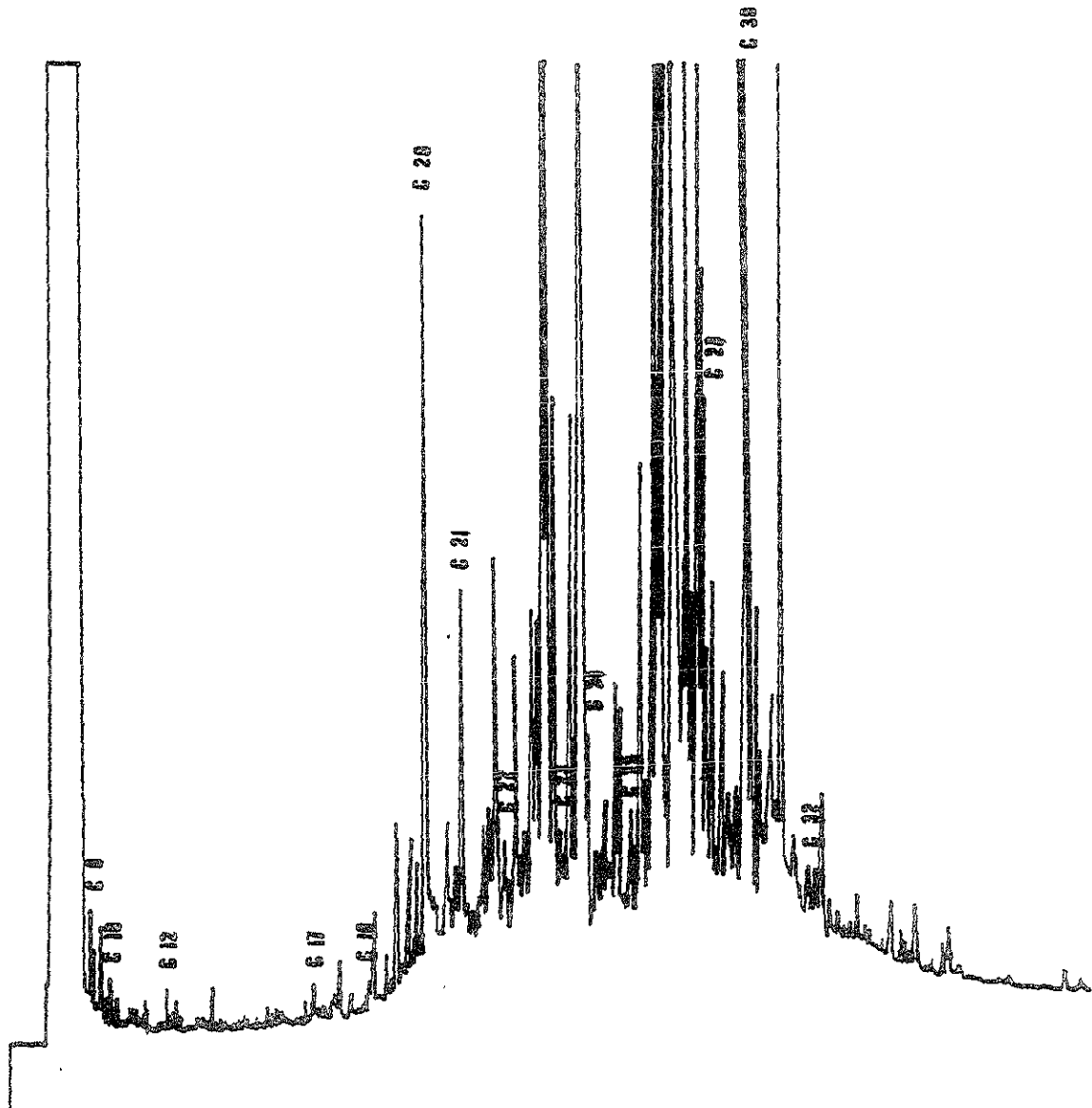


Fig. G. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en el núcleo de sedimento "B" del Estrato 4-medio.

Los números en los picos corresponden a C₉, C₁₀, C₁₂, C₁₇, C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₃, C₂₄, C₂₅, C₂₈, C₃₀, C₃₂.

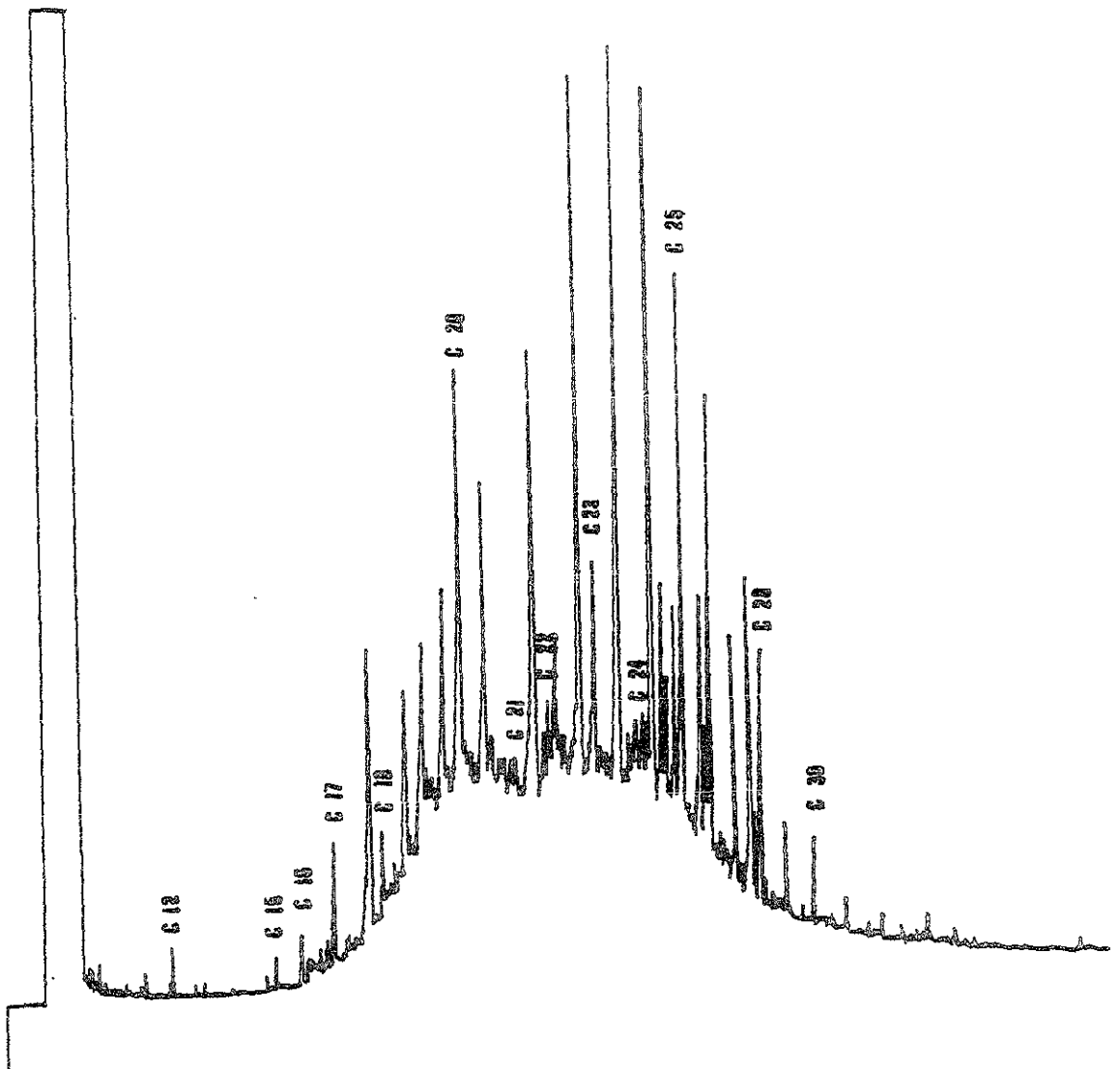


Fig. H. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en el núcleo de sedimento "C" del Estrato 3-medio. Los números en los picos corresponden a C₁₂, C₁₅, C₁₆, C₁₇, C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₃, C₂₄, C₂₅, C₂₈, C₃₀.

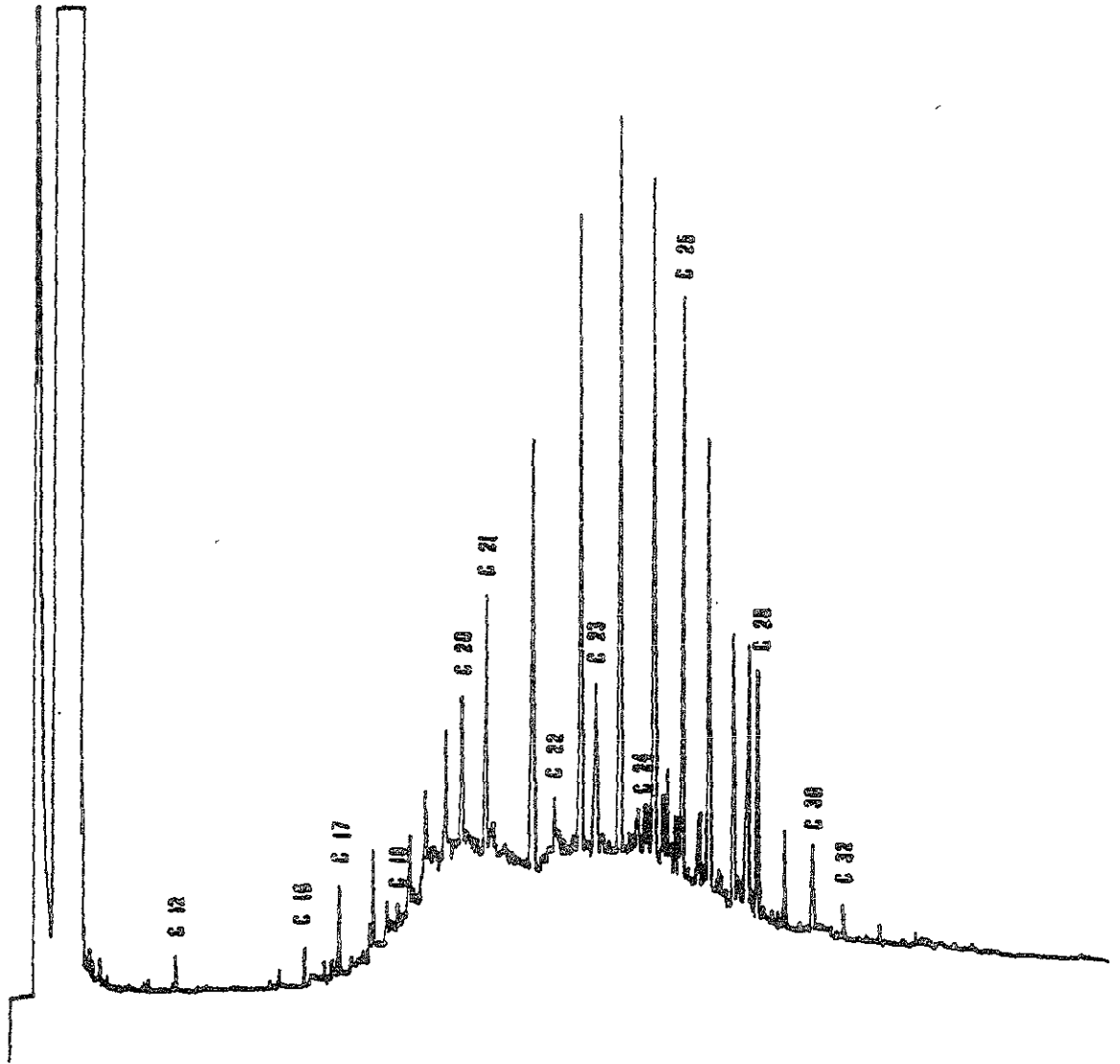


Fig. 1. Cromatogramas de GC-FID de hidrocarburos alifáticos en el núcleo de sedimento "C" del Estrato 1-inferior.

Los números en los picos corresponden a C₁₂, C₁₆, C₁₇, C₁₈, C₂₀, C₂₁, C₂₂, C₂₃, C₂₄, C₂₅, C₂₈, C₃₀, C₃₂.

CONCLUSIONES

1. En la laguna Sontecomapan no hubo correlación positiva entre los contenidos de carbono orgánico y las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), en los sedimentos superficiales ni en los núcleos de sedimento. De igual forma, no se encontró correlación entre los niveles de hidrocarburos disueltos (HCD) y los sedimentos, aunado a ello, al parecer éstos están siendo influenciados primordialmente por las mareas. Los HCD con un promedio máximo de 6.75 ng/l, no sobrepasaron el límite permisible de 10 ng/l establecido para el Atlántico mexicano y en general los niveles fueron más bajos que en otros sistemas costeros y/o lagunares.
2. En orden descendente, los niveles más altos de HAP totales por compuesto en **sedimentos superficiales** correspondieron al *Criseno* (77.58 µg/g) > *Benzo(a)antraceno* (17.15 µg/g) > *Benzo(b)fluoranteno* (10.48 µg/g) > *Benzo(k)fluoranteno* (8.15 µg/g). No obstante, en los **núcleos de sedimento**, en el núcleo "A" prevalecieron *Criseno* (16.09 µg/g) > *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* (13.42 µg/g) > *Benzo(a)antraceno* (11.45 µg/g) > *Benzo(k)fluoranteno* (9.03 µg/g). Para el núcleo "B" el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* (40.68 µg/g) > *Criseno* (20.53 µg/g) > *Benzo(a)pireno* (13.39 µg/g) > *Fluoranteno* (12.08 µg/g) y en el "C" los HAP sobresalientes fueron el *Criseno* (18.88 µg/g) > *Benzo(k)fluoranteno* (8.03 µg/g) > *Benzo(a)antraceno* (6.32 µg/g) > *Fluoranteno* (3.47 µg/g). Además, no hubo correlación positiva entre los contenidos de carbono orgánico y las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), en los sedimentos superficiales ni en los núcleos de sedimento, ello contradice la teoría de adsorción.
3. Del análisis de sedimento de los núcleos, se concluye que el sistema está recibiendo aportes de HAP desde hace varios años pero sobretodo en años recientes. La mayor concentración de HAP se presentó en la zona central y sureste de la laguna, sin embargo, la zona norte no estuvo exenta de contener altas concentraciones de éstos contaminantes. De acuerdo a los resultados obtenidos de HAP en sedimentos de los núcleos, queda descartada la asociación de los HAP con el derrame del Pozo Ixtoc I ocurrido en 1979.

4. A modo de comparación, los resultados en sedimentos superficiales de HAP en la Laguna Sontecomapan son equiparables con aquellos de otros sistemas costeros del Golfo de México, debido a que mostró valores promedio altos, similares a los de la Laguna Tampamachoco, Ver., la cual ha sido afectada por descargas industriales, siguiéndole la Laguna de Tamiahua, Ver. y la Laguna Pueblo Viejo, Tamps.

5. Sobre los HAP más representativos, en el mejillón destacaron el *Benzo(a)antraceno* (56.67 µg/g) > *Benzo(k)fluoranteno* (25.57 µg/g) > *Benzo(a)pireno* (16.86 µg/g) > *Benzo(b)fluoranteno* (15.54 µg/g) y el *Benzo(ghi)perileno* (8.47 µg/g), mientras que en el ostión predominaron el *Criseno* (42.32 µg/g) > *Benzo(a)antraceno* (4.77 µg/g) > *Benzo(b)fluoranteno* (3.17 µg/g) > *Benzo(a)pireno* (3.13 µg/g) > *Benzo(k)fluoranteno* (2.44 µg/g).

6. Entre los bivalvos, el mejillón bioacumuló mayores concentraciones de HAP que el ostión, debido tal vez a que el mejillón tiene una tasa de filtración mayor que el ostión, esto porque presenta una superficie más amplia de branquias, por lo que quizá se vea directamente influenciado por la concentración de hidrocarburos en el agua, a pesar de estar asociado directamente a los sedimentos y a que las dos especies se alimentan por filtración. Cabe señalar que en los meses posteriores al desove las concentraciones de HAP fueron nulas en ambas especies de bivalvos.

