

RESIDUOS DE INSECTICIDAS ORGANOCOLORADOS EN ALGUNOS ECOSISTEMAS ACUATICOS DEL SE DE LA PROVINCIA DE CORDOBA. III. NIVELES EN EL CANGREJO DE RIO (AUSTROPOTAMOBIVS PALLIPES LEREB.).

(ORGANOCHLORINE INSECTICIDE RESIDUES IN CERTAIN FRESHWATER ECOSYSTEMS OF THE SE OF CORDOBA PROVINCE. III. LEVELS IN THE CRAYFISH).

por

Aniceto López Fernández\*(\*\*) y Félix Infante Miranda\*(\*\*\*)

\* Sección de zoología y contaminación ambiental del Instituto de zootecnia del C.S.I.C.

\*\* Cátedra de ecología. Facultad de ciencias. Universidad de Córdoba (España).

\*\*\* Departamento de farmacología y toxicología. Facultad de veterinaria. Universidad de Córdoba (España).

Palabras clave: Ecología. Agua. Contaminación. Insecticidas. Cangrejo.

Keywords: Ecology. Water. Pollutants. Insecticides. Crayfish.

Summary

This study deals with the effect of some pesticides on the decreasing populations of crayfish in the south-east of Cordoba province.

150 crayfishes from two different localities have been analysed. The exemplar were divided in three different age groups. Viscera, muscle and exoskeleton were independently analysed using gas-chromatography techniques.

Three types of insecticides were investigated: Hexachlorocyclohexanes (HCHs), Cyclodienes (CDs) and Dichlorodiphenylethanes (DDTs). In all samples quantitatively predominated the HCHs residues followed by DDTs and CDs.

The high concentrations of insecticide residues found in exoskeleton means that the ecdysis is an effective mechanism for the elimination of insecticide residues from these crustaceans. It is also possible to deduce an inverse relationship between HCH contamination level and crayfish size.

Recibido para publicación el 10-7-1981.

LOPEZ E INFANTE: INSECTICIDAS ORGANOCORADOS EN EL CANGREJO DE RIO.

The high amounts of HCH found, mainly in small crayfish, and its uncontrolled capture appear to be reasons of the decreasing of crayfish populations in the area studied.

Resumen

Se ha investigado la incidencia que poseen los insecticidas organoclorados en la disminución del efectivo de las poblaciones del cangrejo de río en el SE de la provincia de Córdoba. Se han analizado un total de 150 cangrejos, procedentes de dos localidades, los cuales se han separado en tres clases de edad. De cada ejemplar se analizan por cromatografía gaseosa tres fracciones: vísceras cefalotorácicas, músculo del pleon y exoesqueleto.

De los tres grupos de insecticidas investigados (HCHs, ciclodienos y DDTs) los HCHs son los de mayor importancia cuantitativa, seguidos de los DDTs y CDs. Las elevadas concentraciones de insecticidas que se encuentran en el exoesqueleto hacen que la ecdisis se revele como un eficaz mecanismo de eliminación de pesticidas en estos crustáceos. Se pone de manifiesto la relación inversa entre el grado de contaminación por HCHs y el tamaño de los cangrejos. Las elevadas tasas de HCHs, especialmente de los individuos pequeños, y la captura incontrolada de este decápodo, serían las causas de la disminución de esta especie en el SE de la provincia de Córdoba.

---

La disminución del efectivo de las poblaciones de cangrejo de río en algunos ecosistemas acuáticos del SE de la provincia de Córdoba, fue la circunstancia que nos movió, tal como se ha expuesto en dos publicaciones anteriores (López y Infante (13, 14) ), a intentar esclarecer la posible participación que en este hecho pudieran ejercer productos fitosanitarios de amplio uso agrícola, como los insecticidas organoclorados, dado que los cursos de agua a los que nos referimos transcurren entre huertas y olivares que son periódicamente tratados con pesticidas.

En el cangrejo se evalúa la acumulación de estos residuos en tres fracciones orgánicas distintas: vísceras cefalotorácicas, músculo del pleon y exoesqueleto, con objeto de detectar las posibles diferencias

que pudieran existir. De otro lado se establece una división atendiendo al tamaño de estos decápodos, para conocer si existe alguna relación entre la edad y el grado de contaminación que presentan.

