

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

HIDROCARBUROS CLORADOS
EN MOLUSCOS DEL VALLE DE MEXICALI
Y ALTO GOLFO DE CALIFORNIA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

O C E A N O L O G O

PRESENTA

JULIO ALBERTO VILLAESCUSA CELAYA

ENSENADA, B. C.

NOVIEMBRE 1987

RESUMEN

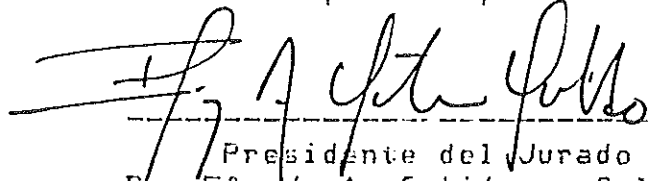
Mediante el uso de organismos bioindicadores en este estudio se determinó el grado de contaminación por pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados que presenta el Valle agrícola de Mexicali y el Alto Golfo de California. Para este propósito se colectó durante agosto de 1985 y febrero de 1986 la almeja dulceacuícola Corbicula fluminea residente en el sistema del distrito de riego No. 14 del valle agrícola. Para el Alto Golfo fue analizada la almeja Chione californiensis y el mejillón Modiolus capax. Se discute la distribución geográfica y temporal de estos compuestos orgánicos sintéticos en esta región. Para el Valle de Mexicali, de una amplia gama de compuestos analizados, únicamente se detectó la presencia de DDT, EPC 1254 y ocasionalmente trans-nonaclor. El DDT no presentó diferencias temporales. A nivel geográfico se detectaron diferencias significativas mostrando un gradiente de norte a sur y de este a oeste. Se sugiere que dada la persistencia de los organoclorados en el medio ambiente, su presencia en el valle es debido a su uso en épocas pasadas. El EPC 1254, no presentó diferencias temporales, solamente diferencias geográficas. En la parte alta del Golfo de California se detectó pp DDE en la biota analizada. No existiendo diferencias temporales ni geográficas en el área. De acuerdo a las autoridades de protección ambiental, los niveles de los tóxicos en los moluscos bivalvos analizados no representan un riesgo para la salud humana y para el medio ambiente.

" HIDROCARBUROS CLORADOS EN MOLUSCOS
DEL VALLE DE MEXICALI Y ALTO GOLFO DE CALIFORNIA "

TEXTOS
QUE PRESENTA:

JULIO ALBERTO VILLAESCUSA CELAYA

Aprobada por:



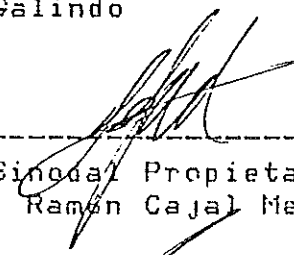
Presidente del Jurado
Dr. Efraín A. Gutiérrez Galindo



Sinodal Propietario
Dc. José A. Segovia Zavala



Sinodal Suplente
Dc. Salvador Galindo Bect



Sinodal Propietario
M.C. Ramón Cajal Medrano



Sinodal Suplente
Dc. Bernardo Flores Béc

DEDICATORIA

A Roxana

A mis padres

Armando Villaescusa Corella

Rita Celaya Vázquez

A mis hermanos

Aidé

Rosa Isela

Armando

Griselda (Tutis)

A mi abuelita

Bertha

A mis familiares

y amigos

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California y directivos por permitirme presentar este trabajo fruto de un proyecto de investigación.

A la Secretaría de Educación Pública por el apoyo económico concedido para la realización de trabajos en el campo de la contaminación marina (C85-01-0157 y C85-01-925).

Al director de esta tesis Dr. Efraín A. Gutiérrez Galindo y al profesor Gilberto Flores Muñoz por su ayuda en darle forma a este trabajo.

Agradezco a los compañeros Martín Fco. Villa, Guillermo Olguín, Anabel y Victor Rojas por su colaboración en la realización de esta tesis así como al Sr. Lázaro Guerrero.

A los síndacos Dr. José A. Segovia, M.C. Ramón Catal, Dr. Salvador Galindo y Dr. Bernardo P. Flores por sus sugerencias, revisión y dirección del examen profesional.

INDICE

	<u>Página</u>
I. INTRODUCCION	1
II. MATERIALES Y METODOS	8
II.1 Descripción del área de estudio	8
II.2 Procedimiento de muestreo y análisis químico	10
II.3 Análisis estadístico.	19
III. RESULTADOS	21
IV. DISCUSION	35
V. CONCLUSIONES	48
VI. BIBLIOGRAFIA	51

LISTA DE TABLAS

<u>Tabla</u>	<u>Página</u>
I. Localidades de muestreo y especie colectada durante agosto 1985 y febrero 1986 en el Valle de Mexicali y Alto Golfo de California.	13
II. Compuestos orgánicos sintéticos analizados con su límite aproximado de detección.	18
III. Niveles de hidrocarburos clorados (ng/g peso seco) detectados en <u>C. fluminea</u> del Valle de Mexicali y en <u>Gh. californiensis</u> y <u>H. capax</u> del Alto Golfo de California durante agosto de 1985.	22
IV. Niveles de hidrocarburos clorados (ng/g peso seco) detectados en <u>C. fluminea</u> del Valle de Mexicali y en <u>Gh. californiensis</u> y <u>H. capax</u> del Alto Golfo de California durante febrero de 1986.	24
V. Variación geográfica de DDT y EPC 1254 en <u>C. fluminea</u> . Los asteriscos muestran el nivel de significancia. Las medias de la columna vertical que tengan letras iguales no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).	25
VI. Razones de los metabolitos de DDT con respecto al DDT total expresados en porcentaje (%) para el Valle de Mexicali y Alto Golfo de California.	28
VII. Características biométricas de los organismos colectados en el Valle de Mexicali y Alto Golfo de California durante agosto 1985 (muestreo I) y febrero 1986 (muestreo II). Mostrando la media ($\bar{X}$) y desviación estándar (SD) de cada localidad y la $\bar{X}$, SD y coeficiente de variación (CV) por especie.	32

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>Página</u>
1. Area de estudio y estaciones de colecta de <u>C. fluminea</u> en el Valle de Mexicali, Baja California.	9
2. Area de estudio y estaciones de colecta de <u>Ch. californiensis</u> (E 16) y <u>M. capax</u> (E 17, 18, 19) en el Alto Golfo de California.	12
3. Distribución geográfica de ΣDDT (ng g ⁻¹ peso seco) en <u>C. fluminea</u> en el Valle de Mexicali, Baja California.	26
4. Distribución geográfica de BPC 1254 (ng g ⁻¹ peso seco) en <u>C. fluminea</u> en el Valle de Mexicali, Baja California.	30

I. INTRODUCCION

En el desarrollo de la agroindustria moderna, el uso de plaguicidas se ha incrementado por razones económicas (Pimentel et al., 1978; Willis y McDowell, 1982). Actualmente se aplican alrededor de dos millones de toneladas por año a nivel mundial (Anon., 1985) y eventualmente una gran proporción de esta cifra tiene su destino final en los ecosistemas adyacentes como contaminantes ambientales (Pimentel y Levitan, 1984).

De los pesticidas utilizados, los insecticidas organoclorados y especialmente el DDT es el que ha recibido mayor importancia debido a que es el plaguicida más extensivamente usado a una escala global y por sus efectos sobre la salud ambiental (GESAMP, 1982). Este compuesto es relativamente estable bajo condiciones ambientales, altamente lipofílico y resistente a una degradación completa. Debido a estas características el DDT es fácilmente bioacumulable y es bioconcentrado en las cadenas tróficas. Los efectos más conocidos de este tóxico son sobre la reproducción de los organismos, especialmente de las aves (Peakall, 1970; Schreiber, 1980), el comportamiento (Eisler, 1979) y sobre toda la estructura

del ecosistema (Woodwell, 1970; Duke y Dumas, 1974; Heckman, 1982; Pimentel y Edwards, 1982). Su uso ha sido prohibido o fuertemente restringido en la mayoría de los países desarrollados y en algunos países en desarrollo (UNEP, 1984).

El Valle de Mexicali es una de las principales zonas agrícolas del país, cuenta con una agricultura moderna altamente tecnificada, donde uno de los principales productos es el algodón. Este cultivo consume cerca del 70 por ciento del volumen total de plaguicidas utilizados actualmente (Miranda-Meneses, 1982). Solamente "en el período de 1982 a 1985 se aplicó un total de 1 607 278 litros de insecticidas de diferentes productos y variadas presentaciones" (Román y Trava, 1986).

El uso de insecticidas organoclorados en el Valle de Mexicali se inició en 1948, ocupando el DDT el primer lugar en cuanto a volúmenes aplicados (Miranda-Meneses, op cit). Actualmente, no se cuenta con información regional sobre las cantidades totales utilizadas de este compuesto pero, el uso de insecticidas organoclorados en general ha disminuído mucho en los últimos años. En 1981 del total de plaguicidas aplicados al cultivo algodonero sólo el 1.27

porciento correspondió a organoclorados, entre los cuales no figura el DDT (Nieblas-Ortíz, 1986).

Se ha especulado mucho sobre las posibles fuentes de DDT al medio ambiente, sobre todo en regiones donde este compuesto no se ha aplicado por más de una década (Agee, 1984). La especulación incluye medición de residuos viejos, uso ilegal continuo, transporte y/o contaminación debida a pesticidas relacionados, especialmente el dicofol (Keltano), un análogo del DDT el cual contiene aproximadamente un 6 porciento de DDT y un 9 porciento de DDE (Clark y Krynitsky, 1983). El dicofol se sigue utilizando en el Valle de Mexicali aunque en cantidades poco significativas (Nieblas-Ortíz, op cit).

Los bifenilos policlorados (BPC) son compuestos químicos de uso industrial, en Estados Unidos son conocidos con el nombre comercial de Aroclor 1248, 1254, 1260, etc. donde los dos ultimos numeros significan el porcentaje de cloro en peso. Los BPC son utilizados en la industria eléctrica principalmente y esta constituye una importante fuente de contaminación (Garmon, 1982; Ghirelli et al., 1984).

La toxicidad de los BPC es relativamente alta en mamíferos y peces, aunque el principal problema que presentan, al igual que el DDT, son sus efectos subletales, principalmente sobre la reproducción, además de ser conocidos agentes cancerígenos (GESAMP, 1982; Ghirelli et al., op cit). Los BPC son compuestos liposolubles y extraordinariamente estables en el medio ambiente. Por su capacidad de bioconcentrarse y bioacumularse han sido reconocidos como un peligro para la salud humana y ambiental (Bennett, 1983) y su uso ha sido fuertemente restringido en muchos países (UNS, 1984).

En el Valle de Mexicali no se cuenta con información sobre su utilización, aunque la industria eléctrica pudiera ser una fuente primaria de BPC en la región, esto es difícil de evaluar debido a que el transporte atmosférico y la depositación es el modo primario de distribución del BPC global (GESAMP, 1980; Ghirelli et al., 1984).