7. En lo que se refiere a las macroalgas, los HAP totales que presentaron las concentraciones mayores en *clorofitas* estuvieron el *Antraceno* (60.57 µg/g) > *Benzo(a)antraceno* (49.3 µg/g) > *Benzo(b)fluoranteno* (44.02 µg/g) > *Benzo(a)pireno* (24.87 µg/g). De forma similar en las *rodofitas* predominaron el *Benzo(a)antraceno* (25.92 µg/g) > *Pireno* (15.72 µg/g) > *Benzo(b)fluoranteno* (14.22 µg/g) > *Antraceno* (8.44 µg/g) > *Benzo(a)pireno* (4.97 µg/g), en tanto que en el *pasto marino* estuvieron el *Indeno(1,2,3-c,d)pireno* (242.34 µg/g) > *Benzo(a)antraceno* (59.9 µg/g) > *Benzo(ghi)perileno* (37.06 µg/g) > *Benzo(k)fluoranteno* (32.7 µg/g) > *Benzo(b)fluoranteno* (29.87 µg/g).

8. Los altos niveles detectados de HAP en la fanerógama acuática quizá se deben en primer lugar a la gran concentración de ácidos grasos y, en segundo término, probablemente a la traslocación de éstos. No se descarta que en la vegetación acuática algunos compuestos aromáticos sean de origen biogénico, pero seguramente los compuestos de altos pesos moleculares aquí identificados son de origen antropogénico. Del mismo modo, se sugiere el que tanto las macroalgas como la hidrófita sumergida pueden ser utilizadas como bioindicadores de HAP.

9. Los resultados sobre HAP en los bivalvos y en la vegetación acuática ponen de manifiesto el que la ubicación de los organismos, sus desarrollos y dietas específicos inducen diferentes tipos de exposición y por ende su bioacumulación resultó ser también diferente, de ahí lo útil de emplear más de una especie bioindicadora cuando se evalúen contaminantes. Por otra parte, se considera que de las matrices empleadas en este trabajo, el agua fue la menos característica y los monitores más representativos resultaron ser los sedimentos, el mejillón y el pasto marino.

10. Desde el punto de vista temporal, en el mes de marzo de 1991 se recolectaron en Sontecomapan muestras el día que estaba finalizando un "Norte", y se obtuvieron las concentraciones de HAP más altas en sedimentos, mejillón, clorofitas e hidrófita sumergida, ello probablemente se puede atribuir a un incremento en la suspensión de sedimentos y por consiguiente de hidrocarburos.

11. De igual forma, se constató que los HAP están siendo concentrados en los sedimentos, por lo tanto, los organismos bentónicos tales como los mejillones, ostiones, macroalgas y el pasto marino tiene un gran potencial para bioacumular en sus tejidos dichos contaminantes. Y subsecuentemente, los HAP podrán pasar a sus depredadores, es decir, podrán ser transferidos a través de la cadena trófica.

12. De lo anterior, cabe señalar el haber detectado tanto en sedimentos como en organismos de la Laguna Sontecomapan en concentraciones considerables *Benzo(a)pireno*, *Benzo(a)antraceno* y *Criseno* debido a que estos HAP están clasificados como agentes de varios tipos de cáncer y/o mutagénicos en animales e incluso en

humanos. De acuerdo a la literatura consultada, los niveles determinados en este estudio pueden ocasionar efectos adversos a la biota del sistema.

13. Tanto en las macroalgas como en la fanerógama se detectaron HAP conformados por 2 anillos bencénicos los cuales son tóxicos, no obstante, su contenido fue mínimo o nulo en los sedimentos y en los bivalvos. La detección de HAP de 4, 5 y 3 anillos bencénicos en todos los compartimentos analizados confirmó que su origen primordialmente es pirolítico, debido tanto a la quema de vegetación con fines agrícolas y a la quema de mangle para el secado de la hoja de tabaco, como a la de combustibles fósiles; de hecho, la presencia de *Antraceno* robustece la teoría de que dichos compuestos son de origen pirolítico debido a que es un HAP asociado a la quema de vegetación. De esto, se concluye que hay dos orígenes de HAP para el sistema estudiado, el pirolítico y el petrogénico, sin embargo, el primero es el predominante.

14. Con relación a los hidrocarburos saturados (HA), las concentraciones en sedimentos superficiales fluctuaron de 0.21 a 12.75 $\mu\text{g/g}$ y en los núcleos el intervalo estuvo de 1.33 hasta 32.01 $\mu\text{g/g}$. Acerca del predominio de carbonos, en los sedimentos superficiales sobresalieron los pares (C_{22} , C_{20} , C_{32} , C_{18} , C_{24} , C_{30} , C_{28}) de igual forma se obtuvo en el núcleo "B" (C_{30} , C_{32} , C_{20} , C_{28} , C_{24}) con un CPI de 0.4 a 2.8 para los primeros y un CPI de 0.21 a 0.96 para el segundo. Pese a que en el núcleo "C" ubicado cerca de la boca de la laguna, la preferencia fue hacia los carbonos impares ($C_{21} > C_{25} > C_{23}$), tales resultados confirman la presencia de aportes tanto biogénicos como antropogénicos al sistema.

15. Asimismo, dichos aportes de hidrocarburos ingresan a la laguna estudiada principalmente a través de las descargas de los ríos, provenientes de la costa y no se descarta el probable transporte atmosférico principalmente desde el área de Coatzacoalcos-Minatitlán-Cosoleacaque, esto evidencia la importancia de efectuar monitoreos ambientales en áreas que pudieran considerarse como prístinas lo cual no fue el caso de Sontecomapan. Finalmente, la erosión, es un medio muy importante de remoción de sedimentos y por consiguiente de contaminantes, desde las zonas aledañas hasta el agua del sistema, por lo tanto, es necesario disminuir la tala inmoderada que a la fecha se sigue realizando en las inmediaciones de la laguna Sontecomapan.

RECOMENDACIONES

Debido a la escasez de información sobre la bioacumulación de HAP en vegetación acuática y a los niveles altos detectados tanto en las macroalgas como en la hidrófita sumergida en este estudio, se sugiere continuar con trabajos al respecto; ésto sobre todo, ahora que la fitorremediación de compuestos del petróleo está en pleno desarrollo.

De hecho, desde 1997 se está participando en el proyecto de CONACyT "Evaluación regional de la producción de las poblaciones de pastos marinos del litoral Atlántico mexicano" en el que se incluyó la evaluación de HAP tanto en sedimentos como en rizoma y hoja de *Thalassia testudinum*. Asimismo, se recomienda abordar el aspecto de la posible traslocación de HAP en los pastos marinos.

En relación a la evaluación de contaminantes orgánicos en moluscos (bivalvos), sería recomendable el realizar de igual forma la cuantificación de lípidos en dichos organismos

También el efectuar estudios sobre hidrocarburos fósiles en diferentes épocas climáticas y considerando al menos sedimentos y organismos para poder proporcionar con más certeza la magnitud de la contaminación por estos compuestos en los diversos sistemas acuáticos.

Finalmente, el realizar investigaciones acerca de la producción de HAP que se está generando en el área de Cosoleacaque-Coatzacoalcos-Minatitlán y comparar ésta con la contaminación que se presenta en los sistemas costeros cercanos con el propósito de establecer el impacto del transporte atmosférico de hidrocarburos.

REFERENCIAS

- ABU-HILAL, A.H. & K. KHORDAGUI. 1994. Petroleum Hydrocarbons in the Nearshore Marine Sediments of the United Arab Emirates. *Environ. Pollut.* 85(3):315-319.
- ACKMAN, G.R. 1989. *Marine Biogenic Lipids, Fats, and Oils*. Vol. I. And Vol II. C.R.C. Press. Florida, U.S.A. pp. 3-73, pp. 49-55.
- AL-GHADBAN, A.N., P.G. JACOB & F. ABDALI. 1994. Total Organic Carbon in the Sediments of the Arabian Gulf and Need for Biological Productivity Investigations. *Mar. Pollut. Bull.* 28(6):356-362.
- ALPERT, P., F.R. WAREMBOURG & J. ROY. 1991. Transport of Carbon Among Connected Ramets of *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) at Normal and High Levels of CO₂. *Am. J. Botany.* 78(11):1459-1466.
- AL-SAAD, H. & A. AL-TIMARI. 1993. Seasonal Variations of Dissolved Normal Alkanes in the Water Marshes of Iraq. *Mar Pollut. Bull.* 26(4):207-212.
- ALLEN, CH., D. BOYD, F. HEMPENSTALL, M. LARKIN & N. SHARMA. 1999. Contrasting Effects of a Nonionic Surfactant on the Biotransformation of Polycyclic aromatic Hydrocarbons to *cis*-Dihydrodiols by Soil Bacteria. *Applied & Environ. Microbiol.* 65(3):1335-1339.
- ANGELES A. G. 1997. *Rhizophora mangle* (mangle rojo). In: GONZALEZ, S.E., R. DIRZO y R.C. Vogt. 1997. Historia Natural de Los Tuxtlas. Inst. Biol. (UNAM); Inst. de Ecología (UNAM) y CONABIO. p.p. 148-150.
- API. 1978. Fate and Effects of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. American Petroleum Institute, Washington DC. Publication N°. 4297.
- ARCARO, K.F., P.W. O'KEEFE, YI YANG, W. CLAYTON & J.F. GIERTHY. 1999. Antiestrogenicity of environmental PAHs in human breast cancer cells. *Toxicology* 133(2-3):115-127.
- ATLAS NACIONAL MEXICANO. 1989. Geografía de México 9 VI-4-6 Precipitación Media Anual y su Probabilidad. (Información de 1921 a 1980). Instituto de Geografía, UNAM.
- ATLAS NACIONAL MEXICANO. 1989. Geografía de México 9 IV-4-6. Viento Dominante Durante el Año. (Información de 1940 a 1984). Instituto de Geografía, UNAM.
- ATWOOD, D.K., J.F. BURTON, J.E. CORREDOR, G.R. HARVEY, J.A. MATA, A.B. BOTELLO & WADE, B.A. 1987. Petroleum Pollution in the Caribbean. *Oceanus.* 30(4):25-32.
- AWAD, H. 1981. Comparative studies on analytical methods for the assessment of petroleum contamination in the marine environment. II. Gas Chromatographic Analyses. *Mar Chem.* 10:17-430.
- BADAWY, M. & AL-HARTHY. 1991. Hydrocarbons in Seawater, Sediments and Oyster From the Omani Coastal Waters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47:386-391.
- BAEZ, A.P. 1986. Medio Ambiente en Coatzacoalcos. *La Calidad del Aire*. Vol. II. Centro de Ecodesarrollo. 84 p.
- BALOUËT, G. & F. BERTHOU. 1987. The occurrence of Hydrocarbons and histopathological abnormalities in oysters for seven years following the wreck of the Amoco Cadiz in Brittany (France). *Mar. Environ. Res.* 23(2): 103-133.

- BAREIRO, R., C. REAL & A. CARBALLEIRA. 1993. Heavy-Metal Accumulation by *Fucus ceranoides* in a Small Estuary in North-West Spain. *Mar. Environ. Res.* 36:39-61.
- BAUMARD, P., H. BUDZINSKI, Q. MICHON, P. GARRIGUES, T. BURGEOT & J. BELLOCQ. 1998. Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea From Mussel and Sediment Records. *Est. Coast. Shelf Sci.* 47(1):77-90.
- BAYNE, B.L. & R.C. NEWELL. 1983. *The Mollusca. Physiological Energetics of Marine Molluscs.* Vol. 4 Part. I. Eds. Saleuddin, A. y Wilbour, K. Academic Press. New York, U.S.A. pp. 407-500.
- BERNARD, D., H. PASCALINE & J.J. JEREMIE. 1996. Distribution and Origin of Hydrocarbons in Sediments From Lagoons with Fringing Mangrove Communities. *Mar. Pollut. Bull.* 32(10):734-739.
- BIFANO, C., L. LOPEZ, J.L. MOGOLLON y A. APONTE. 1996. Caracterización de la Materia Orgánica de Origen Natural y Antropogénico en Tres Núcleos de Sedimentos del Lago de Valencia Venezuela. Memorias del V Congreso de Latinoamericano de Geoquímica Orgánica. Resúmenes en Extenso. Cancún, México. 6-10 Octubre, 1996. pp. 298-299.
- BOEHM, P.D. 1981. Petroleum in the Marine Environment Physical/Chemical Methods.- Background Paper- Submitted to: Ocean Science Board National Research Council Natural Academy of Science. Cambridge, Massachusetts. 152 p.
- BOFFETTA, P., N. JOURENKOVA & P. GUSTAVSSON. 1997. Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes Control* 8(3):444-472.
- BOTELLO, A.V., GONZALEZ C. & DIAZ, G. 1991. Pollution by Petroleum Hydrocarbons in Sediments From Continental Shelf of Tabasco State, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47:565-571.
- BOTELLO, A.V. & CALVA, L.G.B. 1998. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments From Pueblo Viejo, Tamiahua and Tampamachoco Lagoons in the Southern Gulf of Mexico. *Bull. Environ. Contam. & Toxicol.* 60(1):96-103.
- BOTELLO, A.V. & E. MANDELLI. 1978. Distribution of n-paraffin's in Sea-grasses, Benthic Algae, Oysters and Recent Sediment From Terminos Lagoon, Campeche, México. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 19(3):162-168.
- BOTELLO, A.V. & S.A. MACKO. 1982. Oil Pollution and the Carbon Isotope Ratio in Organisms and Recent Sediments of Coastal Lagoons in the Gulf of Mexico. *Oceanol. Acta. Actes Symposium International sur les lagunes cotieres SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, France. 8-14 Septembre 1981, 55-62.*
- BOTELLO, A.V. y S.F. VILLANUEVA. 1994. Pollution by Hydrocarbons in the Caribbean Sea: Sources, Levels and Effects. pp. 46-60. En. ICRAM-IFREMER. Mediterraneo e Caraibi due mari in pericolo?. Sversamenti accidentali di idrocarburi ed emergenze causate dalle alghe. Atti del convegno internazionale. Centro Congressi "Cristoforo Colombo", Genova 4 luglio 1992.
- BOTELLO, A.V., S.F. VILLANUEVA, G. DIAZ y Y. PICA. 1995. Contaminación por Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en Sedimentos y Organismos del Puerto de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 11(1):21-30.
- BOTELLO, A.V., G.V. PONCE y G. DIAZ. 1993. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en Areas del Golfo de México. *Hidrobiológica* 3(1-2):1-15.
- BOTELLO, A.V., G.V. PONCE, A. TOLEDO, G. GONZALEZ y S.VILLANUEVA. (1992). Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo* 17(102):28-49.

- BOTELLO, A.V., J.A. GOÑI & S.A. CASTRO. 1983. Levels of organic pollution in coastal lagoons of Tabasco State, México.I: Petroleum Hydrocarbons. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 31 (3) 271-277.
- BOTELLO, A.V., J.L. ROJAS-GALAVIZ, J.A. BENÍTEZ, D. ZÁRATE-LOMELÍ. (Eds). 1996. *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 566 p.
- BOULOUBASSI, I., & A. SALIOT. 1991. Composition and Sources of Dissolved and Particulate PAH in Surface Waters From the Rhone Delta (NW Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* 22(12):588-594.
- BURNS, K.A. & L. YELLE-SIMMONS. 1994. The Galeta Oil Spill. IV. Relationship Between Sediment and Organism Hydrocarbons Loads. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 38(4):397-412.
- BUTLER, J.M. 1995. Oil Spills: Where Do They Come From? Where Do They Go? Bermuda Biological Station for Research. Hazard Assessment of Marine Contaminants. 14 p.
- CALABRESE, E.J. & P. T. KOSTECKI. 1993. *Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils*. Lewis Publishers. U.S.A. p.p. 1-348.
- CALVA, LG.B. 1997. Contaminación por Hidrocarburos Fósiles en Lagunas Costeras. *Contacto S.* 3ª. Época (21):16-22.
- CARIPOL. 1986. Manual CARIPOL para el Análisis de Hidrocarburos del Petróleo en Sedimentos y Organismos Marinos. Programa CARIPOL II. Puerto Morelos, Q. Roo., México. 25 p.
- CARRANZA, E.A., M. GUTIÉRREZ y R.T. RODRÍGUEZ. 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *An. Centro Cienc. Del Mar y Limnol., Univ. Nat. Autón. México.* 2(1):81-88.
- CASTRO, G.M. 1986. Comportamiento Estacional de Nitratos, Fosfatos y Amonio en la Laguna de Sontecomapan, Veracruz. (Abril 1983- Marzo 1984). Tesis Prof. Esc. Nat. Est. Prof. Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México.
- CLANKSKY, K.B. & K. WINSDEDT. Eds. 1992. *Chemical Guide to the OSHA Hazard Communication Standard*. Roytech Publications. U.S.A. 450 p.
- CLARK, R. 1989. *Marine Pollution*. Clarendon Press. Oxford, New York. U.S.A. 220 p.
- CLAYEN, P. A. 1988. Estudio Sobre Algunos Parámetros Biológicos en el Bagre *Arius melanopus* Ghunter de la Laguna de Sontecomapan, Ver. Tesis Profesional. Esc. Nat. Est. Profesionales Iztacala. U.N.A.M. 70 p.
- COAKLEY, J., E. NAGY & J. SERODES. 1993. Spatial and Vertical Trends in Sediment-Phase Contaminants in the Upper Estuary of the St. Lawrence River. *Estuaries* 16(3B):653-669.
- COMMITTEE ON THE ATMOSPHERE AND THE BIOSPHERE. 1981. *Atmosphere-Biosphere Interactions: Toward a Better Understanding of the Ecological Consequences of Fossil Fuel Combustion*. National Academy Press. Washington, D.C. U.S.A. 264 p.
- CONNEL, D.W. & G.J. MILLER. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. John Wiley & Sons. U.S.A. pp. 228-249.
- CORREDOR, J.E., J.M. MORELL. & C.E. DEL CASTILLO. 1990. Persistence of spilled crude oil in a tropical intertidal environment. *Mar. Pollut. Bull.* 21:385-388.