Los resultados obtenidos constituirán uno de los puntos de partida para decidir si en las circunstancias actuales es o no posible la explotación simultánea de los productos agrícolas y de los cangrejos, especie actualmente muy apreciada por el hombre por su elevado valor culinario.

#### Revisión bibliográfica

Los hidrocarburos clorados producen sobre el sistema nervioso de los crustáceos acuáticos un efecto estimulante (Sheridan (20)). El mecanismo de acción del DDT, según Narahashi y Haas (17), se debe a que produce a nivel de la membrana del nervio un incremento de la conductancia del sodio y una supresión del incremento de la conductancia del potasio, lo que motiva un aumento de la despolarización y la aparición subsiguiente de sucesivas descargas repetitivas (Van den Bercken (23)). Para otros autores (Cutkomp y col. (6)) el mecanismo básico de acción del DDT se debería a la inhibición de la ATPasa sodio-potasio.

La exposición aguda a los insecticidas organoclorados (IO) provoca, en los cangrejos, movimientos natatorios desordenados, pérdida de equilibrio, hiperirritabilidad, convulsiones y parálisis que pueden conducirles eventualmente a la muerte en 24-96 horas (Mahood y col. (15)). En cualquier caso, estas manifestaciones van a impedir una adecuada respuesta de los cangrejos ante el ataque de sus predadores (Krebs y Valiela (11)).

El desarrollo larvario también se ve afectado por la presencia de estos productos, que provocan una amplia gama de respuestas, las cuales varían desde el alargamiento de las distintas fases del desarrollo ontogénico hasta la muerte, según sea la sustancia que actúe y su concentración (Epifanio (8); Bookhout y col. (4) y Armstrong y col. (2)).

Fingerman y Fingerman (9) apuntan interferencias, causadas por estos productos, en los procesos de muda de los cangrejos, que se concretan en un retraso o inhibición de la ecdisis.

De otra parte, es conocida la acumulación en las gónadas de los residuos de IO, cuando llegan a ellos transportados por los fosfolípidos del hepatopáncreas, a los que se encuentran unidos, ocasionando graves trastornos en la ovogénesis y, en menor cuantía, en la espermatogénesis,

dado la menor riqueza lipídica de las gónadas masculinas (Sheridan (20)).

Sobre Austropotamobius pallipes Lereb. no hemos encontrado ninguna referencia bibliográfica que aluda al problema que nos ocupa, aunque autores como Krebs y col. (10) y Krebs y Valiela (11) han puesto de manifiesto la reducción de las poblaciones de Uca pugnax (un cangrejo detritívoro de estuario) por acción de insecticidas organoclorados como el aldrín y el dieldrín.

La mayoría de las publicaciones que versan sobre contaminación por residuos de IO, en cangrejos de agua dulce, se refieren a los cangrejos del género Procambarus (Albaugh (1); Markin y col. (16) ).

En España nosotros hemos abordado el estudio de los niveles de contaminación por residuos de IO del cangrejo rojo americano de río Procambarus clarkii Girard, introducidos en 1974 en las marismas del río Guadalquivir (López Fernández y col. (12) ).

#### Material y métodos

Dos han sido los cursos de agua muestreados: el manantial del río Cabra y la cabecera del río Palancar, ambos situados en el SE de la provincia de Córdoba.

De entre los cangrejos capturados en cada localidad se formaron tres grupos de 25 individuos, atendiendo a su tamaño. El primer grupo o clase de edad comprende los ejemplares cuyo tamaño oscila entre los 32,5-50,5 mm. El segundo, entre 50,5-68,5 mm; y el tercero, entre 68,5-86,5 mm; medidas efectuadas desde el ojo al extremo del telson.

A los cangrejos pequeños les atribuimos una edad comprendida entre los 6-8 meses y los dos años; a los medianos, entre dos y cuatro; y a los grandes, entre cuatro y seis. Se mantuvieron a -20° C hasta el momento de su preparación. De cada uno de los cangrejos se consideraron tres submuestras: vísceras cefalotorácicas, músculo del pleon y exoesqueleto, que se prepararon siguiendo el método descrito por Reynolds (19) y Baluja y col. (3), utilizado por nosotros en anterior publicación (López Fernández y col. (12)).