Respecto a los antecedentes, Guardado-Puentes (1976) en un estudio realizado en el Valle de Mexicali utilizando a la almeja Corbicula fluminea como especie bioindicadora reporta un intervalo de concentraciones de DDT entre 150 a 24 770 ng/g peso seco, encontrando la máxima concentración

en la parte sur del Valle. Para la región del Golfo de Santa Clara reporta una concentración media de DDT de 67.05 ng/g peso seco en Chione californiensis y establece que la fuente primaria a esta localidad es el acarreo aéreo desde el Valle de Mexicali. Este patrón de movilización de contaminantes había sido sugerido anteriormente para la misma región (Giráldez-Ríos y Flores-Muñoz, 1971). Respecto al BPC, a nuestro conocimiento, no se cuenta con estudios ambientales a la fecha.

La técnica de utilizar indicadores biológicos para vigilar la contaminación por hidrocarburos clorados en el medio acuático ha sido bien establecida (Modin, 1969; Butler, 1973; Goldberg, 1980; Phillips, 1980; Phillips y Segar, 1983), aunque son pocos los estudios en organismos quicracuícolas. Los moluscos bivalvos son los organismos más utilizados como bioindicadores, principalmente especies de los géneros Mytilus y Crassostrea los cuales se conocen que presentan una distribución cosmopolita. La elaboración de la mayoría de los programas nacionales e internacionales de vigilancia de estos compuestos sintéticos se han llevado a cabo en regiones templadas (Butler, 1973; Goldberg et al., 1978; Forrester, 1980; Martin, 1985). Goldberg (1983) y Phillips (1983) han subrayado la necesidad de que

este tipo de estudios se extiendan a regiones tropicales donde muchas naciones en desarrollo han incrementado su industrialización y el uso de agroquímicos en la agricultura. México por ejemplo, utiliza alrededor de 9 por ciento del total de plaguicidas vendidos en países en desarrollo (Spurrier, 1985) esto ha conllevado a un aumento en la contaminación de su medio ambiente, sobre todo en regiones eminentemente agrícolas tales como el Valle de Mexicali.

Como puede notarse el Valle agrícola de Mexicali y el Alto Golfo de California carecen de estudios recientes de evaluación ambiental. El presente trabajo pretende crear una referencia de carácter regional que proporcione conocimiento sobre el estado actual de la contaminación por hidrocarburos clorados en esta zona, para lo cual se plantearon los siguientes objetivos: a) identificar gradientes de distribución geográfica y diferenciar las localidades más afectadas por este tipo de contaminación. b) determinar patrones temporales de distribución de hidrocarburos clorados entre dos épocas del año. Para este propósito, se utilizan como organismos bioindicadores a la almeja dulceacuícola Corbicula fluminea residente en el sistema de riego del Valle de Mexicali. Para el Alto Golfo

de california se analizó la almeja Chione californiensis y el mejillón Modiolus capax. Con este estudio se pretende además, evaluar si los niveles de estos compuestos orgánicos sintéticos representan un riesgo para la salud humana y ambiental.

II. MATERIALES Y METODOS

II.1 Descripción del Area de Estudio

El Valle de Mexicali se encuentra localizado en el extremo NE de la península de Baja California ($32^{\circ}43'N$ y $114^{\circ}45'W$, Fig.1). Posee la forma de un amplio triángulo cuya base superior limita al norte con la frontera de Estados Unidos de América y hacia el sur formando su vértice inferior aproximadamente hasta el ejido Marítimo (Miranda-Meneses, 1982). Esta zona está definida como el distrito de riego No.14, cuya vegetación es desértica y semidesértica, su clima varía considerablemente a lo largo del año con una temperatura mínima de $3^{\circ}C$ en el invierno y $49^{\circ}C$ en verano y una evaporación media anual aproximada de 2,536 mm/año (S.R.H., 1971). Los vientos dominantes son de dirección noroeste-sureste en los meses comprendidos entre Diciembre y Abril, de dirección sureste-noroeste entre Junio y Octubre y calmas durante los meses de Mayo y Noviembre (Nieblas-Ortiz, 1956).

Este Valle está considerado como una de las zonas agrícolas más importantes del país, cuya área total cubre 228,000 has de las cuales 186,000 has son área de riego.

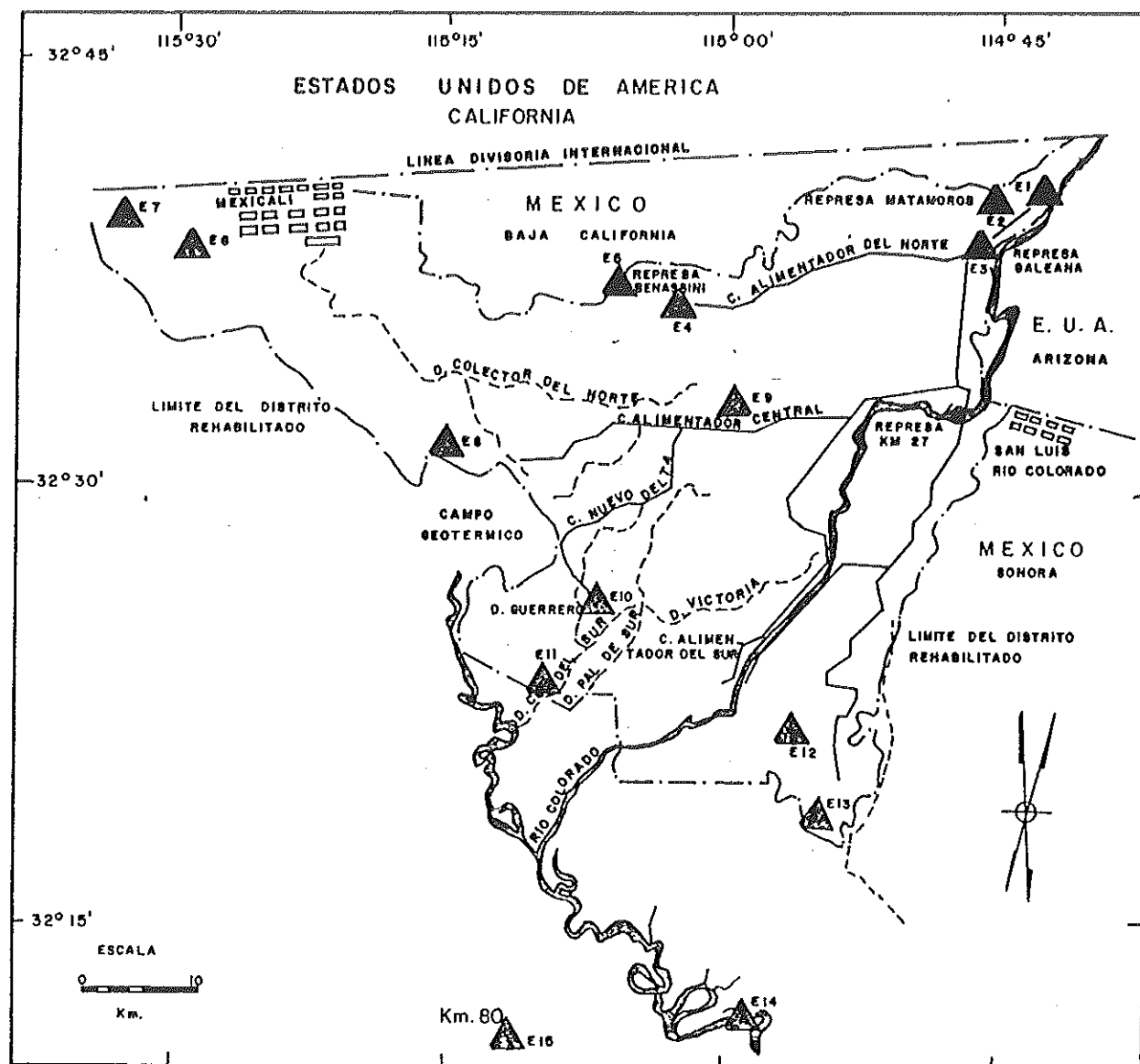


FIG.-I AREA DE ESTUDIO Y ESTACIONES DE COLECTA DE *C. fluminea* EN EL VALLE DE MEXICALI, BAJA CALIFORNIA.

contando con 2,552 km de canales, 1,492 km de drenes y 2,422 km de caminos (S.A.R.H., 1981). Los principales cultivos del valle de Mexicali son el algodón, trigo, cebada, ajonjolí, alfalfa y otros que ocupan menos de 10,000 has por ciclo agrícola (Nieblas-Ortiz, op cit)

La zona estudiada del alto Golfo de California se encuentra localizada en la franja costera al Este del Estado de Baja California, entre los paralelos $31^{\circ}47'$ y $28^{\circ}55'N$ y los meridianos $113^{\circ}28'$ y $114^{\circ}42'W$ (Fig.2). Su vegetación es desértica y subdesértica, con una temperatura máxima promedio de 45 C y evaporación promedio de 2,160 mm/año. Es considerada como la región más seca del país, cuyas lluvias no alcanzan 100 mm/año (S.R.H., 1971). Además se encuentra poco comunicada y con muy baja densidad demográfica, la actividad principal es la pesca ribereña en lugares determinados.

II.2 Procedimiento de Muestro y Análisis Químico.

En el presente estudio se consideraron dos muestreos realizados del 12 al 17 de Agosto de 1985 y del 5 al 10 de Febrero de 1986, cada uno comprendió 15 localidades de colecta distribuidas en el sistema de riego del valle de

Mexicali (Fig. 1). En cada una de las localidades se colectaron aproximadamente 80 individuos, de talla homogénea, de la almeja dulceacuícola Corbicula fluminea (Tabla I). Para la parte alta del golfo de California (Fig. 2), cuatro localidades de muestreo fueron distribuidas, en las cuales se colectaron aproximadamente 50 individuos de la almeja Chione californiensis (estación 16) y 50 individuos del mejillón Modiolus capax en cada una del resto de las estaciones (Tabla I).

Las muestras fueron colectadas manualmente, colocando los organismos en bolsas de papel aluminio etiquetadas, y conservándose congeladas en hielo seco (CO_2 sólido) hasta su posterior traslado al laboratorio para su análisis biométrico y químico.