- CORREL, D.S. & CORREL, H.B. 1975. Aquatic and Wetland Plants of Southwestern United States. Vol. I. Stanford University Press. California, U.S.A. 856 p.
- CHAUDHRY, R. Ed. 1994. *Biological Degradation and Bioremediation of Toxic Chemicals*. Chapman & Hall, Hong Kong. 515 p.
- DAVIS, R.A. Jr. 1985. *Coastal Sedimentary Environments*. Springer & Verlag. New York, U.S.A. 77-186 pp.
- DEAN, T.A., M.S. STEKOLL, S.C. JEWETT, R.O. SMITH & J.E. HOSE. 1998. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in Prince William Sound, Alaska: Effects of the Exxon Valdez Oil Spill. *Mar. Pollut. Bull.* 36(3):201-210.
- DIÁZ, G.G. 1992. Determinación de Hidrocarburos Organoclorados en Sedimento y Organismos de la Plataforma Continental y Zonas Costeras del Golfo de México. Tesis Doctoral, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 169 p.
- DUURSMA, E.K. & R. DAWSON. 1981. *Marine Organic Chemistry*. Evolution, Composition, Interactions and Chemistry of Company. New York, U.S.A. 521 p.
- ECHANIZ, V.H. 1988. Determinación de los Niveles de Hidrocarburos en Agua, Sedimentos Recientes y Hojas del Pasto Marino *Thalassia testudinum* (König, 1805) en Tres Islas Arrecifales del Puerto de Veracruz, Ver. Tesis Prof. Fac. Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. p.p. 1-58.
- EDWARDS, N.T. 1983. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Terrestrial Environment - A Review. *J. Environ. Qual.* 12(4): 427-441.
- EERTMAN, R.H., C.L. GROENINK, B. SANDEE & H. HUMMEL. 1995. Response of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. Following Exposure to PAHs or Contaminated Sediment. *Mar. Environ. Res.* 39(1-4):169-173.
- EL-SAMMAK. 1999. Model of sediments movement in Montazah, A Semi-Enclosed Bay, Alexandria, Egypt. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* 63(5):618-624.
- FERGUSON, E.J., W.E. ODUM & J.C. ZIEMAN. 1969. Influence of Sea Grasses on the Productivity of Coastal Lagoons. *Lagunas Costeras*. Un Simposio Mem. Simp. Inter. UNAM/UNESCO. Nov. 28-30. México, D.F. 495-502.
- FLORES, A. & C. GARCIA-CUBAS. 1987. Sistemática y Ecología de Moluscos en la Laguna de Sontecomapan, Ver., México. Memorias de la III Reunión Nacional de Malacología y Conquiología. Monterrey, Nuevo León. México. 48-61.
- FORTNER, A. & L. SICK. 1985. Simultaneous Accumulations of Naphthalene, a PCB Mixture, and Benzo(a)pyrene, by the Oyster *Crassostrea virginica*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34 (2): 256-264.
- GALASSI, S. 1999. The Atmospheric Pathways of Persistent organic Pollutants (POPs) and Their Effects on Remote Areas. International School on Environment and Health Summer School for Xenobiotics and Human Health. Certosa di Pontignano, Siena, Italy. April 6-18, 1999. p.p. 62-67.
- GALLEGOS, M. y A.V. BOTELLO. 1986. Medio Ambiente en Coatzacoalcos. *Petróleo y Manglar*. Vol. III. Centro de Ecodesarrollo. 102 p.
- GANNING, B., BROMAN, D. & C. LINDBLAD. 1983. Uptake of Petroleum Hydrocarbon by the Blue Mussel (*Mytilus edulis*) After Experimental Oiling and High Pressure, Hot Water Shore Cleaning. *Mar. Environ. Res.* 10 (4): 245-254.

- GARCIA, C. A. 1981. Moluscos de un Sistema Lagunar Tropical en el Sur del Golfo de México (Laguna de Términos, Campeche). *Inst. Cienc. Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México. Publ. Esp.* 5: 1-182.
- GARCIA, E. 1970. Los Climas del Estado de Veracruz. *Anales. Inst. Biol. Universidad Nacional Autónoma de México. Ser. Bot.* 41(1):3-42.
- GAUDETTE, H., W. FLIGH, L. TONER, & D. FOLGER. 1974. An Inexpensive Tritation Method for the Determination of Organic Carbon in Recent Sediments. *J. Sedim. Petrol.* 44(1):249-253.
- GERGES, M.A. 1994. Marine Pollution Monitoring, Assessment and Control: UNEP's Approach and Strategy. *Mar. Pollut. Bull.* 28(4):199-210.
- GIAM, C., H. CHAN, & G. NEFF. 1976. Distribution of n-Paraffin's in Selected Marine Benthic Organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 16(1):37-43.
- GIESE, A.C. & J.S. PEARSE. 1979. *Reproduction of Marine Invertebrates. Vol V. Molluscs: Pelecypods and Lesser Classes.* pp. 113-292.
- GOLDBERG, E.D. 1979. *The Health of the Oceans.* UNESCO Press. Paris. 172 p.
- GONZALEZ, F.A., A.V. BOTELLO, S.F. VILLANUEVA, y G.V. PONCE. 1994. Presencia de Metales y Oligoelementos en Sedimentos Recientes y Organismos de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, México. *Hidrobiológica.* 4(1-2):35-43.
- GONZALEZ, G. M., 1976. *Ruppia maritima*, L. en una Laguna Costera Tropical: Algunos Aspectos Autoecológicos. Tesis Prof. Fac. Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 50 p.
- GRUNDY, M.M., N.A. RATCLIFFE, M.N. MOORE. 1996. Immune Inhibition in Marine Mussels by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Mar. Environ. Res.* 42(1-4):187-190.
- GRUNDY, M.M., M.N. MOORE, S.M. HOWELL & N.A. RATCLIFFE. 1996. Phagocytic Reduction and Effects on Lysosomal Membranes by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, in Haemocytes of *Mytilus edulis*. *Aquatic Toxicol.* 34:273-290.
- GUTHRIE, J.M., E.S. DA FROTA, M.A. DA SILVA & C.B. ECKARDT. 1996. Memorias del V Congreso de Latinoamericano de Geoquímica Orgánica. Resúmenes en Extenso. Cancún, México. 6-10 Octubre, 1996. pp. 168-170.
- GUZZELLA, L. & A. DE PAOLIS. 1994. a Aromatic Hydrocarbons in Sediments of Adriatic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 28(3):159-165.
- HEFFERNAN, P.B., R.L. WALKER & J.L. CARR. 1989. Gametogenic Cycles of Three Marine Bivalves in Wassaw Sound, Georgia II *Crassostrea virginica* Gmelin, 1791). *J. Shellfish Res.* 8(1):61-70.
- HERRMAN, R. & W. THOMAS. 1984. Behavior of Some PAH, PCB and Organochlorine Pesticides in a Estuary, a Comparison- Exe, Devon. *Fresenius Z. Anal Chem* 319:152-159.
- HUNTLEY, S., N. BONNEVIE, R. WENNING & H. BEDBURY. 1993. Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Three Northern New Jersey Waterways. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51:865-872.
- IRBI, B. 1984. *Diversity of Marine Plants. Man and the Gulf of México. Sea Grasses* p. 77-82.

- JIMENEZ, V.M. 1984. Contribución al Conocimiento de la Biología de los Robalos (Centropomidae), de la Laguna de Sontecomapan, Ver. Tesis Profesional. Esc. Nal. Est. Prof. Iztacala. U.N.A.M. 64 p.
- JOHNSON, A.C., P.F. LARSE, D.F. GADBOIS & A.W. HUMASON. 1985. The Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Surficial Sediments of the Penobscot Bay (Maine, USA) In Relation to Possible Sources and to Other Sites Worldwide. *Mar. Environ. Res.* 15:1-16.
- JORGENSEN, C.B. 1990. *Hydrodynamics, Bioenergetics, Physiology and Ecology*. Olsen & Olsen. Fredensborg, Denmark. 140 p.
- KAUSS, P. & Y. HAMDY. 1991. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surficial Sediments and Caged Mussels of the St. Marys River, 1985. *Hydrobiologia* 219:37-62.
- KENNISH, M.J. 1992. *Ecology of Estuaries Anthropogenic Effects*. Marine Science Series. U.S.A. pp. 63-181.
- KINNE, O. 1983. *Marine Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, New York. U.S.A. Vol. 5 Part 2. Ecosystems and Organic Resources. p. 739-757.
- KINNE, O. 1984. John Wiley & Sons, Ltd, New York. Vol 5. Part 3. *Pollution and Protection of the Seas- Radioactive Materials, Heavy Metals and Oil*. pp. 1433-1582.
- KLEKOWSKI, E.J. Jr., J.E. CORREDOR, J.M. MORELL & C.A. DEL CASTILLO. 1994. Petroleum Pollution and Mutation in Mangroves. *Mar. Pollut. Bull.* 28(3):166-169.
- KNUTZEN, J. & B. SORTLAND. 1982. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Some Algae and Invertebrates From Moderately Polluted Parts of the Coast of Norway. *Water. Res.* 16: 21-428.
- KOBELKOWSKY, A. 1991. Ictiofauna de las Lagunas Costeras del Estado de Veracruz. En: FIGUEROA, A.T., M.G. ALVAREZ, A.H. ESQUIVEL y M.E. PONCE. (Eds). *Fisicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas*. UAMI. p.p. 74-93.
- KULLENBERG, G. 1982. *Pollutant Transfer and Transport in the Sea*. Vol. II. C.R.C. Press, Inc. New York, U.S.A. 237 p.
- KVENVOLDEN, K.E., F.D. HOSTETTLER, J.B. RAPP & P.R. CARLSON. 1993. Sound, Alaska. *Mar. Pollut. Bull.* 26(1):24-29.
- LA GREGA, M.D., P.L. BUCKINGHAM & J.C. EVANS. 1994. *Hazardous Waste Management*. McGraw-Hill, Inc. and Environmental Resources Management. U.S.A. 1146 p.
- LANKFORD R. 1976. *Coastal Lagoons of México*. Their Origin and Classification. UNESCO- Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. de Méx. p.p. 186-206.
- LE DRÉAU Y., F. JACQUOT, P. DOUMENQ, M. GUILIANO, J.C. BERTRAND & G. MILLE. 1997. Hydrocarbon Balance of a Site Which Has Been Highly and Chronically Contaminated by Petroleum Wastes of a Refinery (From 1956 to 1992). *Mar. Pollut. Bull.* 34(6):456-468.
- LIBES, M. & Ch. F. BOUDOURESQUE. 1987. Uptake and Long-Distance Transport of Carbon in the Marine Phanerogam *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38:177-186.
- LIBES, S.M. 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley & Sons, Inc. New York, U.S.A. 734 p.
- LIPIATOU, E. & A. SALIOT, 1991. Hydrocarbon Contamination of the Rhone Delta and Western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 22(6):297-304.

- LOOSANOFF, V.L. 1942. Seasonal gonadal changes in the adult oysters, *Ostrea virginica*, of Long Island Sound. *Biol. Bull.* 83:195-206.
- LOT, H. A., 1971. Estudio Sobre Fanerógamas Marinas en las Cercanías de Veracruz, Ver. *An. Inst. Biol. Universidad Nacional Autónoma de México.* 42 Ser. Botánica (1):1-48.
- LOWE, D. & R. PIPE. 1985. Cellular Responses in the Mussel *Mytilus edulis* Following Exposure to Diesel Oil Emulsions: Reproductive and Nutrient Storage Cells. *Mar. Environ. Res.* 17 (2-4): 234-237.
- MACKAY, D., W.Y. SHIU & K.CH. MA. 1992. *Illustrated Handbook of Physical- Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*. Vol. II Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dioxins, and Dibenzofurans. Lewis Publishers. Michigan, U.S.A. p.p 1-337.
- MANAHAN, S.E. 1991. *Toxicological Chemistry*. Lewis Publishers, Inc. U.S.A. 317 p.
- MARCHAND, M. 1992. IXTOC-1: un exemple du comportement d'un pétrole brut dans un environnement marin tropical. pp. 27-40. En. ICRAM-IFREMER. Mediterraneo e Caraibi due mari in pericolo?. Sversamenti accidentali di idrocarburi ed emergenze causate dalle alghe. Atti del convegno internazionale. Centro Congressi "Cristoforo Colombo", Genova, Italia. 4 luglio 1992.
- MARTEL, L., J. GAGNON, R. MASSE, A. LECLERC & L. TREMBLAY. 1986. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments From the Saguenay Fjord, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37 (1):133-140.
- MARTINEZ, H.M. 1987. Distribución y Abundancia Estacional del Ictioplancton de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz. Tesis Prof. Esc. Nat. Est. Prof. Iztacala.
- MARUYA, K.A., B.G. LOGANATHAN, K. KANNAN, S. McCUMBER-KAHN & R.F. LEE. 1997. Organic and Organometallic Compounds in Estuarine Sediments From the Gulf of Mexico (1993-1994). *Estuaries* 20(4):700-709.
- MEHARG, A.A., J. WRIGHT, H. DYKE & D. OSBORN. 1998. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) Dispersion and Deposition to Vegetation and Soil Following a Large Scale Chemical Fire. *Environ. Pollut.* 99(1):29-36.
- MENENDEZ, L. 1976. Los Manglares de la Laguna de Sontecomapan, Los Tuxtlas, Ver. Estudio Florístico-Ecológico. Tesis Prof. Fac. Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 115 p.
- MILLE, G., D. MUNOZ, F. JACQUOT, L. RIVET & J.C. BERTRAND. 1998. The Amoco Cadiz Oil Spill: Evolution of Petroleum Hydrocarbons in the Ile Grande Salt Marshes (Brittany) after a 13-year Period. *Est. Coast. Shelf Sci.* 47(5):547-559.
- MIX, M. & R. SCHAFFER. 1983. Concentrations of Unsubstituted Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Bay Mussels *Mytilus edulis* From Oregon, U.S.A. *Mar. Environ. Res.* 9 (4): 193-209.
- MORRIS, B.F., J. CADWALLADER, J. GEISELMAN & J.N. BUTLER. 1976. Transfer of Petroleum and Biogenic Hydrocarbons in the Sargassum Community. Reprinted From *Marine Pollutant Transfer*. Ed. H.L. Windom & R.A. Duce. Chap. 11. 235-259 p.p.
- MORRISON, R.T. & R.N. BOYD. 1990. *Química Orgánica*. 5ª Ed. Addison-Wesley Iberoamericana. U.S.A. 1478 p.
- MURRAY, A.P., B.J. RICHARDSON & C.F. GIBBS. 1991. Bioconcentration Hydrocarbons in Blue Mussel. *Mar. Pollut. Bull.* 22(12):595-603.