El análisis de los 450 extractos hexánicos obtenidos se efectúa en un cromatógrafo de gases Hewlett Packard, modelo 7550 G, equipado con detector de captura electrónica Ni<sup>63</sup> e integrador HP 3380 A. Las condi-

ciones operativas y el patrón utilizado fueron descritos en anterior publicación (López e Infante (13) ).

Hemos empleado la d'ócima de la U de Mann Whitney (Siegel (21); Sokal y Rohlf (22) ) en los casos de muestras independientes; y la de Wilcoxon (Siegel (21) ), en el caso de muestras relacionadas.

El tratamiento estadístico se ha realizado con un ordenador IBM modelo 5100 del Centro de Cálculo de la Universidad de Córdoba.

### Resultados y discusión

En los cuadros I y II se recogen los niveles medios de contaminación de cada una de las fracciones orgánicas de los cangrejos que se han analizado, distinguiendo entre las tres clases de edad establecidas. El cuadro I corresponde a los cangrejos del río Éabra, y el II, a los del Palancar. Estos cuadros también incluyen el porcentaje de incidencia o frecuencia en la aparición de cada uno de los insecticidas investigados.

Los resultados obtenidos apuntan la existencia de una gran similitud entre las dos localidades estudiadas, en el sentido de que para una significación del 99 p.100 los niveles de contaminación por residuos de HCHs son superiores a los de CDs y DDTs; y a su vez, los de estos últimos, superiores a los de ciclodienos. Al aplicar la d'ócima de Wilcoxon encontramos que en vísceras y músculo los niveles de lindano son superiores ( $p < 0,01$ ) a los de los isómeros alfa y beta del HCH. En el exoesqueleto, por el contrario, se invierte la relación apuntada.

La presencia de residuos de IO en el exoesqueleto plantea el problema de su procedencia: endógena y/o exógena. La exógena se explicaría por adsorción cuticular o a través de la epiflora, mientras que para la endógena habría que pensar en transporte activo o difusión, que permitirían el almacenamiento de estos productos en el exoesqueleto, que con la muda quedarían definitivamente fuera del organismo. De ahí que la ecdisis se revele como un eficaz mecanismo de eliminación de pesticidas en los cangrejos.

A tenor de lo expuesto cabría pensar que son distintas las posibilidades de almacenamiento en el exoesqueleto de los isómeros alfa y beta del HCH y del lindano, toda vez que las elevadas tasas de residuos de

hexaclorociclohexanos de esta fracción no podrían justificarse como de procedencia exógena exclusiva.

Los niveles de contaminación por HCHs de los cangrejos del río Cebra y del río Palancar pertenecientes a la tercera clase de edad son superiores en una y dos ppm a los encontrados por nosotros en cangrejos de tamaño comercial de Procambarus clarkii Girard de las marismas del Guadalquivir (López Fernández y col. (12) ).

Del grupo de los ciclodienos, el heptacloro no se detectó en ninguna de las muestras analizadas (cuadro I y II). El dieldrín supera significativamente al aldrín en cada una de las fracciones orgánicas objeto de estudio. Esta circunstancia se explica, aparte del mayor uso que de aquel insecticida pudiera haberse hecho, por la epoxidación de aldrín a dieldrín, que llevan a cabo los microsomas de los cangrejos (Burns (5) ).

Los niveles de dieldrín de Austropotamobius son similares a los que habíamos encontrado en Procambarus e inferiores a los que Krebs y col. (10) apuntan en Uca pugnax.

Respecto de los DDTs, los niveles detectados en Austropotamobius son similares a los calculados en Procambarus y superiores a los que publican Markin y col. (16) para Procambarus clarkii, pero en su lugar de origen (Lousiana, USA).

De los metabolitos del DDT estudiados, el pp'TDE se decanta como el más importante y supera significativamente al pp'DDE en la mayoría de las fracciones estudiadas.

El estudio de las posibles diferencias de acumulación de cada uno de los insecticidas investigados, en las distintas fracciones orgánicas que se han analizado, se ha llevado a cabo aplicando la dócima de Wilcoxon (cuadro III). Los resultados muestran que la situación es común para las tres clases de edad y entre localidades. En líneas generales, podemos decir que no existen diferencias significativas entre los niveles de alfa + beta HCH de vísceras y músculo, mientras que las tasas del exoesqueleto son superiores a las de aquellas dos fracciones. Para el lindano no se registran diferencias significativas entre vísceras y músculo, aunque los residuos de este insecticida, en cada una de estas dos fracciones, superan significativamente a los encontrados en el exoesqueleto.