En el laboratorio las muestras fueron descongeladas y lavadas con agua desionizada. Se determinaron las características biométricas longitud y peso individual del tejido. Para el análisis químico, se utilizó una muestra integrada de 25 organismos de C. fluminea y 15 individuos para Ch. californiensis y M. capax por estación. Los tejidos blandos de los organismos fueron homogeneizados. Para M. capax el bisco fue excluido. Para calcular el

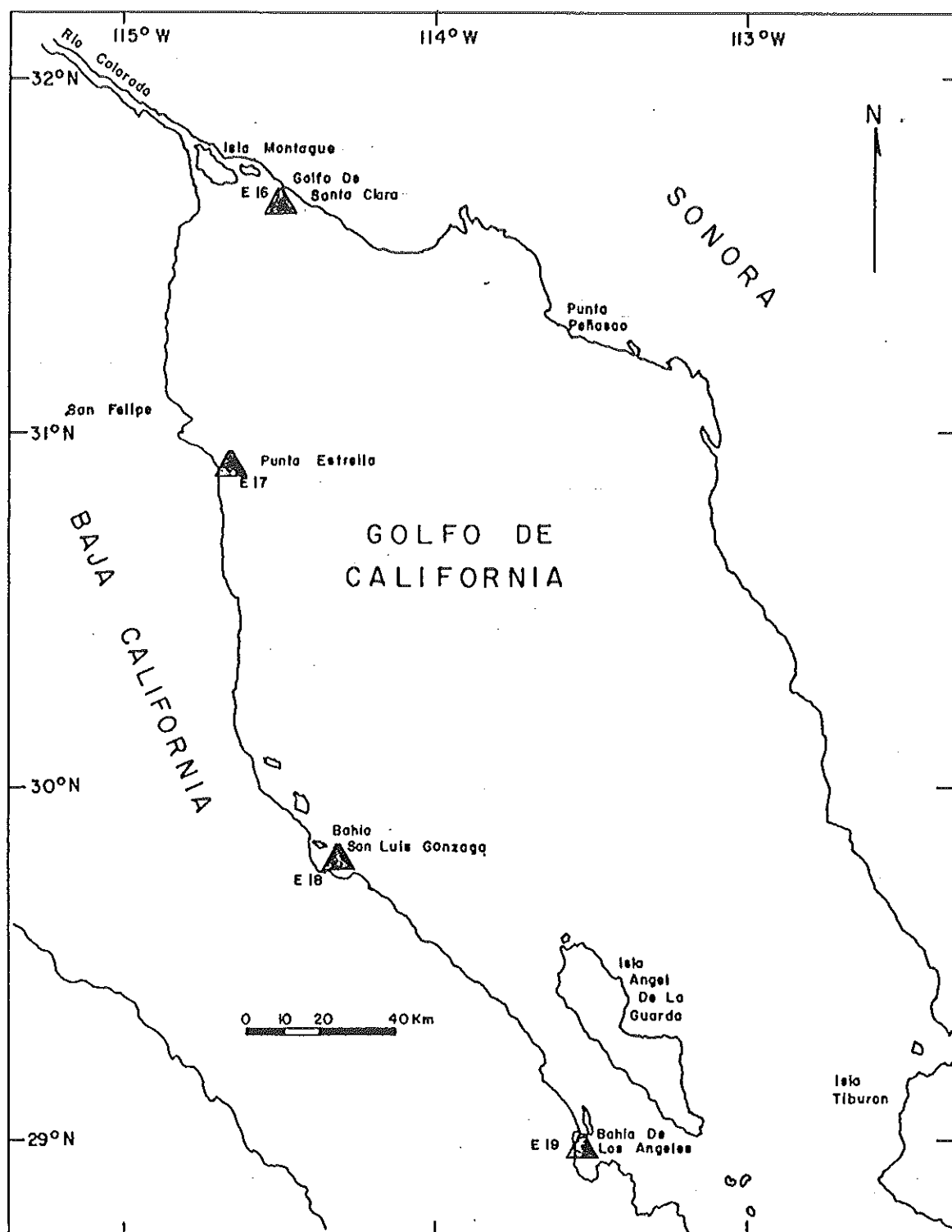


FIG.-2 AREA DE ESTUDIO Y ESTACIONES DE COLECTA DE *Ch. californiensis* (E 16) Y *M. capax* (E 17, 18, 19) EN EL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA.

Tabla I. Localidades de muestreo y especie colectada durante agosto 1985 y febrero 1986 en el Valle de Mexicali y Alto Golfo de California.

Estacion	Localidad	Especie colectada	
I. Valle de Mexicali			
1	Represa "El Campillo"	Corbicula fluminea	
2	Canal Alamo, Col. Cuervitos	"	"
3	Canal Reforma, Represa Galeana	"	"
4	Canal alimentador norte, represa Benassini	"	"
5	Dren La Mesa, Ej. Irapuato	"	"
6	Canal Reforma, Ej. Zaragoza	"	"
7	Canal Reforma, Ej. Santa Isabel	"	"
8	Canal Reforma, Col. Cerro Prieto	"	"
9	Canal Reforma, Ej. Quintana Roo	"	"
10	Canal Nuevo Delta, Ej. Sonora	"	"
11	Canal Independencia, Col. Carranza	"	"
12	Canal de riego, Est. Coahuila	"	"
13	Canal Revolucion, Col. Zacatecas	"	"
14	Rio Colorado, Ej. Oviedo Mota	"	"
15	Rio Colorado, km. 80	"	"
II. Alto Golfo de California			
16	Golfo de Santa Clara	Chione californiensis	
17	Punta Estrella	Modiolus capax	
18	Bahia de San Luis Gonzaga	"	"
19	Bahia de los Angeles	"	"

porcentaje de humedad de la muestra, 1 gr de homogeneizado fue secado a 70°C por 72 horas. Las muestras homogeneizadas fueron conservadas congeladas a -20°C en frascos de vidrio previamente descontaminados (mezcla crómica-acetona-hexano grado pesticida), hasta su posterior análisis químico.

La extracción de hidrocarburos clorados se hizo de acuerdo a la técnica descrita por Young, et al. (1976). Las muestras (5 gr de tejido humedo) fueron homogeneizadas con 20 ml de acetonitrilo, filtradas y enjuagadas dos veces con 20 ml de acetonitrilo. El extracto fue separado con 50 ml de hexano, repitiendo esta operación tres veces, y concentrando a 40 ml en un rotoevaporador. Para la limpieza de la muestra se utilizó una columna cromatográfica (22 mm D. I.) empacada con 18 cm de florisil activado a 130°C por 48 horas y 2 cm de sulfato de sodio anhidro granular. La columna fue eluida con 45 ml de 6 % eter dietílico en hexano (v/v). La muestra resultante fue concentrada a 5 ml en un rotoevaporador.

La separación de los hidrocarburos clorados se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases Varian 3700 con un detector de captura de electrones 63-Ni y un sistema de

datos Varian CDS-111, equipado con una columna capilar de sílica DB-5 (no polar) de 30 m con 0.25 mm de diámetro interno, una segunda columna capilar de sílica DB-17 (polaridad intermedia) de 30 m y 0.25 mm de diámetro interno fue utilizada para verificación. Las muestras corrieron simultáneamente en ambas columnas utilizando un solo inyector, bajo las siguientes condiciones:

	<u>DB-5</u>	<u>DB-17</u>
Temperatura del inyector	200°C	200°C
Temperatura del detector	290°C	290°C
Programa de temperatura de la columna	Temp. inicial 150°C (por 1 min)	Razón del Temp. programa 5°C/min (por 10 min) y 2°C/min (por 20 min)
		Temp. final 240°C

El gas transportador fue nitrógeno a una velocidad lineal de 27 cm/seg para la columna DB-5 y 23 cm/seg para la columna DB-17.

En las muestras que fue necesario hacer diluciones

(1:10, 1:100), éstas fueron corridas en un cromatógrafo de gases Varian 3500 con un detector de captura de electrones ^{63}Ni y un sistema de datos Varian CDS-111, equipado con una columna capilar de sílica DB-1 (no polar) de 30 m y 0.25 mm de diámetro interno, el inyector estaba equipado con un muestreador automático Varian 8035. el sistema fue operado bajo las siguientes condiciones:

	Temp. inicial	Razón del programa	Temp. final
Temperatura del inyector	68°C	300°C/min	238°C
Temperatura de la columna	70°C	5°C/min	200°C

Temperatura del detector = 300°C .

Se utilizó helio como gas transportador a una velocidad lineal de 40 cm/seg.

La identificación de los hidrocarburos clorados se hizo comparando los tiempos de retención, en la columna cromatográfica, de los estándares (proporcionados por la USEPA Chemical Branch de E.U.A.) y de las muestras. Los compuestos orgánicos sintéticos analizados con sus límites

de detección aproximados se muestran en la tabla II.

La cuantificación de los lípidos se hizo de acuerdo al método de partición cloroformo-metanol-agua propuesto por Bligh y Dyer (1959), utilizando 10 gr del homogeneizado de la muestra, y consiste en una extracción con cloroformo-metanol-agua en una proporción de 1:2:0.8 y una dilución con los mismos solventes en proporción 2:2:1.8 respectivamente. El extracto es filtrado (papel Whatman #1) al vacío y transferido a una probeta de 100 ml, en este paso se le agregó 5 ml de una solución saturada de NaCl para una mejor separación de la fase acuosa de la de cloroformo, la fase acuosa fue sustraída por vacío. Una alícuota de 1 ml de la fase cloroformo fue transferida a una cápsula de vidrio prepesada, ésta se evaporó a sequedad en una estufa a 50°C por 6 horas. El contenido de lípidos es calculado como sigue:

$$\text{lípidos totales} = (\text{PLA} \times \text{VFC}) / \text{VA}$$

donde:

PLA = Peso del lípido en la alícuota

VFC = Volumen de la fase de cloroformo

VA = Volumen de la alícuota

Tabla II. Compuestos orgánicos sintéticos analizados con su límite aproximado de detección.

compuesto	limite de deteccion (ng/g de peso seco)	compuesto	limite de deteccion (ng/g de peso seco)
Aldrin	2	Clorobenside	14
Endrin	4	Cloropirifos	9
Trans-clordano	3	Heptacloro	3
Cis-clordano	3	Heptacloro epoxico	2
Oxiclordano	3	Hexaclorobenzeno	2
Clordeno, alfa	4	HCH, alfa	2
Clordeno, beta	7	HCH, beta	4
DDE p, p'	3	HCH, gama (Lindano)	2
DDE o, p'	5	HCH, delta	3
DDD p, p'	4	Metoxicloro	18
DDD o, p'	4	Trans-nonaclor	3
DDT p, p'	5	Cis-nonaclor	3
DDT o, p'	6	BPC (Aroclor 1248)	60
DDNS p, p'	17	BPC (Aroclor 1254)	60
DDMU p, p'	11	BPC (Aroclor 1260)	60

11.3 Análisis Estadístico.

Los resultados de las concentraciones de hidrocarburos clorados se reportan en ng/g de peso seco.

Con el fin de determinar la variación de las características biométricas se calcularon la media ($\bar{X}$), desviación estándar (DS) y el coeficiente de variación (CV) en cada muestreo. Se realizó un análisis de correlación de Pearson (Sokal y Rohlf, 1969), para determinar el grado de asociación entre las características peso, longitud, porcentaje de humedad, porcentaje de lípidos y las concentraciones de hidrocarburos clorados en todo el muestreo.

Para determinar el patrón geográfico y temporal de estos tóxicos en la región, se hizo un análisis de varianza de dos vías sin repetición (Sokal y Rohlf, op cit). Para clasificar las diferencias detectadas se realizó el análisis "a posteriori" Student-Newman-Keuls (SNK) (Zar, 1974). Previo a estos análisis se realizaron las pruebas de normalidad de residuos mediante el ajuste a una distribución Ji-cuadrada y Kolmogorov-Smirnov, y homogeneidad de varianzas de Bartlett (Sokal y Rohlf, op

cit).

El procesamiento de datos se realizó utilizando los paquetes estadísticos ESIMSL y MINITAB del centro de cálculo del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE).