- N.A.S. (NATIONAL ACADEMY OF SCIENCE) 1975. *Petroleum in the Marine Environment*. Workshop on inputs, Fates and the Effects of Petroleum in the Marine Environment. May 21-25, 1973. Nat. Acad. Sci., Washington, D.C., U.S.A. 107 p.
- N.O.A.A. Technical Memorandum NOS ORCA 71. 1993. National Status and Trends Program for Marine Environmental Quality. Sampling and Analytical Methods of the National Status and Trends Program National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects 1984-1992. Vol. I. 117 p.
- NARBONNE, J.F., D. RIBERA, P. GARRIGUES, M. LAFAURIE & A. ROMANA. 1992. Different Pathways for the Uptake of Benzo(a)pyrene Adsorbed to Sediment by the Mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49(1):150-156.
- NEFF, J. 1979. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Sources, Fates and Biological Effects. Applied Science Publishers Ltd. London. 262 p.
- NEILSON, A. 1994. *Organic Chemicals in the Aquatic Environment*. Distribution, Persistence and Toxicity. Lewis Publishers. 438 p.
- NELSON, B.W. (ed). 1972. *Environmental Framework of Coastal Plain Estuaries*. The Geological Society of America, Inc. U.S.A. 615 p.
- NELSON, T.E. 1983. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Terrestrial Environment - A Review. *J. Environm. Quality*. 12(4):427-441.
- NEVENZEL, J.C. 1989. Biogenic Hydrocarbons of Marine Organisms. In: ACKMAN, G.R. *Marine Biogenic Lipids, Fats, and Oils*. Vol. I. And Vol II. C.R.C. Press. Florida, U.S.A. pp. 3-73, pp. 49-55.
- ODUM, W. & R. JOHANNES. 1975. *The Responses of Mangroves to Man- Induced Environmental Stress*. In: Ferguson & Johannes, 1975. *Tropical Marine Pollution*. Elsevier Oceanography Series. Vol. 12, Cap. 3:52-62.
- OLSEN, C., I. LARSEN & L. SCHAFFNER. 1993. The Concept of an Equilibrium Surface Applied to Particle Sources and Contaminant Distribution in Estuarine Sediments. *Estuaries* 16(3B):683-696.
- PHILLIPS, D.J. 1988. *Quantitative Aquatic Biological Indicators*. Applied Science Publishers, Barking, Essex.
- PITTER, P. & J. CHUDOBA. 1990. Biodegradability of Organic Substances in the Aquatic Environment. CRC Press. Florida, U.S.A. pp. 1-178.
- PONCE-VELEZ, G. 1995. Evaluación de los Niveles de Metales Pesados e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en la Zona Costera del Golfo de México. Tesis Maestría en Ciencias. Fac. Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 157 p.
- POSTMA, H. 1967. Sediment Transport and Sedimentation in the Estuarine Environment. In: Lauff, G.H. *Estuaries*. Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ. 83, Washington, D.C. 158-179 pp.
- RAOUX, C. & GARRIGUES, P. 1991. Mechanism Model of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Contamination of Marine Coastal Sediments From the Mediterranean Sea. Supp. 3, *J. Polycyclic Aromatic Compounds*, pp. 443-450.
- READMAN, J.W., R.F. MANTOURA & M.M. RHEAD. 1984. The Physico-chemical Speciation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Aquatic Systems. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 319:126-131.

- READMAN, J.W., R.F. MANTOURA, C.A. LLEQELLYN, M.R. PRESTON & REEVES, A.D. 1986. The Use of Pollutant and Biogenic Markers as Source Discriminants of Organic Inputs to Estuarine Sediments. *Intern J. Environ. Anal. Chem.* 27:29-54.
- READMAN, J.W., R.F. MANTOURA, M.M. RHEAD & L. BROWN. 1982. Aquatic Distribution and Heterotrophic Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in the Tamar Estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.* 14:369-389.
- RESENDEZ, M. 1983. Hidrología e Ictiofauna de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, México. *Anal. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. de Méx.* 53 Ser. Zoología 1:385-417.
- REVELES, G.M. 1993. Contribución al Conocimiento de Algunos Aspectos Estructurales y Bioquímicos del Pasto Marino *Ruppia maritima*. Tesis Maestría en Oceanografía Biológica y Pesquera. Universidad Nacional Autónoma de México. 94 p.
- RISER, R.E. 1992. *Bioremediation of Petroleum Contaminated Sites*. C.K. Smoley. CRC Press, Inc. U.S.A. 264 p.
- RUTZLER & FELLER. 1987. Comunidades de Manglar Sumergido. *Oceanus. Carib. Mar. Science.* 30(4):
- SALAZAR, S., G.G. DIAZ y A.V. BOTELLO. 1991. Presence of Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Northwestern Mexico City, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46(5):690-696.
- SAMIULLAH, Y. 1985. Biological Effects of Marine Oil Pollution. *Oil y Petroch. Pollut.* 2:235-264.
- SECRETARIA DE PESCA. 1988. Situación Actual de Las Principales Pesquerías Mexicanas. 477 p.
- SERICANO, J., A. ATLA, T. WADE & J. BROOKS. 1990. NOAA's Status and Trends Mussel Watch Program: Chlorinated Pesticides and PCB's in Oysters *Crassostrea virginica* and Sediments From the Gulf of Mexico 1986-1987. *Mar. Environ. Res.* 29(3): 161-203.
- SHCHEKATURINA, T.L., A.L. KHESINA, O.G. MIRONOV & G. KRIVOSHEEVA. 1995. Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Mussels From the Black Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 30(1):38-40.
- SINDERMAN, C.J. 1988. Biological Indicators and Biological Effects of Estuarine/Coastal Pollution. *Wat. Resour. Bull.* 24(5):931-937.
- SITTING, M. 1985. *Handbook of Toxic and Hazardous Chemicals and Carcinogens*. 2ª Ed. Noyes Publications, New Jersey, U.S.A. 950 P.
- SNEDAKER, S.C., P.W. GLYNN, D.G. RUMBOLD & E.F. CORCORAN. 1995. Distribution of n-Alkanes in Marine Samples From Southeast Florida. *Mar. Pollut. Bull.* 30 (1):83-89.
- STEINHAUER, M. & BOEHM, P. 1992. The Composition and Distribution of Saturated and Aromatic Hydrocarbons in Nearshore Sediments, River Sediments, and Coastal Peat of the Alaskan Beaufort Sea: Implications for Detecting Anthropogenic Hydrocarbon Inputs. *Mar. Environ. Res.* 33(4):223-253.
- SUCHIL, V. M. (1990). Determinación de la Variación Estacional del Fitoplancton, y su Relación con los Parámetros Físicoquímicos de las Lagunas de: Sontecomapan y del Ostión, Ver. para el año 1985. Tesis Prof. Esc. Nal. Est. Prof. Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. 124 p.

- TORRES, R.J. 1989. Contaminación Atmosférica por Hidrocarburos y Compuestos Orgánicos Volátiles en una Zona Industrial Petroquímica, Caso Minatitlán, Veracruz. Tesis Ingeniero Químico. Fac. Química, Universidad Nacional Autónoma de México. 116 p.
- U.N.E.P. (United Nations Environment Programme).1992. *Determination of Petroleum Hydrocarbons in Sediments*. References Methods for Marine Pollution Studies N° 20, 75 p.
- U.N.E.S.C.O. 1984. Manual for Monitoring Oil and Dissoived/Dispersed Petroleum Hydrocarbons in Marine Waters and On Beaches. Procedures for the Petroleum Component of the Intergovernmental Oceanographic Commision Marine Pollution Monitoring System (MARPOLMON-P). Manual and Guides 13. 35 p.
- VALETTE S.N. 1993. The Use of Sediment Cores to Reconstruct Historical Trends in Contamination of Estuarine and Coastal Sediments. *Estuaries*. 16(3B):577-588.
- WADE, T., C. KENNICUT II & J. BROOKS. 1989. Gulf Of Mexico Hydrocarbon Seep Communities: Part III. Aromatic Hydrocarbons Concentrations in Organisms, Sediments and Water. *Mar. Environ. Res.* 27(1):19-30.
- WEINSTEIN, J.E. 1997. Fluoranthene-Induced Histological Alterations in Oysters, *Crassostrea virginica*: Seasonal field and Laboratory Studies. *Mar. Environ. Res.* 43(3):201-218.
- WILD, S.R. & K.C. JONES. 1995. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the United Kingdom Environment: A Preliminar and Source Inventory and Budget. *Environ. Pollut.* 88(1):91-108.
- WILSON, J.G. 1988. *The Biology of Estuarine Management*. Croom. Helm., New York. U.S.A. 204 p.
- WILSON, J.G. 1994. The Role of Bioindicators in Estuarine Management. *Estuaries* 17(1A):94-101.
- WINFIELD, A.I. 1987. Abundancia, Distribución y Estacionalidad del Orden Tanaidacea de la Laguna de Sontecomapan, Ver. (Oct.92 -Sep. 93). Tesis Prof. Esc. Nal. Est. Prof. Iztacala.
- XIE, W-H., W-Y. SHIU, & D. MACKAY. 1997. A Review of the Effect of Salts on the Solubility of Organic Compounds in Seawater. *Mar. Environ. Res.* 44(4):429-44.
- ZHANG, X., E. CHRISTENSEN & M. GIN. 1993. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Dated Sediments From Green Bay and Lake Michigan. *Estuaries*. 16(3B):638-652.
- ZIEMAN, J.C. & E.J.F. Wood. 1975. Tropical Sea Grass Ecosystems and Pollution. In. Wood, E.J.F. and R.E. Johannes (Eds). *Tropical Marine Polution*. Elsevier, New Yor. U.S.A.

ANEXO A

Tabla A-1. Salinidad (ups) en la Laguna Sontecomapan Ciclo 1991-1992.

Mes	E s t a c i ó n										Promedio
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Mzo.91	*	24.7	24.7	24.9	18.4	15.4	11.1	11.6	10.9	8.6	18.79
Jul.91	*	4	4	2	1.5	1	1	0	0	0.5	1.75
Sep.91	*	*	*	*	2.5	2	2	2	3	2	2.25
Nov.91	2	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0.7
Mzo.92	*	26	26	26	25	18	13	12	14.5	11	21.44
Ago.92	27	25	25	18	0	0	0	0	0	0	10.56
Promedio	14.5	16.34	2.0	14.38	7.9	6.07	4.52	4.27	4.73	3.68	

Tabla A-2. Temperatura (°C) en la Laguna Sontecomapan Ciclo 1991-1992.

Mes	E s t a c i ó n										Promedio
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Mzo.91	*	22.5	*	24	25	25	25	26	26.5	27	25.13
Jul.91	22.5	22.5	22	23	23	24	24	20	20	25	22.6
Sep.91	*	*	*	*	25	29	29	28	30	30	28.5
Nov.91	25	28	26	25	24.5	28	27	26	26	24	25.95
Mzo.92	*	27	25.5	27.5	28	29	29.5	28.5	31	28.5	28.28
Ago.92	30.5	30.5	30.5	29.5	30	30	27.5	27.5	28	29.5	29.35
Promedio	26	26.1	26	25.8	25.92	27.5	27	26	26.92	27.33	

Tabla A-3. pH en la Laguna Sontecomapan Ciclo 1991-1992.

Mes	E s t a c i ó n										Promedio
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Mzo.91	*	8.18	*	8.1	8.1	7.95	8.06	7.95	7.66	7.59	7.95
Jul.91	6.96	6.96	6.96	6.85	6.87	7.0	6.85	6.84	6.74	7.39	6.94
Sep.91	*	*	*	*	6.75	7.04	6.94	6.56	6.88	6.63	6.8
Nov.91	7.88	7.88	7.7	7.69	6.85	8.02	7.52	6.5	8.26	6.83	7.51
Mzo.92	7.6	7.6	8.3	8.1	8.06	6.94	8.05	6.87	7.75	8.0	7.73
Ago.92	7.7	7.85	7.8	7.2	6.75	6.4	6.96	6.7	7.25	6.8	7.14
Promedio	7.54	7.69	7.69	7.59	7.23	7.23	7.40	6.90	7.42	7.21	

*= no determinado

Tabla A-4. Profundidad (m) en la Laguna Sontecomapan Ciclo 1991-1992.

Mes	E s t a c i ó n										Promedio
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Mzo.91	*	6.0	*	2.0	3.5	2.0	2.3	2.8	1.6	1.4	2.7
Jul.91	1.0	4.0	2.0	1.5	1.0	1.5	1.0	0.75	1.0	1.5	1.5
Sep.91	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Nov.91	1.4	1.0	2.5	1.45	0.9	1.4	1.2	0.9	1.0	1.3	1.31
Mzo.92	*	1.0	3.2	2.8	3.0	1.0	1.8	1.2	1.2	1.6	1.87
Ago.92	1.2	1.3	1.6	2.5	0.6	0.9	1.2	1.05	1.2	1.35	1.29
Promedio	1.2	2.7	2.33	2.05	1.8	1.36	1.5	1.34	1.2	1.43	

Tabla A-5. Transparencia (m) en la Laguna Sontecomapan Ciclo 1991-1992.

Mes	E s t a c i ó n										Promedio
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Mzo.91	*	1.25	*	1.5	1.5	1.0	0.9	0.6	0.5	0.9	1.02
Jul.91	0.2	1.0	0.8	0.8	1.0	0.4	0.3	0.5	0.1	0.35	0.55
Sep.91	*	*	*	*	0.75	0.75	0.6	0.7	0.7	0.77	0.71
Nov.91	1.0	0.85	0.5	0.6	0.9	0.3	0.5	0.5	0.25	1.15	0.66
Mzo.92	*	0.75	1.85	1.4	1	0.4	0.85	0.6	0.8	1.4	1.01
Ago.92	0.6	0.6	0.6	0.4	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1	0.3	0.37
Promedio	1.8	4.45	3.75	4.7	5.55	3.2	3.35	3.1	2.45	4.87	

*= no determinado

Tabla A-6. Carbono orgánico (%) en sedimentos superficiales de la Laguna Sontecomapan Ciclo 1991-1992.

Mes	E s t a c i ó n								Promedio
	2	4	5	6	7	8	9	10	
Mzo.91	0.12	0.36	1.39	2.09	0.27	1.43	1.87	3.77	1.41
Jul.91	0.12	0.13	1.34	2.2	0.44	1.75	2.02	2.24	1.28
Sep.91	*	*	0.37	0.88	0.24	2.77	2.87	4.16	1.88
Nov.91	0.37	1.04	0.23	2.03	0.41	2.12	3.17	3.19	1.57
Mzo.92	0.17	0.82	0.9	2.26	0.46	2.7	2.38	3.74	1.68
Ago.92	0.11	0.15	0.24	1.11	0.91	2.75	1.97	1.79	1.13
Promedio	0.18	0.50	0.75	1.76	0.46	2.25	2.38	3.15	

*= no determinado

Tabla A-7. Carbono orgánico (%) en sedimentos de núcleos de la Laguna Sontecomapan (Ago.92).

Profundidad (cm)	Núcleo "A"	Núcleo "B"	Núcleo "C"
1-5	4.48	5.68	2.72
6-10	1.47	2.0	2.64
11-15	2.08	2.86	2.21
16-20	2.82	5.81	2.63
21-25	5.04	5.2	0.78
26-30	2.95	6.39	1.14
31-35	0.90	3.83	0.78

Tabla A-8. Hidrocarburos disueltos (ng/l) en la Laguna Sontecomapan por estación de colecta.

Mes	E s t a c i ó n										Promedio
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Nov.91	0.85	3.75	1.04	1.14	1.67	1.23	6.43	5.18	8.15	5.89	3.53
Mzo.92	*	3.18	3.22	0.68	0.22	0.10	0.08	0.16	0.15	0.62	0.93
Ago.92	*	23.58	*	0.18	16.07	12.73	0.18	7.0	5.54	4.93	8.78
Promedio	0.85	10.17	2.13	0.67	5.99	4.69	2.23	4.11	4.61	3.81	

*= no determinado

Tabla A-9. Hidrocarburos disueltos (ng/l) durante ciclo de 24 hr en la Laguna Sontecomapan.