Para los CDs la tónica general es la inexistencia de diferencias significativas entre los niveles de contaminación de las vísceras, músculo y exoesqueleto (cuadro III).

LOPEZ E INFANTE: INSECTICIDAS ORGANOCORADOS EN EL CANGREJO DE RIO.

Respecto de los DDT, hemos de apuntar que no existen diferencias significativas entre los niveles de vísceras y músculo, de pp'TDE o pp'DDE.

En ningún caso las concentraciones que presenta el exoesqueleto, de DDT, TDE o DDT, superan significativamente a las de vísceras o músculo, aunque sí ocurre al contrario en ciertos casos (cuadro III). La inexistencia de diferencias significativas, en la mayoría de los casos, entre los niveles de vísceras y músculo, que podría ser un hecho considerado como contradictorio si pensamos en la menor riqueza lipídica de la fracción muscular (Pillay y Nair (18) ), quedaría explicada por la tasa relativamente más elevada de proteínas que posee el músculo, pudiendo ligarse el DDT a los constituyentes polares aromáticos de las proteínas (Wilson y Wilson (24) ).

De otro lado, se ha estudiado si la contaminación por residuos de IO que presentan estos astácidos es significativamente distinta entre los grupos o clases de edad establecidos.

Para los insecticidas minoritariamente detectados (CDs y DDTs) la tónica general es la inexistencia de diferencias significativas entre las tres clases de edad, o que la clase de menor edad se encuentre significativamente menos contaminada que las otras (cuadro IV), ya que éstas debieron sufrir una mayor agresión por estos productos, que están en la actualidad prohibidos en nuestro país. En algunos casos los niveles de contaminación de los cangrejos medianos superan significativamente a los de los cangrejos grandes; circunstancia que se debería a que los medianos hubiesen estado más expuestos a estos productos y/o a que los cangrejos grandes gozasen de una mayor capacidad metabólica respecto de estas sustancias. De cualquier forma, el caso más interesante sucede con el grupo de mayor importancia cuantitativa: los HCHs. Señalemos que los niveles de alfa + beta HCH, lindano y total de HCHs, de los cangrejos pequeños (V + M + E) del río Cabra, son significativamente superiores a los de los cangrejos medianos y grandes. En el Palancar la situación es similar, pero además aquí existen diferencias significativas entre los medianos, que alcanzan concentraciones significativamente superiores, y los grandes (cuadro IV). Entre las causas que explican este hecho citemos el que los pesticidas son más rápidamente absorbidos por el cangrejo a través del fino tegumento que exhibe después de la muda, antes de que ocurra su mineralización exhaustiva (Armstrong y col. (2) ). Por tanto, los cangrejos pequeños, dado el mayor número de mudas que efectúan, se encuentran

LOPEZ E INFANTE: INSECTICIDAS ORGANOCOLORADOS EN EL CANGREJO DE RIO.

Mucho más expuestos a estos productos que los cangrejos grandes. Además, en razón a la corta edad de los pequeños, pensamos que su hepatopáncreas, lugar de biotransformación de los pesticidas, no esté suficientemente capacitado para metabolizar la enorme cantidad de isómeros del HCH que llevan estos cangrejos. De otra parte, es lógico admitir que la selección natural esté actuando a favor de los individuos menos contaminados, que son los que irían alcanzando fases de desarrollo superiores.

Como consecuencia de lo expuesto y complementando esta información con la expresada en anteriores publicaciones (López e Infante (13, 14)), concluimos que los insecticidas del grupo del HCH, cuyo representante, el lindano, aún sigue estando autorizado en España, son los que más problemas están creando en los ecosistemas acuáticos investigados.