III. RESULTADOS

Las concentraciones de los hidrocarburos clorados medidas en C. fluminea en el Valle de Mexicali durante el muestreo de agosto de 1985 y febrero de 1986 se presentan en las tablas III y IV respectivamente.

De los compuestos analizados (Tabla II), sólo fueron detectados regularmente el DDT y sus metabolitos (op, ppDDE, DDD, DDT y DDMU) y el BPC (Aroclor 1254). El trans-nonaclor fue detectado en 6 de las 14 estaciones durante el primer muestreo y en 5 de las 14 estaciones del segundo muestreo.

El intervalo de concentraciones de ZDDT muestra una razón máximo/mínimo de 9.1 durante el primer muestreo, observándose un mínimo de 191.98 ng/g peso seco (P.S.) localizado en el ejido Irapuato (Est. 5) y un máximo de 1746.40 ng/g P.S. localizado en el ejido Santa Isabel (Est. 7). Este valor fue además el máximo encontrado durante ambos muestreos. El valor medio calculado fue de 741.80 ng/g P.S. (Tabla III). Para el segundo muestreo se obtuvo un valor mínimo de 200 ng/g P.S. localizado en la represa Galeana (Est. 3) y un máximo de 1346.99 ng/g P.S.

Tabla III. Niveles de hidrocarburos clorados (ng/g peso seco) detectados en *C. fluminea* del Valle de Mexicali y en *Ch. californiensis* y *M. capax* del Alto Golfo de California durante agosto de 1985.

Estación	ppDDT	opDDT	ppDDE	opDDE	ppDDD	opDDD	ppDDMU	DDT total	trans-nonaclor	BPC
<i>Corbicula fluminea</i>										
1	nd	6.65	447.41	6.86	nd	4.31	nd	465.23	nd	85.97
2	5.07	33.43	1003.38	28.37	16.45	12.64	14.52	1113.86	4.31	76.81
3	7.07	6.60	252.36	6.45	4.96	8.71	11.33	297.48	10.56	81.19
4	17.27	15.20	317.88	9.44	nd	8.17	nd	369.98	4.60	107.43
5	nd	nd	181.37	5.20	6.41	nd	nd	191.98	nd	nd
6	17.56	8.24	1059.54	20.04	10.01	8.37	nd	1123.76	nd	108.39
7	12.76	12.30	1632.12	34.89	14.13	15.69	24.51	1746.40	nd	146.41
8	22.55	11.52	286.45	8.79	5.30	9.40	nd	344.00	nd	93.57
9	24.39	16.78	437.77	12.70	nd	10.58	nd	502.22	4.00	129.38
10	25.44	14.25	406.89	10.21	5.50	10.04	nd	472.37	nd	89.03
11	16.13	nd	618.03	15.25	nd	9.38	nd	658.79	nd	166.72
12	65.55	26.80	859.90	29.24	38.38	12.33	22.14	1054.34	11.98	124.06
13	45.39	16.31	799.00	18.83	27.07	6.66	21.69	934.95	8.37	98.25
14	nd	nd	1007.90	27.59	26.83	10.21	39.96	1112.49	nd	119.67
15	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
<i>Chione californiensis</i>										
16	nd	nd	5.15	nd	nd	nd	nd	5.15	nd	nd
<i>Modiolus capax</i>										
17	nd	nd	8.35	nd	nd	nd	nd	8.35	nd	nd
18	nd	nd	3.37	nd	nd	nd	nd	3.37	nd	nd
19	nd	nd	9.16	nd	nd	nd	nd	9.16	nd	nd

nd = no detectado
na = no analizado

en la Estación Coahuila (Est. 12) con una razón máximo/mínimo de 6.7 y un valor medio de 585.40 ng/g P.S. (Tabla IV).

No se detectaron diferencias temporales significativas en las concentraciones entre ambos muestreos ($p > 0.05$). Sin embargo se encontró una heterogeneidad geográfica al detectarse diferencias significativas ($p < 0.01$) entre localidades. La clasificación "a posteriori" (SNK) se muestra en la tabla V, y de manera esquemática en la figura 3, en la cual se puede observar de manera general una distribución de concentraciones de Norte a Sur y de Este a Oeste. Siendo la región Norte y Noreste la zona menos contaminada (intervalo 247.10 - 446.40 ng/g P.S.), a excepción de la Colonia Cuervitos (Est. 2) identificada como un punto de concentración media. Las regiones de concentraciones medias (intervalo 571.70 - 915.80 ng/g P.S.) se encontraron distribuidas más homogéneamente, aunque aparecen con mayor incidencia en la parte central del valle. Los puntos de alta concentración fueron encontrados en dos localidades, ejido Santa Isabel (Est. 7) y Estación Coahuila (Est. 12), localizadas en las regiones Noroeste y Sureste del Valle de Mexicali respectivamente.

Tabla IV. Niveles de hidrocarburos clorados (ng/g peso seco) detectados en *C. fluminea* del Valle de Mexicali y en *Ch. californiensis* y *M. capax* del Alto Golfo de California durante febrero de 1986.

Estación	ppDDT	opDDT	ppDDE	opDDE	ppDDD	opDDD	ppDDMU	DDT total	trans-nonaclor	HPC
<i>Corbicula fluminea</i>										
1	nd	nd	294.40	nd	nd	4.24	nd	298.64	nd	107.46
2	29.33	12.65	648.53	17.17	11.19	nd	nd	717.87	nd	89.37
3	22.65	11.32	150.54	5.55	4.82	5.70	nd	200.58	4.75	97.73
4	35.61	22.07	297.13	9.37	5.23	4.72	nd	376.43	nd	79.43
5	10.99	6.87	622.10	12.78	15.44	4.69	nd	672.87	nd	64.01
6	11.12	nd	653.17	11.13	nd	5.65	nd	681.07	nd	148.38
7	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
8	37.62	18.83	411.05	13.52	9.10	7.47	nd	497.59	5.73	110.15
9	43.86	23.50	303.63	10.44	5.89	4.40	nd	391.72	5.32	74.08
10	55.95	25.60	557.73	13.61	6.25	11.84	nd	670.98	4.00	90.93
11	25.90	13.60	429.95	11.50	6.70	nd	nd	487.65	nd	180.79
12	139.69	57.37	1030.86	33.37	49.35	12.45	23.90	1346.99	16.55	139.94
13	56.60	22.89	698.84	22.89	37.40	8.67	27.16	874.45	7.57	101.81
14	9.73	6.49	600.98	21.07	19.95	7.06	17.97	683.25	nd	80.87
15	nd	nd	278.06	5.06	9.14	4.00	11.14	307.40	nd	nd
<i>Chione californiensis</i>										
16	nd	nd	11.46	nd	nd	nd	nd	11.46	nd	nd
<i>Modiolus capax</i>										
17	nd	nd	8.77	nd	nd	nd	nd	8.77	nd	nd
18	nd	nd	6.01	nd	nd	nd	nd	6.01	nd	nd
19	nd	nd	3.07	nd	nd	nd	nd	3.07	nd	nd

nd= no detectado

na= no analizado

Tabla V. Variación geográfica de DDT y BPC 1254 en C. fluminea. Los asteriscos muestran el nivel de significancia. Las medias de la columna vertical que tengan letras iguales no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Estacion	DDT (ng/g P. S.) (**)	BPC 1254 (ng/g P. S.) (*)
1	380.90 a	96.70 a
2	715.80 ab	83.10 a
3	247.10 a	89.40 a
4	373.20 a	103.40 a
5	431.20 a	64.00 (1)
6	702.40 ab	128.40 ab
7	1746.40 (1)	146.40 (1)
8	420.80 a	101.80 a
9	446.40 a	101.70 a
10	571.70 ab	89.90 a
11	573.20 ab	173.70 b
12	1200.60 b	132.00 ab
13	904.60 ab	100.00 a
14	897.80 ab	100.30 a
15	307.40 (1)	<60.00 (1)

(*) significativo $p < 0.05$
 (**) significativo $p < 0.01$
 (1) $n=1$

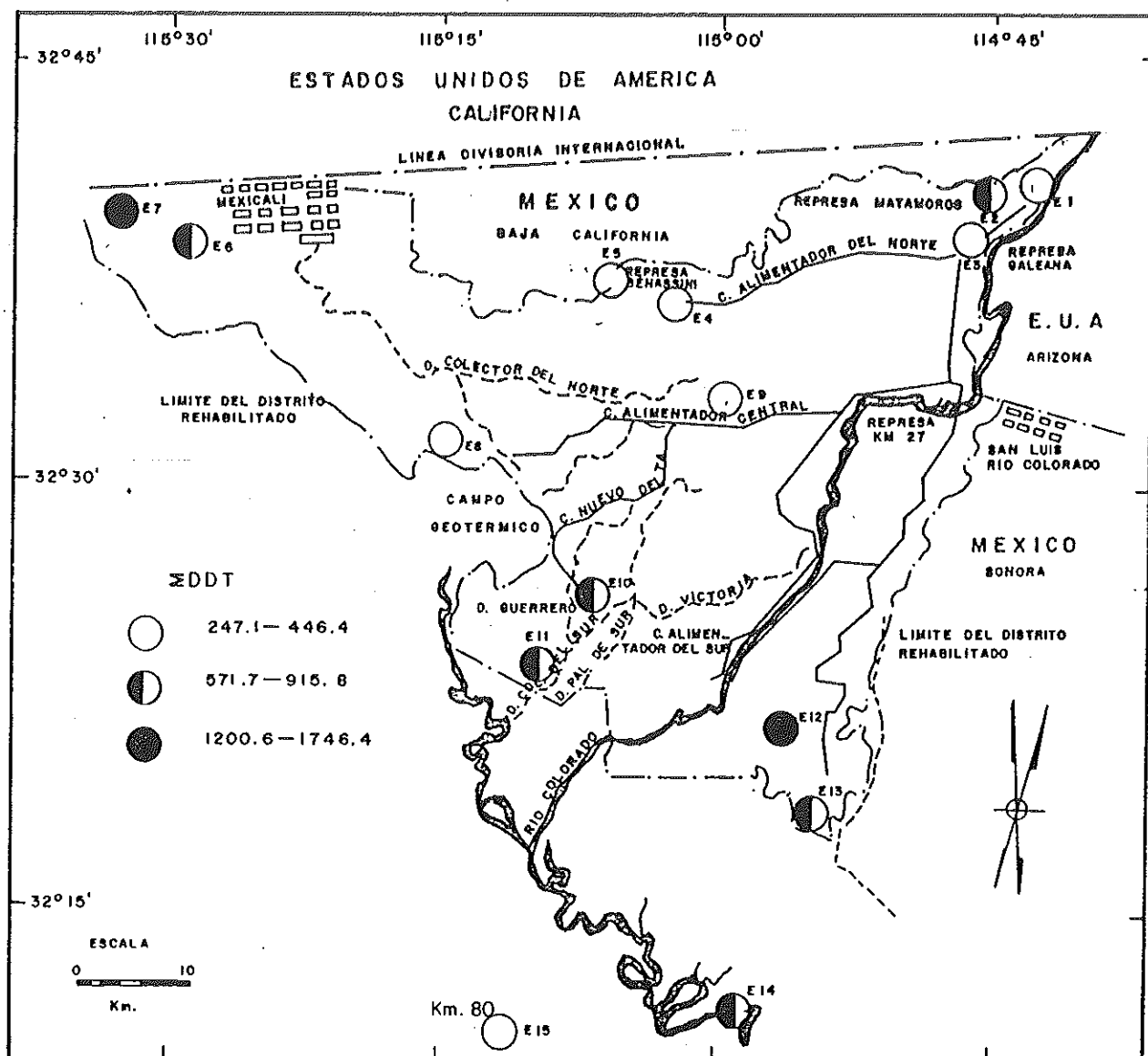


FIG.-3 DISTRIBUCION GEOGRAFICA DE Σ DDT (ng g^{-1} peso seco) EN C. fluminea EN EL VALLE DE MEXICALI, BAJA CALIFORNIA.