Hora	Nov.91	Hora	Mzo.92	Hora	Ago.92
13:00	3.75	9:45	3.18	15:10	23.6
17:00	0.85	13:45	0.27	19:10	9.0
21:00	1.69	17:45	0.41	23:10	1.7
1:00	5.90	21:45	0.33	3:10	n.d.
5:00	5.70	1:45	n.d.	7:10	n.d.
9:00	3.47	5:45	n.d.	11:10	nd.
Promedio	3.56		1.05		11.43

n.d.= no detectados

ANEXO B

Tabla B-1. Propiedades Fisicoquímicas y Constantes de HAP.

H A P	Peso molecular	Punto ebullición (°C)	Vol. molecular (A3)	Solubilidad en agua (mg/l)	log Kow	log Koc	FBC
<i>Naftaleno</i>	218.18	218	127.69	30.6	3.3	3.17	2.54
<i>Acenaftileno</i>	152.20	275	182	2.94	4.07	3.83	2.58
<i>Acenafteno</i>	154.20	279	148.82	3.76	4.03	3.59	2.45
<i>Fluoreno</i>	166.23	295	160.4	2.23	4.47	4.21	2.62
<i>Fenantreno</i>	178.24	340	170.65	1	4.16	4.42	3.22
<i>Antraceno</i>	178.24	354	171.42	0.058	4.63	4.53	2.96
<i>Fluoranteno</i>	202.26	375	187.74	0.177	6.5	6.3	3.24
<i>Pireno</i>	202.26	404	186	0.107	6.7	6.5	3.49
<i>Benzo(a)antraceno</i>	228.30	435	212.86	0.011	7.5	7.3	4
<i>Criseno</i>	228.30	488	212.06	0.0016	7.1	6.9	3.7
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	252.32	481	230.32	0.014	6.5	5.7	4
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	252.32	480	231.12	0.0007	7.2	4	4.12
<i>Benzo(a)pireno</i>	252.32	495	228.6	0.002	6.04	4	3.87
<i>Indeno(1,2,3-cd)pireno</i>	276.34				6.5		
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	276.34	525	244.3	0.00029	7.6	6.26	4.45

* Mackay et al. 1994.

Tabla B-2. Vida media de HAP en agua y sedimento.

Compuesto	Vida Media Superficie del agua	Vida Media Sedimento
<i>Naftaleno</i>		>88 días en sed. no contam.
<i>Acenaftileno</i>	42 a 60 días	1020 hr a >50 días
<i>Acenafteno</i>	3 hr a 12 días	> 50 días
<i>Fluoreno</i>	32 a 60 días	768 hr a > 50 días
<i>Fenantreno</i>	59 días	>50 días a 6 años
<i>Antraceno</i>	5 días	39 días a 8 años
<i>Fluoranteno</i>	160 días	125 días a 9 años
<i>Pireno</i>	0.68 hr a 4 días	3 días a 8.5 años
<i>Benzo(a)antraceno</i>	1-3 hr	204 días a 4 años
<i>Criseno</i>	4 a 13 hr	371 días a 3 años
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	9 hr a 30 días	294 días a 9 años
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	4 a 21 días	910 días a 9 años
<i>Benzo(a)pireno</i>	0.54 hr a 13 días	2 días a 8 años
<i>Indeno(1,2,3-cd)pireno</i>		
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	590 a 650 días	590 días a 9 años

* Mackay et al. 1994.

Tabla B-3. Propiedades Fisicoquímicas y Constantes de Hidrocarburos Alifáticos.

Compuesto	N° Carbonos	Peso molecular	Punto fusión	Punto ebullición	Densidad relativa (20°C)	Estado físico
<i>n</i> -octano	C8	114	-57	126	0.703	líquido
<i>n</i> -nonano	C9	128	-54	151	0.718	líquido
<i>n</i> -decano	C10	142	-30	174	0.73	líquido
<i>n</i> -undecano	C11	156	-26	196	0.74	líquido
<i>n</i> -dodecano	C12	170	-10	216	0.749	líquido
<i>n</i> -tridecano	C13	184	-6	234	0.757	líquido
<i>n</i> -tetradecano	C14	198	5.5	252	0.764	líquido
<i>n</i> -pentadecano	C15	212	10	266	0.769	líquido
<i>n</i> -hexadecano	C16	226	18	280	0.775	líquido
<i>n</i> -heptadecano	C17	240	22	292		líquido
<i>n</i> -octadecano	C18	254	28	308		sólido
<i>n</i> -nonadecano	C19	268	32	320		sólido
<i>n</i> -eicosano	C20	282	36			sólido
<i>n</i> -heneicosano	C21	296				sólido
<i>n</i> -docosano	C22	310				sólido
<i>n</i> -tricosano	C23	324				sólido
<i>n</i> -tetracosano	C24	338				sólido
<i>n</i> -pentacosano	C25	352				sólido
<i>n</i> -hexacosano	C26	366				sólido
<i>n</i> -heptacosano	C27	380				sólido
<i>n</i> -octacosano	C28	394				sólido
<i>n</i> -nonacosano	C29	408				sólido
<i>n</i> -triacontano	C30	422				sólido
<i>n</i> -hentriacontano	C31	436				sólido
<i>n</i> -dotriacontano	C32	450				sólido

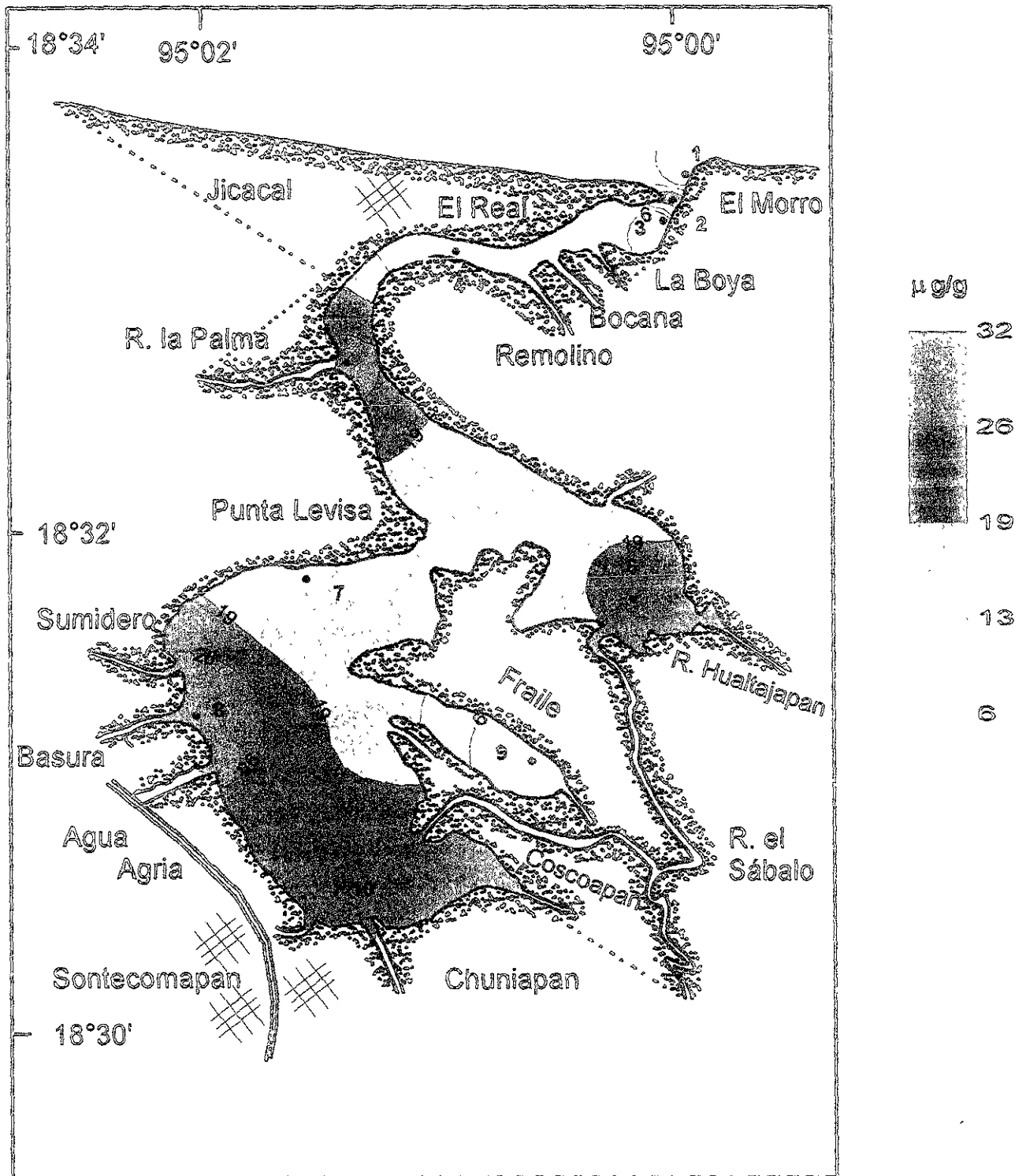
ANEXO C

Tabla C-1. Correlaciones de constantes de HAP con las diferentes matrices analizadas.

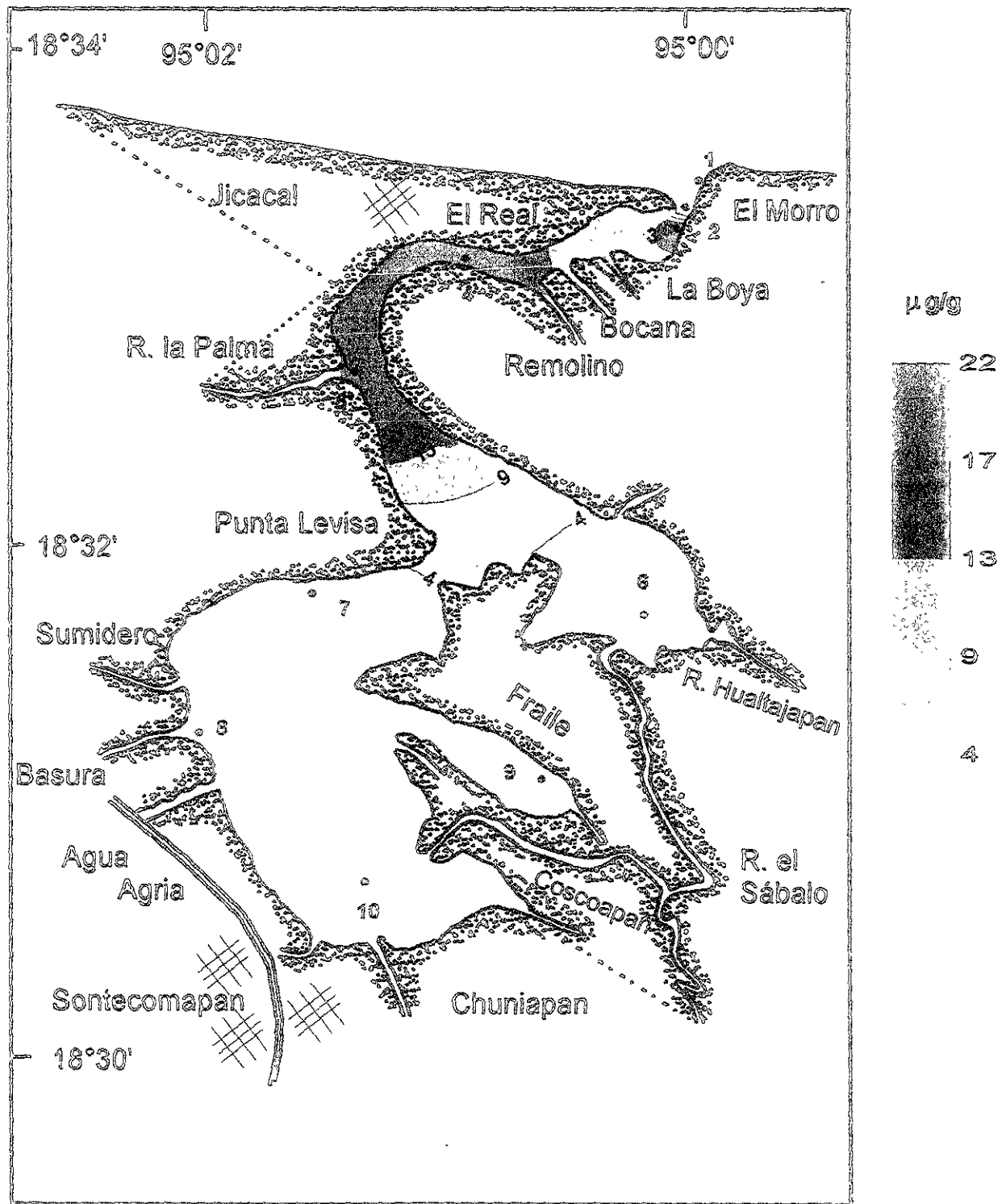
Sedimentos	Peso Molecular	Solubilidad en Agua (mg/l)	log Kow	log Koc		Vol. Molecular (A3)
Mzo.91	0.33	-0.26	0.43	0.46		0.37
Jul.91	0.6	-0.68	0.24	0.01		0.62
Sep.91	0.28	-0.5	0.5	0.34		0.31
Nov.91	0.25	-0.28	0.32	0.36		0.27
Mzo.92	0.51	-0.45	0.66	0.65		0.55
Ago.92	0.05	-0.35	0.23	0.26		0.09
Mejillón	Peso Molecular	Solubilidad en Agua (mg/l)	log Kow	log Koc	FBC	Vol. Molecular (A3)
Mzo.91	0.39	-0.36	0.37	0.11	0.49	0.43
Jul.91	0.25	-0.41	0.57	0.5	0.42	0.31
Nov.91	No detectado					
Mzo.92	-0.59	-0.99	0.22	0.38	-0.99	-0.62
Ago.92	0.32	-0.35	0.57	0.36	0.51	0.54
Ostión	Peso Molecular	Solubilidad en Agua (mg/l)	log Kow	log Koc	FBC	Vol. Molecular (A3)
Mzo.91	0.24	-0.54	0.85	0.98	0.38	0.28
Jul.91	No detectado					
Nov.91	No detectado					
Mzo.92	0.45	-0.66	0.4	0.05	0.55	0.52
Ago.92	-0.09	-0.34	0.16	0.35	-0.32	-0.05
Rodofitas	Peso Molecular	Solubilidad en Agua (mg/l)	log Kow	log Koc	FBC	Vol. Molecular (A3)
Mzo.91	-0.31	-0.21	0.21	0.59	0.09	-0.01
Clorofitas	Peso Molecular	Solubilidad en Agua (mg/l)	log Kow	log Koc	FBC	Vol. Molecular (A3)
Mzo.91	0.22	-0.38	0.39	0.5	0.4	0.33
Mzo.92	0.2	-0.12	0	-0.09	0.17	0.24
Ruppia	Peso Molecular	Solubilidad en Agua (mg/l)	log Kow	log Koc	FBC	Vol. Molecular (A3)
Mzo.91	0.52	0.52	0.25	0.41	0.6	0.39
Jul.91	0.44	-0.21	0.14	0.25	0.38	0.29

En negritas: las correlaciones significativas ($p < 0.05$)