De hecho, los niveles de DDT registrados en el agua de los dos cursos fluviales objeto de estudio no se revelan peligrosos para la supervivencia de estos astácidos, ya que, según Albaugh (1), la  $DL_{50}$  para el cangrejo Procambarus acutus es de  $3,0 \text{ pp}10^9$ , en el caso de que habiten en aguas poco contaminadas, o de  $7,2 \text{ pp}10^9$  si viven en aguas lindantes con campos de algodón; lo que pone de manifiesto una cierta adaptación al DDT de estos crustáceos. Estas cifras son muy superiores a las encontradas por nosotros y es de esperar, dada la prohibición del uso del DDT vigente en nuestro país, que nunca lleguen a alcanzarse. Sin embargo, para los HCHs no disponemos de este tipo de datos, aunque sí se conoce la  $DL_{50}$  del lindano para animales de laboratorio, que es inferior a la  $DL_{50}$  para el DDT; lo que nos puede hacer sospechar que para los cangrejos la  $DL_{50}$  de lindano debe ser próxima y tal vez inferior a la del DDT; y en este punto recordemos que han llegado a detectarse en el agua concentraciones de hasta  $3,443 \text{ pp}10$  (López e Infante (13)).

Si además tenemos en cuenta que la población de cangrejos donde sufre el mayor impacto por HCHs es justo en su base, al ser los cangrejos pequeños los más contaminados, y que se conoce la negativa acción del hombre al capturar los cangrejos sin ningún respeto a la legislación vigente, hemos de concluir augurando un futuro realmente incierto para este crustáceo en el sureste de la provincia de Córdoba.

A tenor de lo expuesto queda muy limitada la posibilidad de la explotación conjunta de los productos agrícolas y de los cangrejos en el área de estudio; máxime cuando los niveles de contaminación de los cangrejos grandes, por HCHs, que serían los de tamaño comercial, superan los límites de tolerancia en alimentos admitidos por la C.E.E. (Edwards (7)).



Cuadro I. Niveles medios de contaminación, en ppm peso fresco, de las vísceras (V), músculo (M), exoesqueleto (E) y total (V + M E) de los cangrejos, Austropotamobius pallipes Lereb., del río Cabra. Se distingue entre las tres clases de edad establecidas. Se incluye el porcentaje de incidencia (% INC) de cada uno de los insecticidas investigados.

		$\alpha + \beta$ HCH	LIND	HCHs	HEP	ALD	DIEL	CDs
Cangrejos pequeños (25)	V	0,888	2,254	3,142	-	0,001	0,025	0,026
	M	0,929	2,324	3,253	-	0,002	0,009	0,011
	E	3,293	1,403	4,696	-	---	0,012	0,012
	T	5,111	5,981	11,092	-	0,003	0,046	0,019
	% INC	100	100	100	0	8	44	52
Cangrejos medianos (25)	V	0,646	1,395	2,041	-	0,005	0,033	0,038
	M	0,855	1,489	2,344	-	0,009	0,048	0,057
	E	1,098	0,64	1,737	-	0,003	0,065	0,068
	T	2,599	3,523	6,122	-	0,017	0,146	0,163
	% INC	100	100	100	0	28	96	100
Cangrejos grandes (25)	V	0,428	1,363	1,79	-	0,004	0,013	0,016
	M	0,457	1,371	1,827	-	0,004	0,018	0,022
	E	1,436	0,549	1,985	-	---	0,03	0,03
	T	2,32	3,283	5,603	-	0,007	0,061	0,068
	% INC	100	100	100	0	20	92	96

Abreviaturas: LIN: lindano; HEP: heptacloro; ALD: aldrín; DIEL: dieldrín; CDS: total de ciclodienos; IO: total de insecticidas organoclorados.

Cuadro I. (Continuación).

		pp'DDE	pp'TDE	pp'DDT	DDTs	IO
Cangrejos pequeños (25)	V	0,035	0,032	0,034	0,101	3,27
	M	0,032	0,04	0,145	0,216	3,48
	E	0,004	0,035	0,031	0,069	4,777
	T	0,07	0,106	0,21	0,307	11,527
	% INC	72	80	72	96	100
Cangrejos medianos (25)	V	0,043	0,083	0,04	0,166	2,245
	M	0,04	0,045	0,025	0,11	2,511
	E	0,016	0,014	0,027	0,056	1,862
	T	0,099	0,141	0,092	0,332	6,617
	% INC	88	80	76	96	100
Cangrejos grandes (25)	V	0,017	0,043	0,058	0,118	1,925
	M	0,033	0,071	0,06	0,165	2,014
	E	0,015	0,026	0,019	0,06	2,075
	T	0,066	0,14	0,137	0,343	6,014
	% INC	80	72	84	100	100

Cuadro II. Niveles medios de contaminación, en ppm peso fresco, de las vísceras (V), músculo (M), exoesqueleto (E) y total (V + M + E) de los cangrejos, Austropotamobius pallipes Lereb., del río Palancar. Se distingue entre las tres clases de edad establecidas. Se incluye el porcentaje de incidencia (% INC) de cada uno de los insecticidas.