El pp' DDE fue el metabolito más abundante y omnipresente durante ambos muestreos en C. fluminea. La razón DDE/ Σ DDT (considerando sólo los isómeros pp) varió de 87.21 a 100 % durante el primer muestreo, y de 82.88 a 100 % durante el segundo muestreo, manteniéndose en el mismo orden de importancia las razones del DDT/ Σ DDT , DDD/ Σ DDT y DDMU/ Σ DDT para ambos muestreos (Tabla VI). Los residuos de pp' DDT fueron encontrados en el 78 y 86 % de las muestras en el primer y segundo muestreo, el pp' DDD en el 71 y 86 % y el pp' DDMU presente en el 43 y 29 % de las muestras en el primer y segundo muestreo respectivamente.

De los bifenilos policlorados analizados (Tabla II) sólo el Aroclor 1254 fue detectado, éste fue encontrado en todas las estaciones del primer muestreo excepto en el ejido Irapuato (Est. 5). El valor máximo, de 166.72 ng/g P.S., fue encontrado en la Colonia Carranza (Est. 11) (Tabla III). En el segundo muestreo el Aroclor 1254 fue detectado en todas las estaciones, presentando un patrón similar al del primer muestreo, con un valor mínimo de 64.01 ng/g P.S. en el ejido Irapuato (Est. 5) y un máximo de 180.79 ng/g P.S. también en la Colonia Carranza (Est. 11) (Tabla IV). No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de BPC entre ambos

Tabla VI. Razones de los metabolitos de DDT con respecto al DDT total expresados en porcentaje (%) para el Valle de Mexicali y Alto Golfo de California.

Estacion	Agosto 1985				Febrero 1986			
	$\frac{DDT}{\Sigma DDT}$	$\frac{DDE}{\Sigma DDT}$	$\frac{DDD}{\Sigma DDT}$	$\frac{DDMU}{\Sigma DDT}$	$\frac{DDT}{\Sigma DDT}$	$\frac{DDE}{\Sigma DDT}$	$\frac{DDD}{\Sigma DDT}$	$\frac{DDMU}{\Sigma DDT}$
<i>Corbicula fluminea</i>								
1	nc	100	nc	nc	nc	100	nc	nc
2	0.48	96.5	1.58	1.4	4.12	94.26	1.63	nc
3	2.56	91.53	1.80	4.11	12.72	84.57	2.71	nc
4	5.72	94.28	nc	nc	10.47	87.99	1.54	nc
5	nc	96.59	3.41	nc	1.68	95.92	2.38	nc
6	1.61	97.46	0.92	nc	1.67	98.33	nc	nc
7	0.76	96.94	0.84	1.46	na	na	na	na
8	7.17	91.14	1.69	nc	8.22	89.79	1.99	nc
9	5.28	94.72	nc	nc	12.41	85.92	1.67	nc
10	5.81	92.93	1.26	nc	9.02	89.97	1.01	nc
11	2.54	97.46	nc	nc	5.60	92.95	1.45	nc
12	6.65	87.21	3.89	2.25	11.23	82.88	3.97	1.92
13	5.08	89.46	3.03	2.43	6.90	85.22	4.56	3.31
14	nc	93.78	2.50	3.72	1.50	92.65	3.08	2.77
15	na	na	na	na	nc	93.20	3.06	3.73
<i>Chione californiensis</i>								
16	nc	100	nc	nc	nc	100	nc	nc
<i>Modiolus capax</i>								
17	nc	100	nc	nc	nc	100	nc	nc
18	nc	100	nc	nc	nc	100	nc	nc
19	nc	100	nc	nc	nc	100	nc	nc

nc = no calculado.

na = no analizado

$\Sigma DDT = (p, p' DDT + p, p' DDE + p, p' DDD + p, p' DDMU)$

muestreos ($p > 0.05$) lo cual indica una estabilidad temporal del tóxico en esta región.

A nivel geográfico se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$), la clasificación "a posteriori" (SNK) resultante se muestra en la tabla V y de manera esquemática en la figura 4. Se observa que las concentraciones medias relativas se localizaron en los ejidos Zaragoza (Est. 6) y Santa Isabel (Est. 7) de la región Noroeste del Valle y en la Estación Coahuila (Est. 12) situada en la región sureste. El nivel máximo detectado fue en la Colonia Carranza (Est. 11) correspondiente a la región central, el resto de las localidades de colecta correspondieron a la clasificación de concentraciones bajas.

El trans-nonaclor fue detectado en pequeñas cantidades en ambos muestreos. En el primer muestreo estuvo presente en el 35 % de las muestras, con un intervalo de concentraciones de 4.00 a 11.98 ng/g P.S. El valor máximo se encontró en la Estación Coahuila (Est. 12) (Tabla III). La incidencia durante el segundo muestreo fue en el 43 % de las muestras, con un intervalo de concentración de 4.75 - 16.55 ng/g P.S., y el máximo

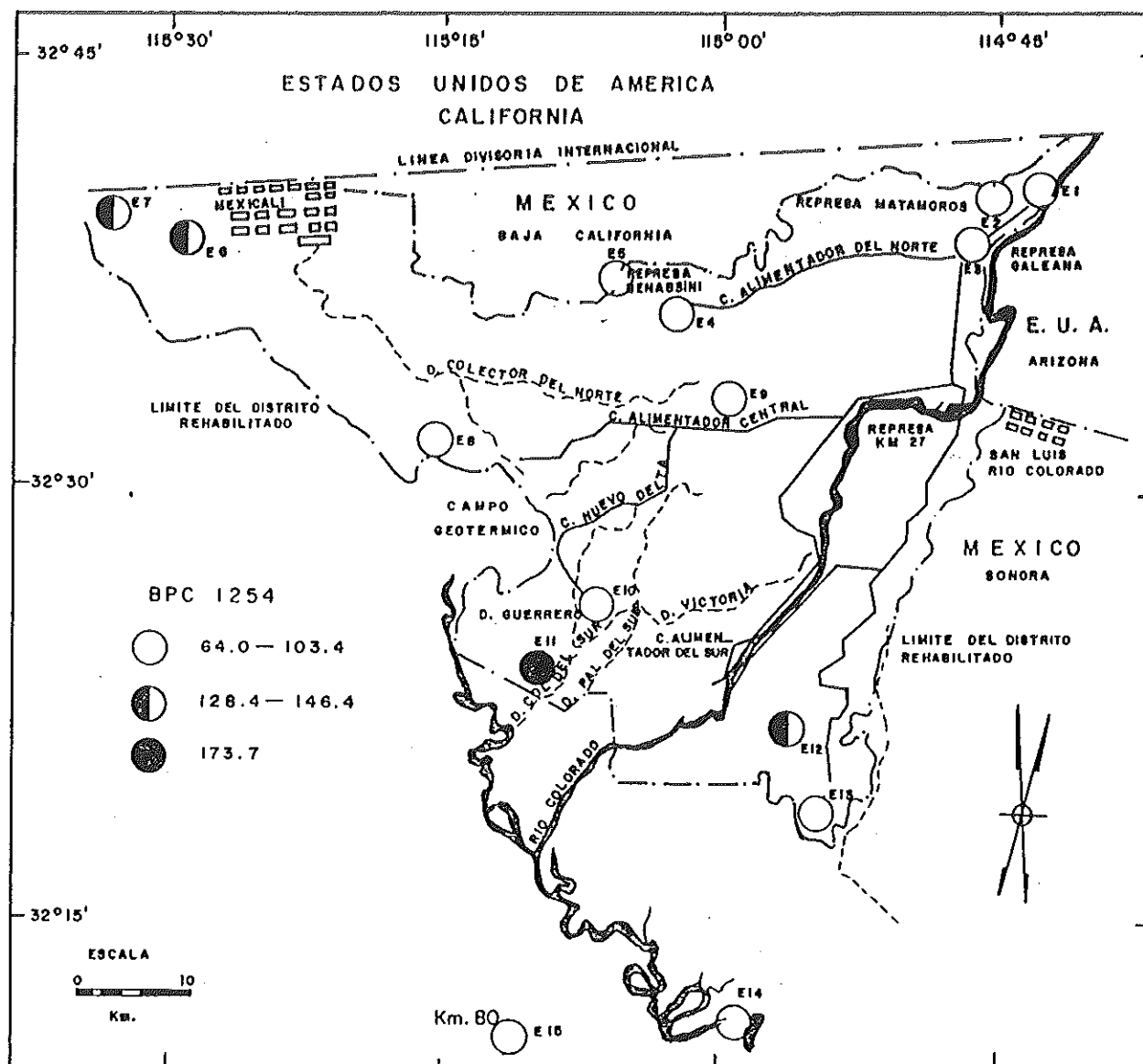


FIG.—4 DISTRIBUCION GEOGRAFICA DE BPC 1254 (ng g^{-1} peso seco) EN *C. fluminea* EN EL VALLE DE MEXICALI, BAJA CALIFORNIA.

también en la Estación Coahuila (Est. 12) (Tabla IV). Estos valores máximos de concentración del trans-nonaclor en ambos muestreos, coincide con el segundo valor máximo detectado para el DDT y con el tercer valor máximo de BPC para esta localidad, esto señala a este lugar como un punto de alta concentración de hidrocarburos clorados relativo al resto del Valle de Mexicali.

En la tabla VII están representadas las características biométricas de los organismos colectados en ambos muestreos y para todas las localidades (Valle de Mexicali y Alto Golfo de California). Para C. fluminea colectada en el Valle de Mexicali se tiene que el tamaño, peso del tejido y el porcentaje de lípidos no fueron significativamente diferentes entre ambos muestreos ($p > 0.05$). Sin embargo, el coeficiente de variación (CV) muestra una variación regional importante en estas características excepto el porcentaje de humedad que fue el atributo menos variable con un CV igual a 4.04 y 5.47 en el primer y segundo muestreo respectivamente. La variación en el porcentaje de lípidos fue más marcada durante el segundo muestreo sin embargo, lo encontrado en ambos casos sugiere una gran variabilidad en la condición sexual de los organismos entre localidades.

Tabla VII. Características biométricas de los organismos colectados en el Valla de Mexicali y Alto Golfo de California durante agosto 1985 (muestreo I) y febrero 1986 (muestreo II). Mostrando la media ($\bar{X}$) y desviación estándar (DS) de cada localidad y la $\bar{X}$, DS y coeficiente de variación (CV) por especie.