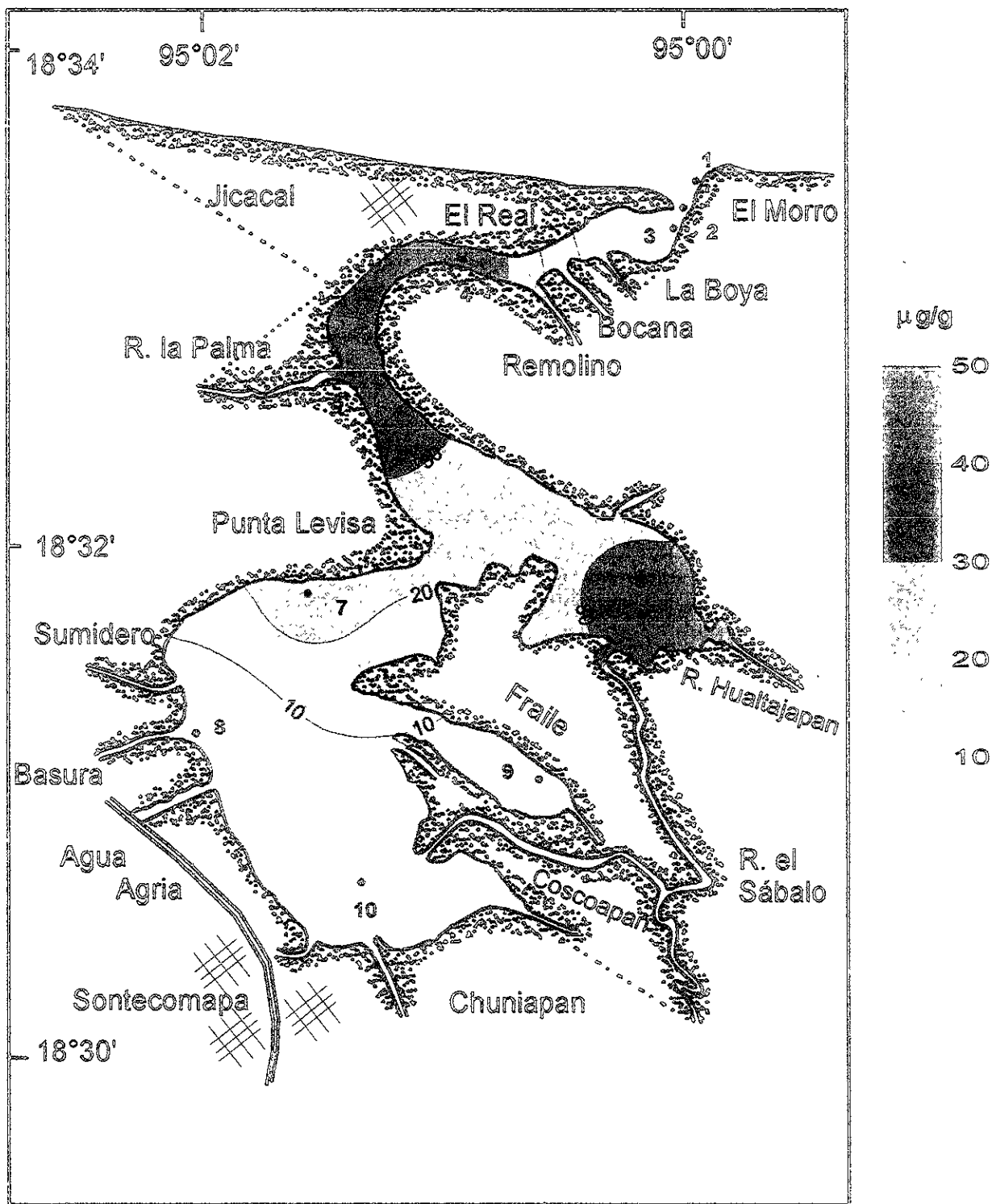
Distribución espacial de hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos de la Laguna Sontecomapan Ver.



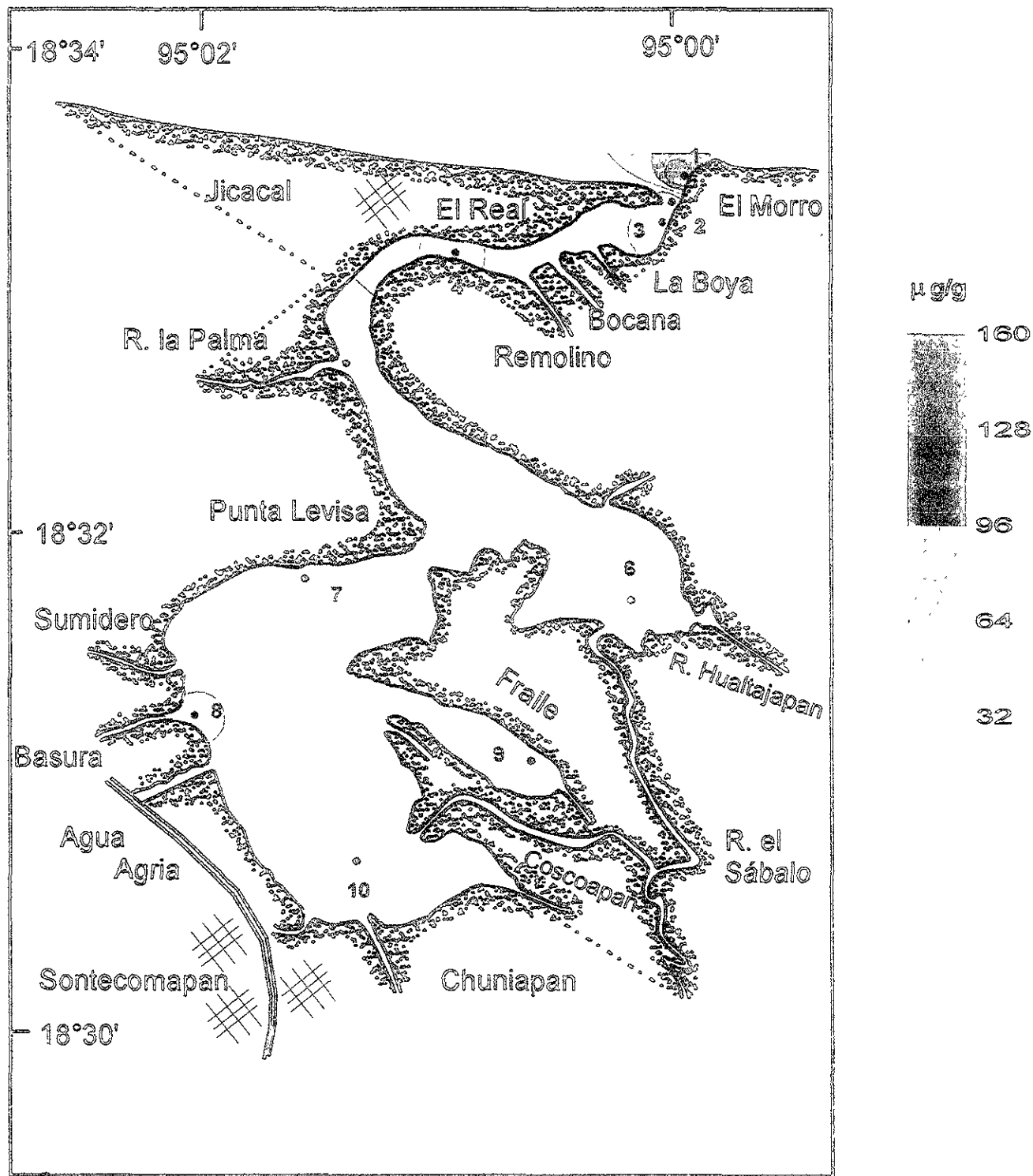
Distribución espacial de hidrocarburos aromáticos policíclicos en *Crossostrea rhizophorae* y *C. virginica* en la Laguna Sontecomapan Ver.



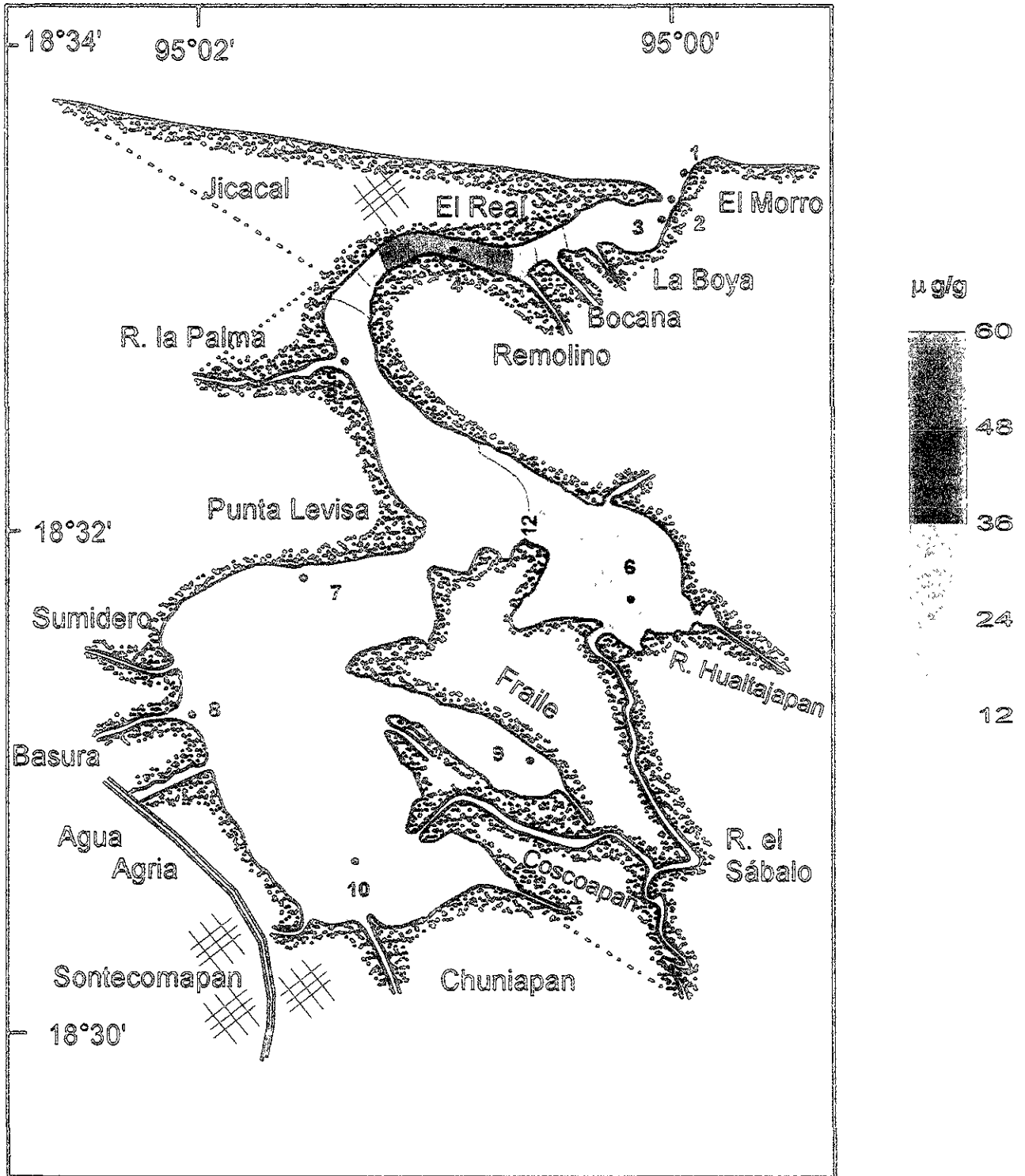
Distribución espacial de hidrocarburos aromáticos policíclicos en *Brachidontes exustus* en la Laguna Sontecomapa Ver.



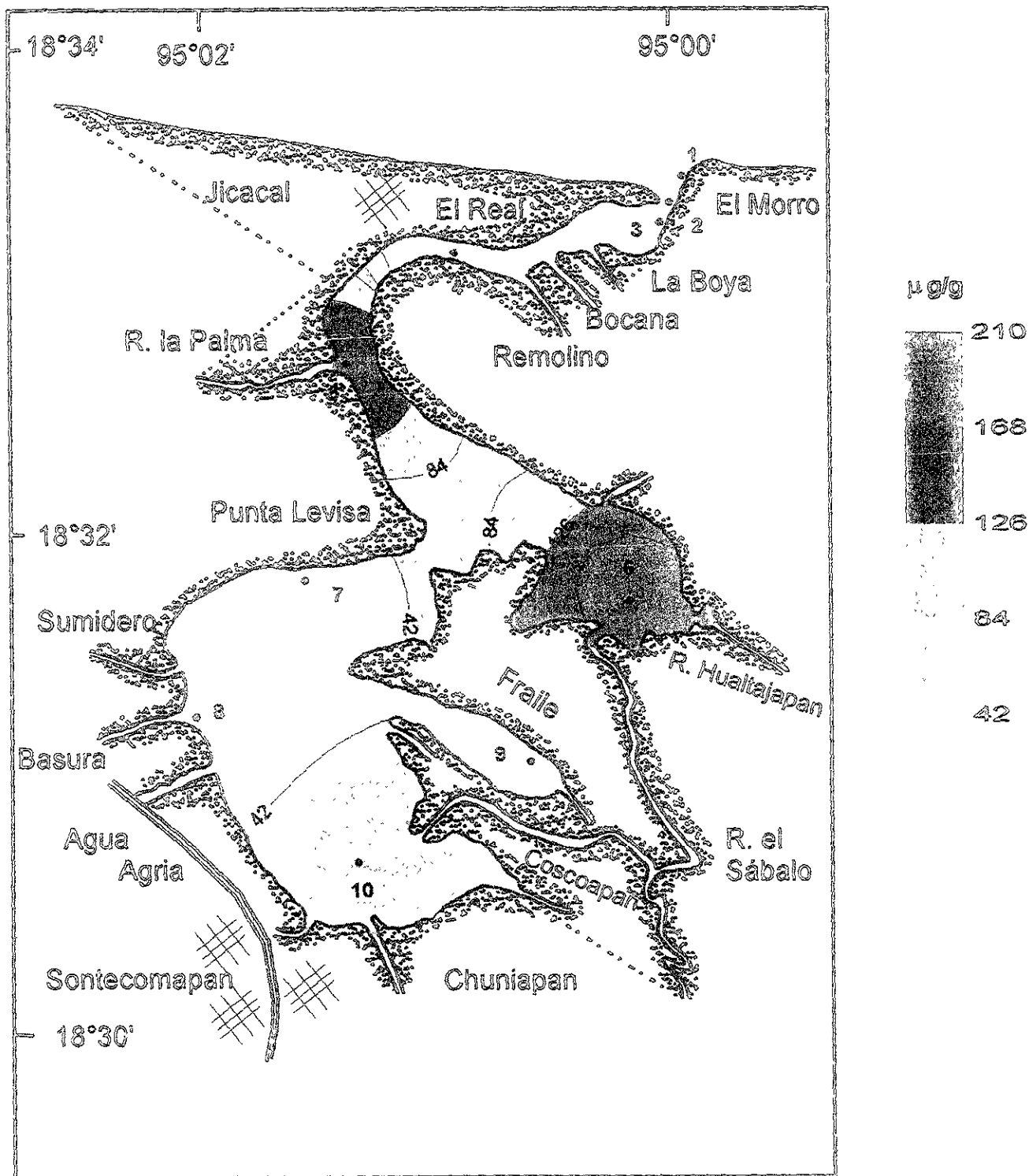
Distribución espacial de hidrocarburos aromáticos policíclicos en *Enteromorpha intestinalis* en la Laguna Sontecomapan Ver.



Distribución espacial de hidrocarburos aromáticos policíclicos en *Bostrychia pinnata* y *B. moritziana* en la Laguna Sontecomapan Ver.



Distribución espacial de hidrocarburos aromáticos policíclicos en *Ruppia maritima* en la Laguna Sontecomapan Ver.



Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Sontecomapan Lagoon, Veracruz, Mexico

Laura Georgina Calva B.¹
y Alfonso V. Botello²

Laboratorio de Ecosistemas Costeros Departamento Microbiología Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa México, D.F. c.p. 09340

²Laboratorio de Contaminación Marina Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México Apdo. Postal 70305, México, D.F. c.p. 04510

Calva, B. L. G. y A. V. Botello, 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Sontecomapan Lagoon, Veracruz, Mexico. *Hidrobiológica* 9 (1). 45-52

ABSTRACT

In this study a determination of the concentrations of 15 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in surface sediments from Sontecomapan Lagoon, Veracruz was made; these compounds were evaluated by means of gas chromatography using capillary columns of high resolution and flame ionization detection (GC-FID). During the period 1991 to 1992, it is strengthened that there exist differences between dry and rainy season, dry period showed the highest total PAH's concentrations ranged from 25.42 to 49.49 µg/g of dry sediment and in rainy period these ranged was recorded from 10.15 to 21.98 µg/g. In descending order, of the individual compounds of PAH's in dry season were: Chrysene (49.66 µg/g) > Benzo(a)anthracene (14.57 µg/g) > Benzo(b)fluoranthene (8.23 µg/g) > Benzo(k)fluoranthene (5.53 µg/g) > Anthracene (5.44 µg/g) > Pyrene (5.41 µg/g). For rainy season were: Chrysene (27.92 µg/g) > Benzo(a)pyrene (2.71 µg/g) > Benzo(k)fluoranthene (2.62 µg/g) > Benzo(a)anthracene (2.58 µg/g) > Benzo(b)fluoranthene (2.25 µg/g) > Pyrene (2.02 µg/g). The presence of 4, 3 and 5 benzene rings in PAH's suggests that these compounds are primarily of pyrogenic origin, this is the result of surrounding vegetation fires, the lubricants, and gasoline. PAH's goes into lagoon system through river discharges, by tidal action from the coast and from atmospheric transport.