		$\alpha + \beta$ HCH.	LIND	HCHs	HEP	ALD	DIEL	CDs
Cangrejos pequeños (25)	V	1,702	3,272	4,974	-	0,006	0,033	0,039
	M	1,805	2,545	4,351	-	0,012	0,083	0,095
	E	4,155	0,957	5,112	-	---	0,054	0,054
	T	7,662	6,775	14,437	-	0,017	0,171	0,188
	% INC	100	100	100	0	24	100	100
Cangrejos medianos (25)	V	1,125	1,399	2,254	-	0,006	0,043	0,049
	M	1,296	1,752	3,048	-	0,005	0,044	0,049
	E	2,372	0,846	3,218	-	---	0,053	0,053
	T	4,793	3,997	8,791	-	0,011	0,141	0,151
	% INC	100	100	100	0	16	100	100
Cangrejos grandes (25)	V	0,338	0,778	1,116	-	0,009	0,05	0,059
	M	0,327	0,64	0,967	-	0,01	0,043	0,054
	E	1,709	0,449	2,157	-	---	0,02	0,02
	T	2,374	1,867	4,24	-	0,019	0,113	0,133
	% INC	100	100	100	0	40	100	100

Abreviaturas: ver cuadro I.

Cuadro II. (Continuación).

		pp'DDE	pp'TDE	pp'DDT	DDTs	IO
Cangrejo pequeño (25)	V	0,026	0,066	0,11	0,203	5,215
	M	0,017	0,092	0,16	0,268	4,714
	E	0,017	0,098	0,047	0,162	5,329
	T	0,06	0,256	0,317	0,633	15,258
	% INC	56	88	92	100	100
Cangrejo mediano (25)	V	0,073	0,191	0,116	0,38	2,953
	M	0,039	0,274	0,143	0,456	3,553
	E	0,014	0,033	0,032	0,079	3,35
	T	0,126	0,498	0,291	0,915	9,857
	% INC	100	100	100	100	100
Cangrejo grande (25)	V	0,042	0,092	0,193	0,327	1,502
	M	0,028	0,089	0,112	0,229	1,25
	E	0,009	0,028	0,014	0,052	2,23
	T	0,079	0,209	0,32	0,608	4,982
	% INC	92	100	100	100	100

Cuadro III. Comparación mediante el test de Wilcoxon entre los niveles de contaminación de las vísceras (V), músculo (M) y exoesqueleto (E) por cada uno de los IO investigados. Se incluyen las tres clases de edad establecidas en cada una de las localidades estudiadas.

		$\alpha + \beta$ HCH	LIND	HCHs	ALD	DIEL	CDs
Río	1V-1M	NS	NS	NS	-	NS	NS
	1V-1E	E > V**	V > E**	E > V*	-	NS	NS
	1M-1E	E > M**	M > E**	NS	-	NS	NS
	2V-2M	M > V*	NS	NS	NS	NS	NS
	2V-2E	E > V*	V > E**	NS	-	NS	NS
	2M-2E	NS	M > E**	M > E**	-	NS	NS
Cabra	3V-3M	NS	NS	NS	-	NS	NS
	3V-3E	E > V**	V > E**	NS	-	NS	NS
	3M-3E	E > M**	M > E**	NS	-	NS	NS
Río	1V-1M	NS	V > M*	NS	NS	M > V*	M > V*
	1V-1E	E > V**	V > E**	NS	-	NS	NS
	1M-1E	E > M**	M > E**	NS	-	NS	NS
Palancar	2V-2M	NS	NS	NS	-	NS	NS
	2V-2E	NS	V > E*	NS	-	NS	NS
	2M-2E	NS	M > E**	NS	-	NS	NS
	3V-3M	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	3V-3E	E > V**	V > E**	NS	-	NS	V > E*
	3M-3E	E > M**	M > E*	NS	M > E*	NS	M > E**

Abreviaturas: 1: cangrejos de la primera clase de edad; 2: de la segunda; 3: de la tercera; NS: no significativo; \*: nivel de significación del 95 p.100; \*\*: nivel de significación del 99 p.100.

Cuadro III. (Continuación).