Especie	Longitud (mm)		peso del tejido (gr)		% lípidos		% humedad	
	I	II	I	II	I	II	I	II
Corbicula fluminea								
1	36.75 ± 2.91	30.43 ± 2.69	2.52 ± 0.80	2.02 ± 0.55	1.70	1.00	83.39	86.41
2	36.20 ± 1.18	35.08 ± 1.38	2.87 ± 0.45	3.64 ± 0.47	2.40	1.60	79.50	82.84
3	24.98 ± 1.34	24.90 ± 1.27	0.76 ± 0.17	1.67 ± 0.30	3.10	2.50	77.36	77.42
4	32.66 ± 1.24	33.26 ± 1.39	2.04 ± 0.29	3.80 ± 0.46	2.40	2.40	79.67	75.91
5	38.59 ± 3.69	32.35 ± 3.51	3.26 ± 0.91	2.69 ± 0.72	2.30	1.00	79.81	83.21
6	25.74 ± 0.68	32.45 ± 3.58	1.01 ± 0.12	2.36 ± 0.83	1.30	0.70	84.72	89.04
7	25.46 ± 1.23	na	0.82 ± 0.19	na	1.50	na	84.65	na
8	37.53 ± 1.39	34.35 ± 3.32	3.30 ± 0.52	3.79 ± 1.05	2.40	2.20	79.24	82.20
9	29.67 ± 1.44	22.41 ± 1.41	1.49 ± 0.21	1.40 ± 0.29	2.30	2.90	80.15	77.09
10	24.68 ± 1.04	25.98 ± 1.83	0.91 ± 0.13	1.62 ± 0.94	1.60	1.50	82.16	83.36
11	31.65 ± 2.81	31.07 ± 1.49	1.94 ± 0.52	2.24 ± 0.40	1.40	0.80	88.17	88.05
12	29.72 ± 1.18	29.41 ± 0.89	1.54 ± 0.19	2.34 ± 0.32	2.10	2.20	81.35	79.94
13	28.05 ± 0.81	26.84 ± 1.07	0.97 ± 0.23	1.45 ± 0.29	1.20	1.50	88.29	85.94
14	25.74 ± 0.98	31.28 ± 2.58	1.08 ± 0.17	3.42 ± 0.78	2.50	2.80	82.67	75.47
15	na	28.65 ± 1.96	na	2.73 ± 0.39	na	2.70	na	79.34
$\bar{X}$	30.53	29.99	1.75	2.51	2.00	1.90	82.24	81.87
DS	5.07	3.74	0.92	0.86	0.60	0.80	3.32	4.48
CV	16.62	12.50	52.34	34.40	27.90	44.80	4.04	5.47
Chione californiensis								
16	49.24 ± 2.32	49.05 ± 5.83	5.01 ± 0.69	6.61 ± 2.59	1.10	1.10	83.90	85.69
Modiolus capax								
17	81.30 ± 4.12	79.83 ± 4.58	13.02 ± 2.08	12.89 ± 1.77	1.50	1.60	82.40	80.26
18	83.82 ± 8.23	73.11 ± 9.32	21.12 ± 6.29	18.57 ± 5.03	1.80	2.00	78.34	75.97
19	84.07 ± 4.17	87.65 ± 4.59	10.31 ± 1.87	14.71 ± 5.30	1.60	1.50	84.07	79.71
$\bar{X}$	83.06	80.19	14.82	15.39	1.60	1.70	81.60	78.65
DS	1.53	7.28	5.62	2.90	0.20	0.30	2.95	2.33
CV	1.84	9.08	37.92	18.85	9.20	15.20	3.62	2.96

na = no analizado

El porcentaje de lípidos ($r = -0.431$) y el porcentaje de humedad ($r = 0.500$) se correlacionaron significativamente con el BPC ($p < 0.05$ y $p < 0.01$ respectivamente). Sin embargo la relación entre el porcentaje de lípidos ($r = -0.232$) y el porcentaje de humedad ($r = 0.302$) con el ZDDT no fue significativa ($p > 0.05$). Respecto a las otras características biométricas, tamaño y peso del tejido, no hubo correlación significativa ($p > 0.05$) con el ZDDT y los BPC.

Las concentraciones de hidrocarburos clorados detectados en Ch. californiensis colectada en el Golfo de Santa Clara (Est. 16) y en M. capax colectado en el resto de las localidades del Alto Golfo de California (estaciones 17, 18 y 19) durante el primer y segundo muestreo se presentan en las tablas III y IV respectivamente.

El pp'DDE fue el único compuesto detectado para toda la región y los niveles del alto Golfo de California fueron muy bajos comparados con los del Valle de Mexicali. En Santa Clara (Est. 16) los residuos de pp'DDE en el primer muestreo fue de 5.15 ng/g P.S. y un poco más del doble durante el segundo (11.46 ng/g P.S.).

IV. DISCUSION

Como se muestra en la figura 3 las concentraciones de Σ DDT en C. fluminea tienden a incrementarse siguiendo una distribución general de norte a sur y de este a oeste. Registrándose los mayores niveles en la porción sur (estaciones 12, 13 y 14) y en la región noroeste del Valle (estaciones 6 y 7). Las diferencias observadas entre localidades sugieren que la biodisponibilidad de este tóxico no es homogénea en todo el Valle. Este patrón geográfico puede ser explicado como un efecto de los escurrimientos debido a que las aguas que irrigan estas localidades han sufrido un transporte por todo lo largo y ancho del Valle, este factor es reconocido como muy importante en la movilización de contaminantes en zonas agrícolas (Willis y McDowell, 1982). Guardado-Puentes (1976) utilizando la misma especie como bioindicador determina un patrón de distribución geográfico de DDT muy similar para esta región y esto lo atribuye a efectos de transporte aéreo y al uso diferencial de este compuesto entre localidades. Según antecedentes la utilización de este compuesto ha disminuido en los últimos años, por lo que resulta significativo que este patrón de distribución se mantenga muy similar después de una década. Se ha

planteado que los sedimentos actúan como una "trampa" de hidrocarburos clorados y la reducción o anulación de la fuente de estos compuestos al medio ambiente no se refleja sino muy lentamente en los organismos bentónicos (Young et al., 1976; Young et al., 1977; Smokler et al., 1979). Esto sugiere que los residuos medidos en este estudio pueden ser un reflejo del uso intensivo de DDT en épocas pasadas.

Existen antecedentes que señalan al Valle Imperial como una fuente importante de hidrocarburos clorados a la región. Agee (1984) en un estudio de vigilancia efectuado en California, E. U. A. encuentra que los niveles de DDT así como de otros hidrocarburos clorados superan el criterio propuesto de alta concentración a nivel estatal en varias especies de peces tales como Cyprinus carpio y Tilapia sp colectadas en el sistema de riego del Valle Imperial. Mora-Zacarias (1984) en un estudio de contaminación por DDT en el pato Anas acuta de la región del mar Salton (lugar que recibe los escurrimientos agrícolas del Valle Imperial), detecta también altos niveles de este compuesto y esto lo atribuye principalmente a fuentes locales, a esta misma conclusión se ha llegado en otros estudios (Clark y Krynsky, 1983; Schmitt et al.,

1985). Schmitt et al., op cit reportan concentraciones de DDT en un intervalo de 1 000 - 2 600 ng/g peso humedo en peces tales como el bocón (Micropterus salmoides) y la lisa (Mugil cephalus) colectados en el Río Colorado antes de su entrada a México, encontrando además que en una muestra de lisa el ppDDT constituía el 23 % de ZDDT. Estos autores sugieren que parte de estos residuos son acumulados cuando esta especie se introduce por el Río Colorado a territorio mexicano. Aun cuando en este estudio se trabajo con moluscos, nuestros resultados no apoyan esta conclusión dado que la concentración máxima medida en C. fluminea fue de 268.07 ng/g peso humedo y el porcentaje de ppDDT no fue mayor al 13 % respecto al ZDDT para toda la región del Valle de Mexicali. Estos antecedentes pudieran explicar las altas concentraciones detectadas en la región noroeste del Valle así como en la Colonia Cuervitos (Est. 2), localidades adyacentes al Valle Imperial (Fig. 3).

Los niveles de ZDDT encontrados en este trabajo son bajos comparados con otras zonas agrícolas de California. E. U. A. . . Stephenson et al. (1985) utilizando como indicador biológico a C. fluminea colectada en la región agrícola de San Joaquín en la parte central de California, reporta un valor medio nueve veces mayor al calculado en

este estudio. Esto indica una diferencia importante en la biodisponibilidad del tóxico entre ambas regiones.

En el Valle de Mexicali no fueron detectadas diferencias estacionales en las concentraciones de ZDDT entre los muestreos efectuados. Phillips (1980) enumera varios factores que pueden afectar la estacionalidad de los contaminantes en la biota acuática, entre los más importantes refiere la biodisponibilidad del compuesto en el medio ambiente y la fisiología del organismo, particularmente su ciclo sexual. En nuestro estudio se observan concentraciones de ZDDT un poco mayores durante el primer muestreo (Tabla III) que durante el segundo (Tabla IV). Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas. Esta estabilidad temporal puede deberse a que el DDT es un compuesto muy persistente en el medio ambiente (Addison, 1976; Holden, 1981), y la degradación es un proceso muy lento (Juergst y Alexander, 1975; Alexander, 1981). Satmadjis y Votsinou-Taliadouri (1983) plantean que la distinción de un patrón estacional requiere de datos obtenidos durante varios años y nuestro período entre muestreos fue sólo de seis meses. Sin embargo, comparando nuestros resultados con las concentraciones reportadas por Guardado-Puentes (1976) para la misma

especie en la misma localidad se observa una disminución global de alrededor de 6 veces en las concentraciones detectadas, ésto refleja una disminución consistente en su uso en la última década.

Es ampliamente conocido que la concentración de organoclorados encontrada en los organismos está influenciada por la variación en los lípidos (Phillips, 1980; Phillips, 1985), variación a su vez asociada principalmente con la condición sexual. Estudios detallados en el comportamiento reproductivo de G. fluminea reportan dos periodos de desove en el año, el primero en primavera y el segundo en otoño (McMahon, 1983). Esto indica una gran variación anual en el contenido de lípidos. En el presente estudio la relación entre los lípidos y el ZDDT no fue significativa ($r = -0.232$, $p > 0.05$). Phillips (1980) establece que una alta desviación estándar de la media en las concentraciones de hidrocarburos clorados enmascara cualquier correlación organoclorado-lípido. Es decir, cuando las diferencias de concentraciones entre localidades es importante, como en esta región, éstas dependen más de la biodisponibilidad en cada lugar que de la variabilidad asociada a los lípidos. Esto puede explicar la baja correlación entre el porcentaje de lípidos

y las concentraciones de DDT obtenidas en este trabajo. El coeficiente de correlación negativo indica un proceso de dilución. Es decir a un aumento en el contenido de lípidos existe una disminución en la concentración de DDT en el organismo contrariamente a lo esperado, esto es un argumento que refuerza la hipótesis de que no existe en la actualidad una fuente importante de este compuesto en la región. Por otra parte no se encontró ninguna relación entre los niveles de DDT registrados en C. fluminea con el tamaño y peso de los organismos, esto coincide con lo reportado por Phillips (1980) indicando que estos factores son aun menos importantes como fuente de variación que el contenido de lípidos.