Keywords: pollution, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's), sediments, Sontecomapan, Veracruz.

RESUMEN

En este estudio se determinaron las concentraciones de 15 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en sedimentos superficiales de la Laguna Sontecomapan, Veracruz por medio de cromatografía de gases de alta resolución empleando columnas capilares y detector de ionización de flama. Durante el período 1991-1992, la época de secas presentó las mayores concentraciones de HAP totales en sedimento seco en un intervalo de 25.42 a 49.49 µg/g y en el período de lluvias su concentración fue de 10.15 a 21.98 µg/g. Respecto al desarrollo jerárquico de los HAP individuales, en época de secas en orden descendiente estuvieron: Criseno (49.66 µg/g) > Benzo(a)antraceno (14.57 µg/g) > Benzo(b)fluoranteno (8.23 µg/g) > Benzo(k)fluoranteno (5.53 µg/g) > Antraceno (5.44 µg/g) > Pireno (5.41 µg/g). Para lluvias: Criseno (27.92 µg/g) > Benzo(a)pireno (2.71 µg/g) > Benzo(k)fluoranteno (2.62 µg/g) > Benzo(a)antraceno (2.58 µg/g) > Benzo(b)fluoranteno (2.25 µg/g) > Pireno (2.02 µg/g). La presencia de HAP conformados por 4, 3 y 5 anillos bencénicos sugiere que estos compuestos son principalmente de origen pirogénico, por la quema de vegetación circundante, gasolina y lubricantes. Los HAP ingresan al sistema a través de las descargas de los ríos, la acción mareal de la costa y por transporte atmosférico.

Palabras clave: contaminación, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), sedimentos, Sontecomapan, Veracruz.

INTRODUCTION

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are environmental pollutants that constitute a potential risk to public health and to other forms of life (Martel *et al.* 1986). Some of them, such as benzo(a)pyrene, are powerful carcinogens, associated with the etiology of some human cancers. Nowadays there is a great deal of literature about the levels of PAHs in coastal systems around the world (e.g. Abu-Hilal and Khordagui, 1994; Botello *et al.* 1993; Valette, 1993; Zhang *et al.* 1993) and most of these studies have been carried out in areas that receive the direct influence of industrial and municipal discharges.

However, literature specifically about the presence and distribution of PAHs in coastal and estuarine environments of tropical areas, as well as the effects of PAHs on marine biota is less abundant. Such studies are necessary in order to understand the behavior, mechanisms of transport, and bioaccumulation of PAHs in estuarine species. Sontecomapan Lagoon, Veracruz, is situated on the Gulf of Mexico. It is a highly productive ecosystem of mangrove forest, which has been affected during the last two decades by immoderate tree-felling, primarily for agricultural purposes, specially in Los Tuxtlas region (Menendez, 1976; Angeles, 1997), where the most important activity is the tobacco industry, which uses the mangle tree with the aim of building galleries and burn it to dry tobacco leaves. The above mentioned is important because PAH's arise from natural forest and prairie fires (Wakham *et al.* 1980), most of PAH's in the environment are derived during the incomplete combustion of organic matter at high temperatures (Neff, 1979).

The sediments of this system is constituted of silt-clay in the south and center of the area, while the northern zone is mainly sand. It is important to mention that polycyclic aromatic hydrocarbons, PAH's, are associated with fine particles in the coastal waters and their range the distribution pattern and extension of the accumulation of PAH's in the estuarine systems are extremely variable (Olsen *et al.* 1993). Recent studies indicate that PAH's are not only detected in urban areas, but also in rural and remote areas, due to atmospheric transport (Valette, 1993).

The objective of this study were to evaluate the concentrations, distribution and origin of PAH's with different molecular weight in the sediment samples in order to investigate correlation degree between those PAH's and the percentage of organic carbon, as well as to estimate the preference of accumulation of these compounds in the different season and types of sediments in the lagoon.

MATERIALS AND METHODS

Sontecomapan Lagoon is located in the South of Veracruz State on the Gulf of Mexico, between 18°30' - 18°34' N and 94°54' - 95°02' W, it has an area of approximately 8.9 Km² and has been an important fishing town (Fig. 1). This study comprises six sampling times between March 1991 up to August 1992 (sampling time was between the 08:00 and 15:00 hr) during the dry and rainy season, respectively. Each one sampling period the temperature was evaluated using a cup thermometer (precision of 0.1 °C), the salinity was recorder using an "American Optical" refractometer (precision of 0.5 o/oo) and the pH was measured with a "Conductronic" field potentiometer (exactitude of 0.1 pH unites).

Surface sediments were taken from 8 sites through lagoon surface by means of a small stainless steel van Veen grab sampler (6 L) and frozen (4°C) in glass jars previously cleaned and rinsed with bidistilled acetone. In the laboratory these were defrosted, and dried through 48

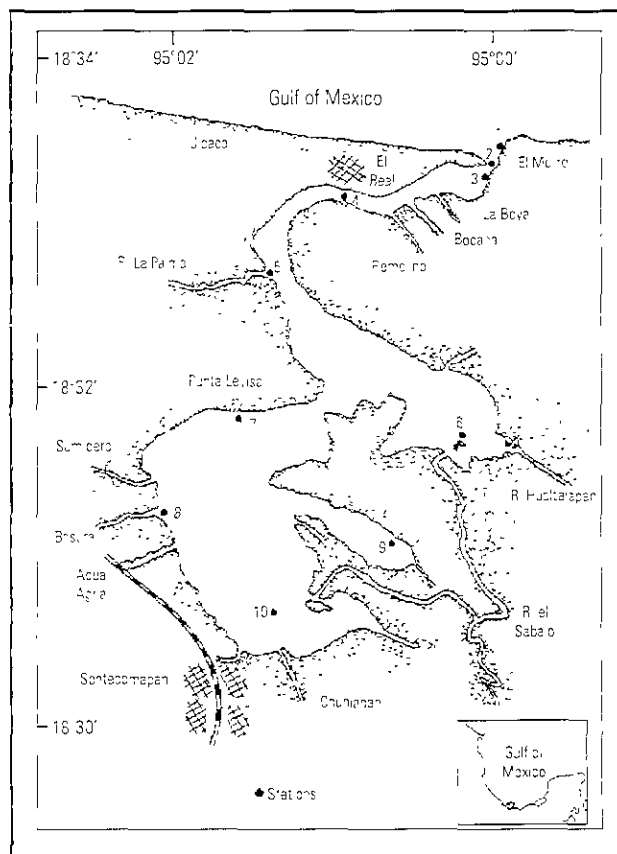


Figura 1. Sampling sites for sediments in Sontecomapan Lagoon, Ver.

hr at 45°C, then the sediments were sifted in a mesh to 0,25 mm.

The analytical procedures for extraction and purification of PAHs were carried out by the method of CARIPOL (1986), according to UNEP (1992). Each set of 3 samples was accompanied by a complete blank and a spiked blank. 10 g of dried sediment were Soxhlet extracted with methanol (100 ml) and KOH, and standards additions were added before extraction. The aromatic standard addition contains phenanthrene or fluoranthene 200 µl. The saturated and aromatic fractions were purified by adsorption chromatography using 20 cm long columns, packed with alumina (5% deactivated with water). The solvent elutions for the fraction 1 (saturated) was made with hexane. Fraction 2 contained aromatics was eluted with hexane:methylene chloride (7:3) and with methylene chloride. The extracts were evaporated to near 2 ml in a rotary flask evaporator and analyzed directly by gas chromatography.

Quantification of the aromatic fraction was made by means of a Hewlett Packard gas chromatograph model 5890 equipped with 30 m x 0.25 mm ID x 0.25mm bonded 5%-phenylmethylsilicone, fused silica column (temperature programmed 40 - 300°C at 6 °C/min). Nitrogen was used as carrier gas (flow 1 ml/min). Quantification performed was using a mixture of PAH's with well-known standards of the "Chemical Service" PPH-10M. The limit of detection for individual aromatic compounds was 0.01 µg/g and recovery yields were up to 90%. The accuracy and precision of the method employed is accredited by intercomparison exercise International Atomic Energy Agency (IAEA-140) for Petroleum Hydrocarbons (1997).

Organic carbon determination was based on method of Gaudette *et al.* (1974) in which exothermic heating and oxidation with K_2CrO_7 and concentrated H_2SO_4 are followed by titration of the excess dichromate with 0.5 N $Fe(NH_4)_2(SO_4) \times 6H_2O$.

Sediment composition (sand, silt, and clay content) was measured by standard wet sieving and pipette analysis (Folk, 1974).

In order to determine if there was significant difference in PAH's concentrations between the dates of collection in two years (dry and rains) it was carried out an ANOVA. For multiple comparisons among means a least significant differences (LSD) was used. Statistical analysis and data transformation were conducted using STATISTICA for Windows release 4.5 (STATISTICA 1993). The limit of significance was settled down with an alpha error of 0.05 (Daniel, 1995).

RESULTS AND DISCUSSION

Our results showed that Sontecomapan Lagoon is oligo-polyhaline, according to the Venice classification system with a range since 0-27; with an average salinity of 5.8 in the southern zone and 13.9 in the northern zone. The lagoon connects with the sea by means of a channel approximately 4m in wide. The central area has a range of salinity from 1 to 8, and the southern zone has an average salinity of less than 2.7, manifesting the importance of the fluvial input. The average water temperature (27.1 °C) demonstrates a close relationship with the environment temperature (26.9 °C), due to the shallowness of the system. The average depth is 1.67 m with a water transparency of 0.68 m and pH values were 7.4.

Table 1 shows the total concentration of PAHs, the sediment characteristics, and the percentage of organic carbon present in the samples, taken from 8 different sites in Sontecomapan Lagoon. These samples were collected during the cycle 1991-1992. The percentages for organic carbon remained below 4%, with the highest average of 1.88% in September 1991, and the lowest 1.13% in August 1992, also during March 1991 was found the highest concentrations of total PAHs (49.49 µg/g), decreased in November 1991 (25.93 µg/g), and the lowest concentrations were registered in July (10.46 µg/g), and September, (10.15 µg/g), which corresponds to the rainy season in that area.

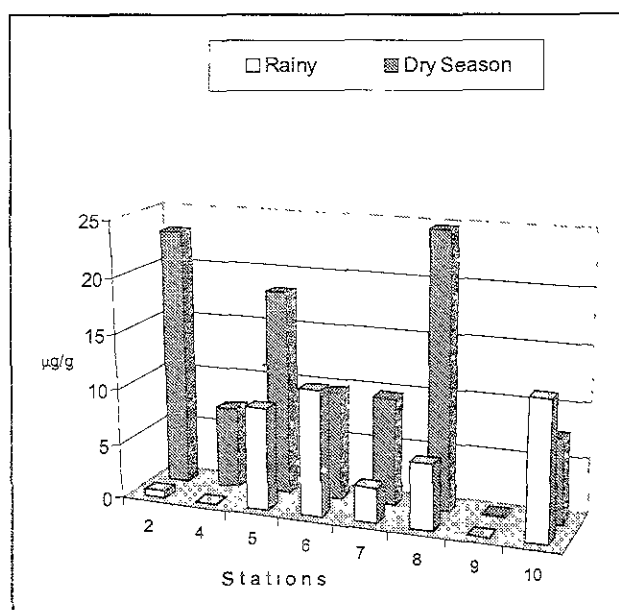


Figura 2 Levels of total PAH's in sediments in dry and rainy season from Sontecomapan Lagoon, Ver. Cycle 91-92

Table 1. Distribution of PAH's ($\mu\text{g/g}$) in Sediments from: Sontecomapan Coastal Lagoon, Ver., Mexico. Cycle 1991-1992.

Station	Type of Sediment	Organic Carbon (%)	March 1991	July 1991	September 1991	November 1991	March 1992	August 1992	Total PAH's
2	Sand	0.24	12.06	<0.01	<0.01	10.22	0.85	0.55	23.68
4	Sand	0.5	3.91	<0.01	<0.01	2.9	0.52	<0.01	7.33
5	Sand	0.76	11.01	5.77	<0.01	7.35	<0.01	3.41	27.54
6	Sand-Clay	1.76	0.66	3.14	4.64	0.26	8.83	3.5	21.04
7	Sand-Clay	0.49	0.43	<0.01	3.18	4.12	5.12	<0.01	12.85
8	Clay-Silt	2.3	13.98	1.55	2.31	0.69	10.1	2.02	30.65
9	Clay-Silt	2.38	0.14	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.16
10	Clay-Silt	3.17	7.3	<0.01	0.02	0.37	<0.01	12.49	20.18
Total PAHs			49.49	10.46	10.15	25.93	25.42	21.98	
Mean PAHs			14.56	6.18	3.17	5.46	8.01	7.86	
Est.Desv.			5.67	2.13	1.86	3.79	4.25	4.2	
O.C.%			1.41	1.28	1.88	1.57	1.68	1.13	

In dry season (March and November, 1991; March, 1992) the sampling stations that showed high concentrations of total PAHs were station 8 (24.77 $\mu\text{g/g}$) situated in the shared outlet of the Agua Agria river, the De Basura river and the Del Sumidero river; station 2 (23.13 $\mu\text{g/g}$) located near the mouth of the lagoon; and station 5 (18.36 $\mu\text{g/g}$) which is influenced by discharges from the La Palma river (Fig. 2).

It is clear that some PAH's are coming from the coast, and get into the lagoon system, this was confirmed in this study by the fact that the greatest average concentrations of dissolved hydrocarbons were detected in the area around the mouth of the lagoon, with 10.17 $\mu\text{g/l}$, and by the observation of patches of tar all along the external bar of the lagoon. This as consequence of the fact that PEMEX (Petróleos Mexicanos) has oil-drilling platforms in the Gulf of Mexico, and because of the intense traffic of ships and oil-tankers that circulate in the region.

Botello and Villanueva (1992) refer the fact that the petroleum off-shore exploitation is particularly important in the Gulf of Mexico, where a large number of off-shore drilling platforms operate. Furthermore, at approximately 80 Km to the south of Sontecomapan Lagoon, the rivers Coatzacoalcos and Tonalá run into the sea, and along their banks are Latin America's biggest petrochemical complexes.

For rainy season (July and September, 1991; August, 1992) the station with the highest concentrations were 10 (12.51 $\mu\text{g/g}$) which is at the mouth of the Chuniapan river,

the Sontecomapan river and the Coscoapan river, and where there is also the main municipal waste outflow that born in Sta. Martha's mountain range, and station 6 (11.29 $\mu\text{g/g}$)

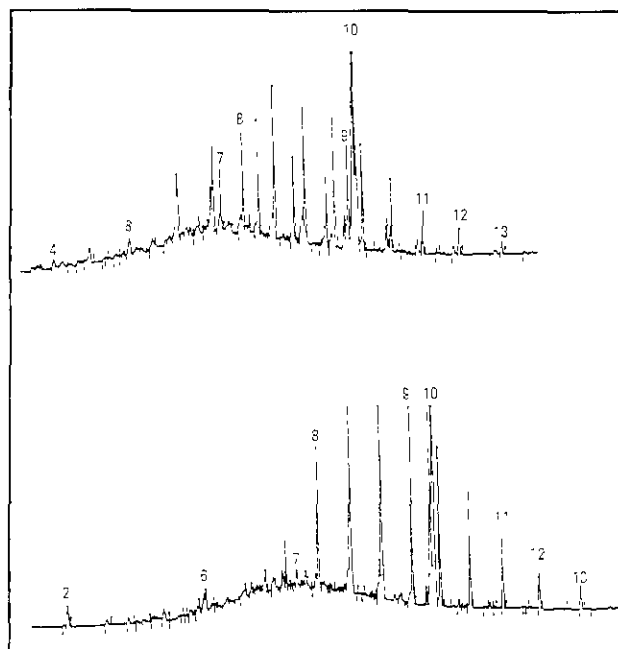


Fig. 3 Chromatograms GC-FID of PAH compounds ($\mu\text{g/g}$ dry wet) in sediments collected in sediments a) Station 8-March, 1991 and b) Station 6-March, 1992 sampled at Sontecomapan Lagoon. Peak identification is as follows. 2, acenaphthylene, 4, fluorene, 6, anthracene, 7, fluoranthene, 8, pyrene, 9, benzo(a)anthracene; 10, chrysene, 11, benzo(b)fluoranthene, 12, benzo(k)fluoranthene, 13, benzo(a)pyrene

in El Cacahuatate Estuary that receives the outflow of the Pollos river (Fig. 3), the Hualtajapan river and the Sábalo river and lastly stations 5 (9.18 $\mu\text{g/g}$) and 8 (5.88 $\mu\text{g/g}$). Station 9 registered the lowest concentrations of PAH's (0.16 $\mu\text{g/g}$) in dry season, it was located in the Del Fraile Estuary which is influenced by the river of the same name. For rains period both station 9 and 4 stations didn't show PAH's presence and, in the station 2 the level was of 0.55 $\mu\text{g/g}$, both areas located in the zone of marine influence of the lagoon.