		PP'DDE	pp'TDE	pp'DDT	DDTs	IO
	1V-1M	NS	NS	M > V**	M > V**	NS
	1V-1E	V > E*	NS	NS	NS	E > V*
	1M-1E	M > E*	NS	M > E**	M > E**	NS
Rio	2V-2M	NS	NS	NS	NS	NS
	2V-2E	V > E**	V > E*	NS	V > E**	NS
	2M-2E	NS	NS	NS	NS	M > E**
Cabra	3V-3M	NS	NS	NS	NS	NS
	3V-3E	NS	NS	NS	NS	NS
	3M-3E	M > E*	NS	M > E*	M > E**	NS
Rio	1V-1M	NS	NS	NS	NS	NS
	1V-1E	NS	NS	V > E*	NS	NS
	1M-1E	NS	NS	M > E*	NS	NS
Palancar	2V-2M	NS	NS	NS	NS	NS
	2V-2E	V > E**	V > E**	V > E**	V > E**	NS
	2M-2E	M > E*	M > E**	M > E**	M > E**	NS
	3V-3M	NS	NS	V > M*	V > M*	NS
	3V-3E	V > E*	V > E*	V > E**	V > E**	NS
	3M-3E	NS	M > E**	M > E**	M > E**	NS

Cuadro IV. Comparación mediante la d6cima de la U de Mann Whitney entre los niveles de contaminaci6n de las tres clases de edad establecidas en los cangrejos. Se distingue entre los niveles de v6sceras (V), m6sculo (M), exoesqueleto (E) y total (T).

	$\alpha + \beta$	HCH	LIND	HCHs	ALD	DIEL	CDs
Río	1V-2V	1 > 2*	NS	NS	NS	NS	NS
	1V-3V	1 > 3***	NS	1 > 3*	NS	NS	NS
	2V-3V	2 > 3*	NS	NS	NS	NS	NS
	1M-2M	NS	1 > 2*	NS	NS	2 > 1***	2 > 1***
	1M-3M	1 > 3***	1 > 3**	1 > 3***	NS	3 > 1*	3 > 1*
	2M-3M	2 > 3***	NS	NS	NS	2 > 3*	2 > 3*
Cabra	1E-2E	1 > 2***	1 > 2***	1 > 2***	NS	2 > 1***	2 > 1***
	1E-3E	1 > 3***	1 > 3***	1 > 3***	-	NS	NS
	2E-3E	NS	NS	NS	NS	2 > 3*	2 > 3*
	1T-2T	1 > 2***	1 > 2**	1 > 2***	NS	2 > 1***	2 > 1***
	1T-3T	1 > 3***	1 > 3***	1 > 3***	NS	3 > 1*	3 > 1*
	2T-3T	NS	NS	NS	NS	2 > 3***	2 > 3***
Río	1V-2V	1 > 2**	1 > 2***	1 > 2***	-	NS	NS
	1V-3V	1 > 3***	1 > 3***	1 > 3***	NS	NS	NS
	2V-3V	2 > 3***	2 > 3**	2 > 3***	NS	NS	NS
	1M-2M	NS	1 > 2*	NS	NS	NS	NS
	1M-3M	1 > 3***	1 > 3***	1 > 3***	NS	NS	NS
	2M-3M	2 > 3***	2 > 3***	2 > 3***	NS	NS	NS
	1E-2E	1 > 2*	NS	1 > 2*	-	NS	NS
	1E-3E	1 > 3**	1 > 3**	1 > 3**	-	NS	NS
	2E-3E	NS	NS	NS	-	NS	NS
Palancar	1T-2T	1 > 2**	1 > 2***	1 > 2**	NS	NS	NS
	1T-3T	1 > 3***	1 > 3***	1 > 3***	NS	NS	NS
	2T-3T	2 > 3***	2 > 3***	2 > 3***	NS	NS	NS

Abreviaturas: \*\*\*: nivel de significaci6n del 99,9 p.100; resto de abreviaturas: ver cuadro III.