La degradación del pp'DDT puede seguir varias rutas, una vía es la producción de DDE la cual se ha propuesto como una ruta metabólica terminal (Addison, 1976). La otra ruta de degradación pasa a través del pp' DDD vía la desclorinación del DDT dando compuestos más polares tales como el pp' DDMU y pp' DDMS, los cuales son más fácilmente eliminados (Menzie, 1974; Matsumara, 1975).

Los procesos de degradación pueden ser afectados por factores físico-químicos. Sin embargo, esto es difícil de

evaluar (Guerzi y Beard, 1975). Es probable que los microorganismos sean los responsables de la mayoría de la degradación producida tanto en suelos como en organismos superiores (Alexander, 1981; Dagley, 1983). La conversión de DDT a DDE resulta en un compuesto con mucha mayor resistencia a la descomposición que el pesticida original (Juerst y Alexander, 1975).

Nuestros resultados indican que el pp' DDE es el compuesto más abundante y ampliamente distribuido en los organismos colectados en el Valle de Mexicali. Las razones de DDE/ΣDDT variaron en forma global entre el 82 al 100 % (Tabla VI). Esto sugiere que la mayoría del DDT presente en nuestras muestras no es de reciente aplicación. Estos resultados son consistentes con los reportados por Stephenson, et al. (1985) trabajando con la misma especie en el Estado de California, E. U. A. así como con varios estudios hechos en otras especies de bivalvos del Pacífico noroccidental principalmente del género Mutilus (Smokler, et al., 1979; Gutiérrez-Galindo et al., 1983; Martín y Castle, 1984; Martín, 1985).

El BPC a diferencia del DDT no muestra un patrón geográfico bien definido. El BPC presenta valores

generalmente bajos y una distribución más o menos homogénea en toda la región. Sin embargo, las diferencias a nivel geográfico fueron significativas (Tabla V). La concentración máxima de BPC se encontró en la parte central del valle (Est. 11) y los valores medios (Ests. 6, 7 y 12) coinciden con los valores máximos detectados para DDT. En estudios realizados en regiones donde se detectan altas concentraciones de BPC éstas se asocian a fuentes cercanas, principalmente a zonas industriales adyacentes y a descargas de aguas residuales (Young, et al., 1977; Goldberg, et al., 1978; Martin y Castle, 1984; Martin, 1985).

Los bajos niveles de BPC detectados en C. fluminea así como su estabilidad temporal indican que no existe una fuente particularmente importante de este compuesto en el Valle de Mexicali. Nishikawa-Kinomura y Flores-Muñoz (1971) plantean que la combustión de materiales plásticos en la ciudad de Mexicali pueden constituir una fuente de BPC al valle agrícola. Esta hipótesis puede explicar parcialmente los valores medios encontrados en las estaciones 6 y 7 localizadas cerca de la ciudad. Por otra parte, la alta concentración detectada en la estación 11, cercana a la planta geotérmica de Cerro Prieto (Fig. 4),

sugiere que ésta como fuente de BPC al medio ambiente no puede ser descartada, debido a la posible fuga de flúidos dieléctricos de transformadores y capacitores que contienen BPC.

La relación entre el BPC y el porcentaje de lípidos en el presente estudio fue baja, pero significativa ($r = -0.431$, $p < 0.05$). Lo que puede indicar que el ciclo sexual tuvo un efecto apreciable en las concentraciones de BPC. Cowan (1981) sugiere que las diferencias en el contenido de residuos de organoclorados causadas por la condición de desove y el tamaño son pequeñas comparadas con las diferencias entre áreas limpias y contaminadas. En este compuesto al igual que con el DDT se observa un proceso de dilución al presentar una correlación negativa con los lípidos, indicativo de que no existe una fuente constante de BPC al medio ambiente en la región.

El BPC y el ZDDT presentaron una correlación significativa ($r = 0.411$, $p < 0.05$), ésto puede ser un efecto de la similitud de ambos compuestos en su comportamiento fisiológico y ambiental (Bryan, 1979), ya que comparten un alto coeficiente de partición octanol/agua (Chiou, et al., 1977; Gossett, et al., 1983). Sin

embargo, el BPC puede ser acumulado más eficientemente que el resto de los organoclorados (Addison, 1976; Phillips, 1980). Langston (1978) y Ghirelli, et al (1984) sugieren varias rutas de incorporación de BPC en los organismos siguiendo un proceso de adsorción desadsorción en materia orgánica y partículas en suspensión y de éstos a los organismos superiores. Este mecanismo puede tener aquí una importancia relevante dada la gran cantidad de materia orgánica movilizada por las aguas de riego.

Los niveles de trans-nonaclor detectados en G. fluminea en el Valle de Mexicali para los dos muestreos realizados fueron siempre bajos. En ambos muestreos fueron registrados en menos del 50 % de las muestras para esta región y sólo en algunas localidades fueron encontrados (Tablas III y IV). Los niveles máximos detectados coinciden en la Estación Coshuila (Est. 12) situada en la región sur del Valle; la cual constituye una de las regiones más contaminadas por DDT.

El trans-nonaclor es un compuesto presente en pequeñas cantidades en el clordano técnico (Menzie, 1974; Watts, 1980) y la presencia de este en el medio ambiente es consecuencia de que el trans-nonaclor es el componente más

persistente del clordano (Schmitt et al., 1985), el cual es utilizado como insecticida. No se cuenta con información sobre el uso actual del clordano en el Valle de Mexicali, pero la presencia de residuos de trans-nonaclor sugiere una utilización en pequeña escala.

El pp' DDE, metabolito del pp' DDT fue el único compuesto detectado en el Alto Golfo de California en ambos muestreos (Tablas III y IV). Los niveles siempre fueron bajos para toda la región. La concentración media de pp' DDE encontrada en Ch. californiensis (estación 16) fue de 8.31 ng/g P.S. Guardado-Puentes (1976) reporta un valor promedio de 67.05 ng/g P.S. de ZDDT en la misma región utilizando a la misma especie como bioindicador, siendo el op DDD el metabolito más abundante. Esta diferencia puede ser explicada en función de una disminución en la biodisponibilidad en ambas épocas.

Para el caso de M. capax colectado en el resto del Golfo del California (Est. 17, 18 y 19) no se observa un patrón definido de las concentraciones de pp' DDE tomando ambos muestreos como conjunto. Durante el muestreo de agosto de 1985 se observa un pequeño gradiente de Norte a Sur teniéndose el nivel mayor de pp' DDE en la región Norte

(Tabla III). Durante el muestreo de febrero de 1986 la concentración más alta fue detectada en la localidad que se encuentra más al sur (Tabla IV). Estas pequeñas variaciones en los residuos de pp' DDE pueden deberse a variaciones propias en la condición de los organismos (principalmente en el contenido de lípidos) así como a variaciones en la biodisponibilidad del contaminante.

No existen antecedentes de estudio para esta zona, Nishikawa-Kinomura y Flores-Muñoz (1971) sugieren que el Valle de Mexicali puede ser una fuente importante de insecticidas a esta región y proponen que el transporte eólico es el factor más importante de movilización de estos contaminantes, sin embargo esto nunca ha sido evaluado.

Los niveles de DDT encontrados en el presente estudio fueron menores a los reportados para la costa noroccidental de Baja California utilizando a Mutilus californianus como indicador biológico de contaminación (Gutiérrez-Galindo, et al., 1983) y al ostión Crassostrea gigas en la Bahía de San Quintín (Gutiérrez-Galindo, et al., 1984).

Los niveles de hidrocarburos clorados medidos en toda la región de estudio se encuentran por lo menos un orden de

magnitud por debajo de los límites tolerados para consumo humano (USFDA, 1984) de 5.0 ug/g de tejido humedo para DDT, 2.0 ug/g de tejido humedo para BPC y 0.3 ug/g de peso humedo para clordano. Así como tampoco sobrepasan los niveles de acción de 1.0 ug/g de peso humedo para DDT, 0.5 ug/g de peso humedo para BPC y 0.1 ug/g de peso humedo para clordano propuestos por la NAS (1972), que constituyen un peligro al medio ambiente.

V. CONCLUSIONES

1) De los hidrocarburos clorados analizados en C. fluminea del Valle de Mexicali sólo fueron detectados regularmente el DDT, BPC 1254 y ocasionalmente el trans-nonaclor.

2) El ZDDT no mostró diferencias temporales. A nivel geográfico se observó un gradiente general de norte a sur y de este a oeste, presentándose las mayores concentraciones en la región sur y noroeste del Valle.

3) El patrón geográfico de ZDDT encontrado en este estudio coincide con el reportado para la misma localidad hace más de una década. Sin embargo, las concentraciones medias han disminuído alrededor de 6 veces en el mismo intervalo de tiempo.

4) Varios elementos sugieren que los residuos medidos de DDT son producto del uso intensivo en épocas pasadas y que en la actualidad no existe un aporte importante de este compuesto a la región.

5) El BPC 1254 no presentó diferencias temporales.

Geográficamente no muestra un patrón definido, las mayores concentraciones detectadas parecen estar asociadas a fuentes cercanas tales como la ciudad de Mexicali y la planta geotérmica de Cerro Prieto.

6) El Trans-nonaclor fue detectado ocasionalmente y en concentraciones muy bajas, los mayores niveles encontrados coinciden en puntos de alta concentración de DDT y BPC en la región sur del Valle.

7) Para la región del Alto Golfo de California sólo fue detectado el ppDDE (metabolito del ppDDT).

8) El nivel de ppDDE encontrado en Ch. californiensis fue alrededor de 8 veces menor al DDT reportado hace más de una década.

9) Las concentraciones de ppDDE medidas en M. canax no mostraron diferencias temporales ni geográficas, y los valores son bajos comparados a los reportados en mejillones Mytilus californianus de la costa noroccidental de Baja California.

10) La concentración máxima de hidrocarburos clorados

medida en este estudio se encuentra cuando menos un orden de magnitud por debajo del límite establecido por la ÚSFDA y la NAS que pueden causar problemas a la salud humana y al medio ambiente.