The differences between dry and rain seasons were significant (t-Student's; $P = < 0.035$ two-sample assuming unequal variances), the period with highest mean levels of PAH's was dry season 33.61 $\mu\text{g/g}$ (25.42-49.49 $\mu\text{g/g}$) with respect to rainy season with 14.2 $\mu\text{g/g}$ (10.15-21.98 $\mu\text{g/g}$).

In general, for the cycle 1991-1992 Stations 2 and 5 registered a clear predominance of chrysene (22.6 and 22.48 $\mu\text{g/g}$). However, ten to eleven different PAHs made up of from 2 to 5 benzene rings, were detected in stations 6, 8 and 10 indicating differential and fate and transport process may be impacting (Table 2).

Figure 4 shows the major total PAHs identified in the sediments in Sontecomapan Lagoon in dry season their concentrations are as follows: chrysene (49.66 $\mu\text{g/g}$), benzo(a)anthracene (14.57 $\mu\text{g/g}$), benzo(b)fluoranthene (8.23 $\mu\text{g/g}$), benzo(k)fluoranthene (5.53 $\mu\text{g/g}$), anthracene (5.44 $\mu\text{g/g}$) and pyrene (5.41 $\mu\text{g/g}$).

The principal PAH's in rainy season were similar but their concentrations are lowest than dry season chrysene (27.92 $\mu\text{g/g}$), benzo(a)pyrene (2.71 $\mu\text{g/g}$), benzo(k)fluoranthene (2.62 $\mu\text{g/g}$), benzo(a)anthracene (2.58 $\mu\text{g/g}$), benzo(b)fluoranthene (2.25 $\mu\text{g/g}$) and pyrene (2.02 $\mu\text{g/g}$).

In agreement with the results obtained with ANOVA, it strengthens that exist differences between dry and rain seasons, this could be the result to that in rainy period the lowest levels detected were due to that PAH's were rapidly removed by sedimentation processes coupled with complex phenomena occurring at the fresh water/marine water interface.

LSD test results include the three sampling epoch during dry season nevertheless statistical approaching shows that August results are similar to dry season ones,

In Sontecomapan Lagoon a rapid transport of PAH's through the water column is supported by the high accumulation of PAH in sediments near the river mouths. Kennish (1992) pointed out that even though the pollutants are trapped in the sediments, they are able also to pass

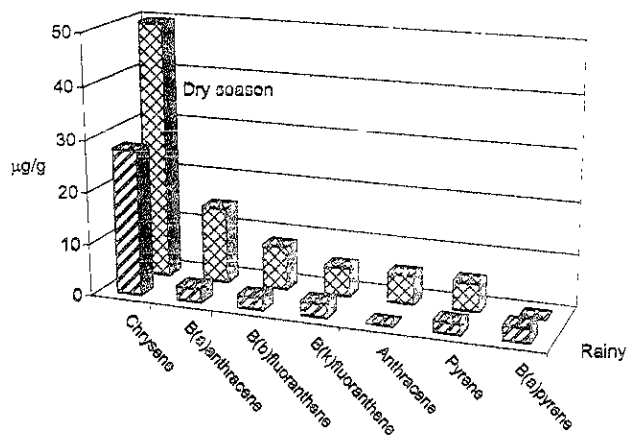


Fig 4 PAH's distribution in dry and rainy season from Sontecomapan Lagoon, Ver Cycle 91-92

back into suspension, which results in a solution of the hydrocarbons in the water column

In this lagoon 4 benzene rings PAH's represent the highest percentages (84.21%), then were 3 rings compounds (9.32%), 5 rings (4.46%), and finally 2 rings (2.01%). Naphthalene and phenanthrene are relatively rapidly degradable, nevertheless PAH's of high molecular weight are specially resistant and persistent in the environment for long periods of time (Pitter and Chudoba, 1990)

The acquirement of the ratio phenanthrene/anthracene and fluoranthene/pyrene allows us to appreciate the source of contamination. Hence, a ratio of phenanthrene/anthracene < 10 and fluoranthene/pyrene > 1 indicated that the contamination by PAH's is due to combustion processes (Raoux, 1991). The concentration ratios calculated for phenanthrene/anthracene ranged from 0.12 to 0.6 with a mean concentration ratio of 0.36, and for fluoranthene/pyrene ranged from 0.32 to 2.5 with a mean concentration ratio of 1.24. This finding suggests a general common origin for PAH's, possibly pyrolysis related.

A feature noted in Table 2 is the dominance of the 4-ring PAH's over 3-ring compounds with the corresponding mean concentration of 21.2 $\mu\text{g/g}$, which suggest too a pyrolytic origin for the compounds detected in this study

Steinhauer and Boehm (1992) observed that the grain size in sediments affected considerably the PAH distribution. In muddy and clay sediments, the concentrations are higher than those registered in sandy sediments. In this sense, correlating the sediment grain size data reported by González *et al.* (1994), with the PAHs values registered in this study, no significant values were found in the Sontecomapan Lagoon (gravel $r = 0.08$, $P = 0.02$; sand $r = 0.22$, $P = 0.14$,

Table 2 Total levels of PAH's ($\mu\text{g/g}$) in sediments from Sontecomapan coastal lagoon, Ver., Mexico Cycle 1991 - 1992

Compound	Stations								Total
	2	4	5	6	7	8	9	10	
Naphthalene	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Acenaphthylene	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.84	<0.01	1.01	1.85
Acenaphthene	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Fluorene	<0.01	<0.01	<0.01	0.5	<0.01	<0.01	<0.01	0.54	1.04
Phenanthrene	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	0.03	<0.01	0.52	0.59
Anthracene	<0.01	1.39	1.25	1.33	<0.01	0.9	<0.01	1.86	6.73
Fluoranthene	<0.01	1.31	0.77	1.56	0.68	1.42	0.02	0.28	6.04
Pyrene	0.26	1.06	1.34	1.44	0.76	2.1	0.14	0.33	7.43
Benzo(a)anthracene	0.82	2.36	1.06	1.51	1.29	9.06	<0.01	1.05	17.15
Chrysene	22.6	0.4	22.48	7.29	8.05	3.95	<0.01	12.81	77.58
Benzo(b)fluoranthene	<0.01	0.36	0.64	3.06	0.93	4.59	<0.01	0.9	10.48
Benzo(k)fluoranthene	<0.01	0.45	<0.01	2.48	0.7	4.02	<0.01	0.5	8.15
Benzo(a)pyrene	<0.01	<0.01	<0.01	1.83	0.44	3.74	<0.01	0.38	6.39
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Benzo(ghi)perylene	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Total	23.68	7.33	27.54	21.04	12.85	30.65	0.16	20.18	143.43

mud $r=-0.20$, $P=0.19$; and clay $r=-0.33$, $P=0.06$). The organic carbon results correlated significant with those of the fraction for fine grain sediments (mud $r=0.90$, $P=0.002$; clay, $r=0.91$, $P=0.13$), while the fractions for large grain sediments are negative (gravel $r=-0.49$, $P=0.005$; sand $r=-0.93$, $P=0.00003$). It was also found that the organic carbon content diminishes in relation to an increase in grain size. This demonstrates that there is an association between the organic carbon content and the sediment grain size, but that there is no correlation between the percentage of organic carbon and the PAHs concentration (dry season $r=-0.25$, $P=0.04$, and rainy season $r=-0.38$, $P=0.14$).

Given that PAHs have a low solubility and are hydrophobic in nature, they tend to be enriched in the organic and inorganic particles in the air, and can be carried to all ecosystems by the action of atmospheric agents (Guzzella and De Paolis, 1991).

On the studied area, the results obtained here indicate that exists significant atmospheric transporting of PAHs, given that there are no industries around the lagoon system. In this regard, Valette (1993) states that PAHs are not only to be found in urban areas but also in remote rural areas, as a result of atmospheric transfer. On the other hand, Lipiatou and Salot (1991) report a PAHs concentration of $0.18 \mu\text{g/g}$ in areas that do not receive a direct inflow of hydrocarbons, and this finding leads to the conclusion that these compounds are being transported to the Sontecomapan

Lagoon from urban and industrial areas, given the high concentrations determined in this present study.

The results obtained are compared to those from other coastal systems along the Gulf of Mexico, the observation show that this lagoon is one of the areas with high PAHs mean values ($7.54 \mu\text{g/g}$), levels comparable to those of Tampamachoco, Tamps ($7.65 \mu\text{g/g}$) in the north of Veracruz, an affected area by discharges from industrial complexes. In descending order, these mean values are followed by those registered for Tamiagua Lagoon, Ver. (6.86 mg/g) and Pueblo Viejo Lagoon, Ver. ($6.27 \mu\text{g/g}$) (Botello and Calva, 1998).

CONCLUSIONS

From this present investigation the conclusion is drawn that, in spite of not being an urban area nor being surrounded by petrochemical or other industrial complexes, Sontecomapan Lagoon, Veracruz, is receiving inadvertent additions of PAH's. These PAH's are primarily of pyrogenic origin, coming from the inflows of the rivers; from the coast, from the spillage of oils, lubricants and gasoline; from the burning of surrounding vegetation; and from atmospheric transport.

During the period from 1991-1992, it strengthened that exist differences between dry and rain season, dry period showed the highest total PAH's concentrations indicating the importance of pluvial and fluvial sources as well as

sedimentation processes coupled with complex phenomena occurring at the fresh water/marine water interface. In Sontecomapan Lagoon a rapid transport of PAH's through the water column is supported by the high accumulation of PAH in sediments near the river mouths.

The predominant PAH compounds in sediment samples are, in descending order: Chrysene > Benzo(a)anthracene > Benzo(k)fluoranthene > Pyrene > Anthracene > Benzo(a)pyrene. The presence of compounds made up primarily of 4 and 5 benzene rings, proves the hypothesis that the origin of the PAH's in the lagoon is anthropogenic, justifies from the pyrolysis of organic matter and fossil fuels.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Sergio Alvarez and three anonymous reviewers of manuscript for their helpful comments and suggestions.

REFERENCES

- ABU-HILAL, A. H. and K. KHORDAGUI, 1994. Petroleum Hydrocarbons in the Nearshore Marine Sediments of the United Arab Emirates. *Environmental Pollution*. 85(3):315-319
- ANGELES, A. G., 1997. *Rhizophora mangle* (mangle rojo). In: GONZÁLEZ, S. E., R. DIRZO y R. C. VOGT. 1997 *Historia Natural de Los Tuxtlas*. Inst Biol (UNAM); Inst. de Ecología (UNAM) y CONABIO. p.p 148-150
- BOTELLO, A. V. and L. G. B. GALVA, 1998. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua and Tampamachoco Lagoons in the Southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 60(1):96-103.
- BOTELLO, A. V., V G PONCE y G. DÍAZ, 1993. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP's) en Areas del Golfo de México *Hidrobiológica* 3(1-2):1-15.
- BOTELLO, A. V. and F. S. VILLANUEVA, 1992. Pollution by Hydrocarbons in the Caribbean Sea: Sources, Levels and Effects p.p 46-60. En. ICRAM-IFREMER. Mediterraneo e Caraibi due mari in pericolo? Sversamenti accidentali di idrocarburi ed emergenze causate dalle alghe Atti del convegno internazionale Centro Congressi "Cristoforo Colombo", Genova 4 luglio 1992.
- CARIPOL 1986 Manual CARIPOL para el Análisis de Hidrocarburos del Petróleo en Sedimentos y Organismos Marinos Programa CARIPOL II. Puerto Morelos, Q. Roo., México 25 p
- DANIEL, W. W., 1995. *Bioestadística*. Base para el análisis de las ciencias de la salud. Editonal Limusa S.A de C.V México, D.F. 878 p.
- FOLK, R. L., 1974 *Petrology of sedimentary Rocks* Hemphill Publishing Company, Austin, Texas. 182 p
- GAUDETTE, H., W. FLIGHT, L. TONER and D. FOLGER, 1974. An Inexpensive Tritation Method for the Determination of Organic Carbon in Recent Sediments *Journal of Sediments and Petrology* 44(1):249-253.
- GONZÁLEZ, F. A., A. V. BOTELLO, S. F. VILLANUEVA y G. V PONCE, 1994. Presencia de Metales y Oligoelementos en Sedimentos Recientes y Organismos de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 4(1-2) 35-43
- GUZZELLA, L. and A. DE PAGLIS, 1994. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of the Adriatic Sea *Marine Pollution Bulletin* 28(3):159-165.
- KENNISH, M. J., 1992 *Ecology of Estuaries Anthropogenic Effects* Marine Science Series US A p.p 63-181.
- LIPIATOU, E. and A. SALIOT, 1991. Hydrocarbon Contamination of the Rhone Delta and Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 22(6):297-304.
- MACKAY, D., W. Y SHIU and K. CH. MA., 1992 *Illustrated Handbook of Physical- Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals Vol II Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dioxins, and Dibenzofurans*. Lewis Publishers. Michigan, US.A. p p 1-337.
- MARTEL, L., J. GAGNON, R. MASSE, A. LECLERC and L. TREMBLAY, 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Saguenay Fjord, Canada *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 37 (1):133-140.
- MENENDEZ, L , 1976 Los Manglares de la Laguna de Sontecomapan, Los Tuxtlas, Ver Estudio Florístico-Ecológico Tesis Prof Fac Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México 115 p
- NEFF, J., 1979. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Sources, Fates and Biological Effects Applied Science Publishers Ltd London. 262 p.
- OLSEN, C. R., I. L. LARSEN., P. J. MULHOLLAND, K. L. VON DAMM, J. M. GREBMEIER, L. C. SCHAFFNER, R. J. DÍAZ y M. M. NICHOLS, 1993 The Concept of an Equilibrium Surface Applied to Particle Sources and Contaminant Distribution in Estuarine Sediments *Estuaries* 16(3B) 683-696
- PITTER, P and J. CHUDOBA, 1990 *Biodegradability of Organic Substances in the Aquatic Environment*. CRC Press. Florida, U S A p.p. 1-178.
- RACUX, CH., 1991. Modélisation du mecanisme de contamination par les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) des sédiments marins côtiers de Mediterranée conséquences sur la biodisponibilité des HAP dans la milieu marin. Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux 1 , no 565, 136 pp.

- STEINHAEUER, M. and P. BOEHM, 1992. The Composition and Distribution of Saturated and Aromatic Hydrocarbons in Nearshore Sediments, River Sediments, and Coastal Peat of the Alaskan Beaufort Sea: Implications for Detecting Anthropogenic Hydrocarbon Inputs. *Marine Environmental Research*. 33(4):223-253.
- U.N.E.P (United Nations Environment Programme). 1992. Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. References Methods for Marine Pollution Studies N° 20, 75 p.
- VALETTE. N. S., 1993 The Use of Sediment Cores to Reconstruct Historical Trends in Contamination of Estuarine and Coastal Sediments. *Estuaries* 16(3B):577-588
- WAKHAM, S. G., C. SCHAFFNER and W. GIGER, 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments 1. Compounds having anthropogenic origin. *Geochemical Cosmochimical Acta* 44:403-413.
- ZHANG, X., E. CHRISTENSEN and M. GIN, 1993. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Dated Sediments from Green Bay and Lake Michigan. *Estuaries* 16(3B):638-652.

Recibido: 28 de mayo de 1998.

Aceptado: 25 de noviembre de 1998.

FÉ DE ERRATAS

- Página 3, párrafo 4: dice: Pha,
debe decir: PAHs
 - Página 22, párrafo 1: dice: lozalizados
debe decir: localizados
 - Página 77, párrafo 4: dice: muesreos
debe decir: muestreos
-