Cuadro IV. (Continuación).

		pp'DDE	pp'TDE	pp'DDT	DDTs	IO
Río	1V-2V	NS	NS	NS	2 > 1*	NS
	1V-3V	NS	NS	NS	NS	1 > 3*
	2V-3V	NS	NS	NS	2 > 3*	NS
	1M-2M	NS	NS	1 > 2**	NS	1 > 2*
	1M-3M	NS	3 > 1*	NS	NS	1 > 3**
	2M-3M	NS	NS	NS	NS	NS
Cabra	1E-2E	2 > 1**	NS	NS	NS	1 > 2****
	1E-3E	3 > 1*	NS	NS	NS	1 > 3****
	2E-3E	NS	NS	NS	NS	NS
	1T-2T	NS	NS	NS	NS	1 > 2****
	1T-3T	NS	NS	NS	NS	1 > 3****
	2T-3T	NS	NS	NS	NS	NS
Río	1V-2V	2 > 1**	2 > 1****	NS	2 > 1****	1 > 2****
	1V-3V	3 > 1*	NS	3 > 1*	3 > 1*	1 > 3****
	2V-3V	NS	2 > 3****	3 > 2*	NS	2 > 3****
	1M-2M	2 > 1****	2 > 1****	NS	2 > 1*	NS
	1M-3M	NS	3 > 1*	NS	NS	1 > 3****
	2M-3M	NS	2 > 3****	NS	2 > 3**	2 > 3****
	1E-2E	NS	NS	NS	1 > 2*	1 > 2*
	1E-3E	NS	NS	NS	1 > 3**	1 > 3****
	2E-3E	NS	NS	NS	NS	NS
Palancar	1T-2T	2 > 1****	2 > 1****	NS	2 > 1**	1 > 2**
	1T-3T	3 > 1*	NS	NS	NS	1 > 3****
	2T-3T	2 > 3*	2 > 3****	NS	2 > 3****	2 > 3****



### Bibliografía

1. Albaugh, D.W. Bull. Env. Contam. Toxicol. 8, 334-338 (1972).
2. Armstrong, D.A., D.V. Buchanan, M.H. Mallon, R.S. Caldwell and R.E. Millemann. Mar. Biol. 38, 239-252 (1976).
3. Baluja, G., M.A. Murado y L.M. Hernández. A.T.A. 17, 481-491 (1977).
4. Bookhout, C.G., J.D.Jr. Costlow and R. Monroe. Water, Air, Soil Poll. 5, 349-365 (1976).
5. Burns, K.A. Cit. por Krebs y cols. (1974).
6. Cutkomp, L.K., H.H. Yap, E.Y. Cheng and R.B. Koch. Chem. Biol. Inter. 3, 439 (1971).
7. Edwards, C.A. Persistent pesticides in the environment. C.R.C. Press. (1975).
8. Epifanio, C.E. Mar. Biol. 13, 292-297 (1972).
9. Fingerman, S.W. and M. Fingerman. Bull. Env. Contam. Toxicol. 18, 138-142 (1977).
10. Krebs, C.T., I. Valiela, G.R. Harvey and J.M. Teal. Mar. Poll. Bull. 5, 140-142 (1974).
11. Krebs, C.T. and I. Valiela. Est. Coast. Mar. Sci. 6, 375-386 (1978).
12. López Fernández, A., J.M. González Rodríguez-Córdoba, J. Fernández Haeger y F. Infante Miranda. Hygia Pecoris 2 (7); 39-52(1980).
13. López Fernández, A. y F. Infante Miranda. Ibidem (en prensa) (1981).
14. López Fernández, A. y F. Infante Miranda. Ibidem (en prensa) (1981).
15. Mahood, R.K., M.D. Mckencie, D.P. Middaugh, S.J. Bollár and J.R. Davis. Coastal Fish. Div. Contrib. Ser. nº 19 (1970).
16. Markin, G.P., J.H. Ford and J.C. Hawthorne. Bull. Env. Contam. Toxicol. 369-374 (1974).

17. Narahashi, T. and H.G. Haad. Science 157, 1438 (1967).
18. Pillay, N.K. and N.B. Nair. Mar. Biol. 18, 167-198 (1973).
19. Reynolds, L.M. Cit.por Baluja y Col. (1969).
20. Sheridan, P.F. Chesapeake Sci. 16, 20-26 (1975).
21. Siegel, S. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Kogakusha, L.T.D. (1956).
22. Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Madrid. Blume (1979).
23. Van Den Bercken, J. Eur. J. Pharmacol. 20, 205-209 (1972).
24. Wilson, N.K. and W.E. Wilson. Sci. Total. Env. 1, 245-251 (1972).