VI. BIBLIOGRAFJA

- Addison, R. F. 1976. Organochlorine compounds in aquatic organisms: their distribution, transport and physiological significance. in: A. P. M. Lockwood (Ed). Effects of pollutants on aquatic organisms. Cambridge Univ. Press :127-143.
- Agee, B. A. 1984. Toxic substances monitoring program. California State Water Resources Control Board. Water Quality Monitoring Report. no. B6-4WQ.
- Alexander, M. 1981. Biodegradation of chemicals of environmental concern. Science 211 (9):132-138.
- Anónimo. 1985. Agrochemicals and their impact on the environment. Ind. and Environ. UNEP 8(3):1-2.
- Bennett, B. G. 1983. Exposure of man to environmental PCBs- An exposure commitment assessment. Sci. Total. Environ. 29:101-111.
- Bligh, E. G. y W. J. Dyer. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. Can. J. Biochem. Physiol. 37(8): 911-917.
- Bryan, G. W. 1979. Bioaccumulation of marine pollutants. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 286:483-505.
- Butler, P. A. 1973. Organochlorine residues in estuarine mollusks, 1965-72 National Pesticide Monitoring

- Program. Pestic. Monit. J. 6(4):238-246.
- Chiou, C. T., V. H. Freed, D. W. Schmedding y R. L. Kohnert. 1977. Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Technol. 11(5):475-478.
- Clark, D. R. Jr. y A. J. Krynitsky. 1983. DDT: recent contamination in New Mexico and Arizona. Environ. 25 (5):27-31.
- Cowan, A. A. 1981. Organochlorine compounds in mussels from Scottish coastal waters. Environ. Pollut. Ser. B. 2:129-142.
- Dagley, S. 1983. Biodegradation and biotransformation of pesticides in the earth's Carbon cycle. Res. Rev. 85:127-137.
- Duke, T. W. y D. P. Dumas. 1974. Implications of pesticide residues in the coastal environment. in: F. J. Vernberg y W. B. Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms. Academic Press. 137-164.
- Eisler, R. 1979. Behavioural responses of marine poikilotherms to pollutants. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 286:507-521.
- Farrington, J. W. 1983. Bivalves as sentinels of coastal chemical pollution : the mussel (and oyster) watch.

- Oceanus. 26 (2):18-29.
- Garmon, L. 1982. Puzzled over PCBs. Science News. 121:361-363.
- GESAMP. 1980. Interchange of pollutants between the atmosphere and the oceans. World Meteorological Organization. Report and Studies no. 13. 55 pp.
- GESAMP. 1982. The review of the health of the oceans. UNESCO. Report and Studies no. 15. 108 pp.
- Ghirelli, R. P., F. H. Palmer, T. L. Spielman, M. Jung, R. L. Severaid, G. W. Bowes y D. B. Cohen. 1984. Polychlorinated biphenyls(PCBs). CSWRCH. Toxic Substances Control Program. Special Projects Report no. 83-isp. 173 pp.
- Goldberg, E. D., V. T. Bowen, J. W. Farrington, G. Harvey, J. H. Martin, P. L. Parker, R. W. Risebrough, W. Robertson, E. Schneider y E. Gamble. 1978. The mussel watch. Environ. Conserv. 5 (2):101-125.
- Goldberg, E. D. (ed). 1980. The International Mussel Watch. National Academy of Sciences. Washington, D. C. 248 pp.
- Goldberg, E. D. 1983. Removing a mood of uncertainty. Mar. Pollut. Bull. 14 (5):157.
- Gossett, R. W., D. A. Brown y D. R. Young. 1983.

Predicting the bioaccumulation of organic compounds in marine organisms using octanol/water partition coefficients. Mar. Pollut. Bull. 14 (10): 387-392.

Guardado-Puentes, J. 1976. Concentración de DDT y sus metabolitos en el Valle de Mexicali y Alto Golfo de California. Rep. Calif. Coop. Ocean. Fish. Invest. 18:73-80.

Querzi, W. D. y W. E. Beord. 1975. Soil environmental factors affecting organo-chlorinated pesticide persistence. in: P. Koivistoinen (ed) Pesticides. Environmental Quality and Safety. Sup. Vol. III. Georg Thieme Pub. Stuttgart. 811 pp.

Gutiérrez-Galindo, E. A. , S. A. Sañudo-Wilhelmy y B. P. Flores-Báez. 1983. Variación espacial y temporal de pesticidas organoclorados en el mejillón Mutilus californianus (Conrad) de Baja California. Ciencias Marinas 9 (1):7-18.

Gutiérrez-Galindo, E. A., G. Flores-Muñoz y J. A. López-Mendoza. 1984. DDT en el ostión Crassostrea gigas (Thunberg) cultivado en Bahía San Quintín, Baja California. Ciencias Marinas 10 (3):17-30.

Heckman, C. W. 1982. Pesticide affects on aquatic habitats. Environ. Sci. Technol. 16 (1):48-57.

- Holden, A. V. 1981. Organochlorines—An overview. Mar. Pollut. Bull. 12 (4):110-115.
- Juengst, F. W. y M. Alexander. 1975. Effect of environmental conditions on the degradation of DDT in model marine ecosystems. Mar. Biol. 33:1-6.
- Langston, W. J. 1978. Persistence of Polychlorinated Biphenyls in marine bivalves. Mar. Biol. 46:35-40.
- Martin, M. 1985. State mussel watch: toxics surveillance in California. Mar. Pollut. Bull. 16 (4):140-146.
- Martin, M. y W. Castle. 1984. Petrowatch: petroleum hydrocarbons, synthetic organic compounds, and heavy metals in mussels from the Monterey Bay area of central California. Mar. Pollut. Bull. 15 (7):259-266.
- Matsumara, F. 1975. Toxicology of Insecticides. Plenum Press. 503 pp.
- McMahon, R. F. 1983. Ecology of an invasive pest bivalve, Corbicula. in: A. J. M. Saleuddin y K. M. Wilburg (Eds). The Mollusca. Academic Press. Vol (6) chp 12:505-561.
- Menzie, C. M. 1974. Metabolism of Pesticides. An update. U. S. Fish and Wildlife Service. Special Scientific Report. Wildlife no. 184. Washington, D. C. 484 pp.

- Miranda-Meneses, V. M. 1982. Impacto ecológico por el uso de insecticidas en el Valle de Mexicali, B. C. Tesis Profesional, Escuela Superior de Ciencias Agrícolas, UABC. Ejido Nuevo León, B. C. 98 pp.
- Modin, J. C. 1969. Chlorinated hydrocarbon pesticides in California bays and estuaries. Pestic. Monit. J. 3(1):1-7.
- Mura-Zacarias, M. A. 1984. Seasonal and geographical variation of organochlorines in waterfowl from California and Mexico. M. S. Thesis. University of California. Davis, California. 46 pp.
- National Academy of Sciences (NAS), National Academy of Engineering. 1972. Section III-Freshwater aquatic life and wildlife, Water quality criteria. Ecological Research Series, EPA-33-73-033. March 1973. pp 106-113.
- Nieblas-Ortíz, E. C. 1986. Reubicación del receptor de desechos agroquímicos y disposición final de los mismos por el método de relleno sanitario en el municipio de Mexicali, B. C. Tesis profesional. Escuela Superior de Ciencias Biológicas, UABC. Ensenada, B. C. 116 pp.
- Nishikawa-Kinomura, K. A. y G. Flores-Muñoz (eds). 1971. Estudio químico sobre la contaminación de

- insecticidas en la desembocadura del río Colorado.
Informe final Vol. II y III. Instituto de
Investigaciones Oceanológicas, UABC. Ensenada, B. C.
- Peakall, D. B. 1970. DDT-induced inhibition of avian
shell gland carbonic anhydrase: a mechanism for thin
eggshells. *Science* 168:594-595.
- Phillips, D. J. H. 1950. Quantitative Aquatic
Biological Indicators. Applied Science Pub. LTD.
London. 488 pp.
- Phillips, D. J. H. 1985. Organochlorines and trace
metals in green-lipped mussels Perna viridis from Hong
Kong waters: a test of indicator ability. *Mar.
Ecol. Prog. Ser.* 21:251-258.
- Phillips, D. J. H. y D. A. Segar. 1986. Use of
bio-indicators in monitoring conservative
contaminants: programme design imperatives. *Mar.
Pollut. Bull.* 17(1):10-17.
- Pimentel, D., J. Krummel, D. Gallahan, J. Hough, A.
Merrill, I. Schreiner, P. Vittum, F. Kosiel, E.
Back, D. Yen y S. Fiance. 1978. Benefits and costs
of pesticide use in U. S. food production.
Bioscience 28 (12):772-784.
- Pimentel, D. y C. A. Edwards. 1982. Pesticides and
ecosystems. *Bioscience* 32 (7):595-600.

- Pimentel, D. y L. Levitan. 1986. Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests. *Bioscience* 36 (2):86-91.
- Román, J. C. y J. L. Traya. 1986. Uso de agroquímicos en el Valle de Mexicali. Colegio de la Frontera Norte. Mexicali, B. C. Manuscrito 13 pp.
- S.A.R.H. 1981. Distrito de riego No. 014, río Colorado. Representación general en el estado de Baja California. México, D. F.
- Satmadjis, J. y F. Volsinoo-Talidouri. 1982. musculus galloprovincialis and Parapenaeus longirostris as bioindicators of heavy metal and organochlorine pollution. *Mar. Biol.* 76:115-124.
- Schmitt, C. J., J. L. Zajicek y M. A. Ribick. 1985. National pesticide monitoring program: residues of organochlorine chemicals in freshwater fish, 1980-81. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:225-260.
- Schreiber, R. W. 1980. The brown pelican: an endangered species. *Bioscience* 30 (11):742-747.
- Smokler, P. E., D. R. Young y K. L. Gard. 1979. DDTs in marine fishes following termination of dominant California input: 1970-77. *Mar. Pollut. Bull.* 10 (11):331-334.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1969. *Biometry*. W. H.

- Freeman and Co. San Francisco. 831 pp.
- Spurrier, E. C. 1985. Pesticide safety programmes geared to needs of developing countries. Ind. and Environ. UNEP 8 (3):13-15.
- S.R.H. 1971. Boletín Hidrológico No. 28. Distrito de riego No. 14. Regiones Hidrológicas No. 1 a 7. Baja California I-22-32. México, D. F.
- Stephenson, M., D. Smith, G. Ichikawa, J. Goetzl, S. Eastman, M. Manera, J. Bennett y M. Martin. 1985. State Mussel Watch Program. Preliminary Data Report 1984-1985. SWRCB. 27 pp. 3 apéndices.
- UNB. 1984. Consolidated list of products whose consumption and/or sale have been banned, withdrawn, severely restricted or not approved by governments. United National Secretariat. General Assembly Resolution 37/137.
- U. S. Food and Drug Administration (USFDA). 1984. Action Levels for Chemical and Poisonous Substances.
- U. S. Department of Health, Education and Welfare. Public Health Service.
- Watts, R. R. 1980. Analytical reference standards and supplemental data for pesticides and other organic compounds. U. S. EPA-600/2-81-011. 182 pp.
- Willis, G. H. y L. L. McDowell. 1982. Pesticides in

- agricultural runoff and the effects on downstream water quality. Environ. Toxicol. Chem. 1:267-279.
- Woodwell, G. M. 1970. Effects of pollution on the structure and physiology of ecosystems. Science 168:429-433.
- Young, D. R., T. C. Hessen y D. J. McDermott. 1976. An offshore biomonitoring system for chlorinated hydrocarbons. Mar. Pollut. Bull. 7 (8):156-159.
- Young, D. R., D. McDermott-Ehrlich y T. C. Hessen. 1977. Sediments as sources of DDT and PCB. Mar. Pollut. Bull. 8 (11):254-257.
- Zar, J. H. 1974. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N. J. 629 pp.