

## Acumulación y depuración de aldrin en la ostra *Crassostrea rhizophorae* de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe Colombiano)

Luz Carine Gómez M.<sup>1</sup>, Néstor Hernando Campos C.<sup>2</sup> y Gustavo Ramírez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Inst. Inv. Mar., INVEMAR, A. A. 1016, Santa Marta, Colombia.

<sup>2</sup> Inst. Cienc. Nat., Universidad Nacional de Colombia, c/o, INVEMAR, A. A. 1016, Santa Marta, Colombia.

(Revisado 23-IX-1994 Aceptado I-XI-1994)

**Abstract:** Laboratory experiments were conducted at different salinities (35, 26 and 17 o/oo) to determine accumulation and depuration rates of the organochlorine compound aldrin by the oyster *Crassostrea rhizophorae*, Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombian Caribbean). Residual levels were detected in tissues after 24 hours of exposure, showing increases directly related to the exposure concentration. For all the exposure concentrations the highest retention values were measured at 26 o/oo salinities, followed by 17 o/oo, and the lowest values at the highest salinity. The highest bioconcentration values were 96115.5 (at 26 o/oo), 37938.9 (at 17 o/oo), and 22605.1, (35 o/oo) times the environmental concentration. The depuration process varied across salinity levels. At 26 o/oo there was a clear decrease in the residual levels during the first five days, eliminating in this period the same amount as oysters kept at 17 o/oo for 20 days and surpassing the amount eliminated by those kept at 35 o/oo for 20 days. A rapid decrease in the amount of residues is followed by a slow elimination of the aldrin remaining in tissues.

**Key words:** Oyster, aldrin, depuration, *Crassostrea*, Colombia, salinity, bioconcentration, pesticide, residues.

Los plaguicidas han sido usados ampliamente desde 1948 para proteger los cultivos agrícolas y para controlar diversas plagas domésticas; entre estos compuestos se encuentran los organoclorados, los cuales son poco o nada biodegradados, lo que los hace figurar entre los mayores contaminantes del medio marino (Nadal *et al.* 1987, Pérès 1980). Los moluscos habitantes en estuarios deben soportar a veces variaciones severas del ambiente fisicoquímico que los rodea (Vernberg y Vernberg 1972). Entre estos factores se destacan las fluctuaciones de la salinidad, que afecta las propiedades funcionales y estructurales, limitando considerablemente las actividades de los organismos (Leadem *et al.* 1974). Theede (1963) y Madrigal *et al.* (1985) determinaron la forma en que la salinidad afecta la filtración en bivalvos, indicando que al alterarse ésta varía la cantidad de agua, alimento y demás partículas retenidas, por lo

cual se puede ver afectado el proceso de acumulación de cualquier sustancia.

Los organoclorados son los compuestos empleados más frecuentemente como plaguicidas en la agricultura en las áreas adyacentes a la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) (Martínez 1978). La evaluación de la contaminación por plaguicidas organoclorados realizada hasta ahora señala concentraciones en agua, sedimento y cada uno de los eslabones de la red trófica (Estrada 1988, Ramírez 1988, Plata *et al.* 1993). Estos hallazgos motivaron a determinar la tasa de acumulación y depuración del aldrin en ostras (*Crassostrea rhizophorae*), por ser una de las principales especies comerciales extraídas de la CGSM y porque se le ha asignado como posible organismo bioindicador de zonas contaminadas (Campos 1988). Teniendo en cuenta los antecedentes del efecto de la salinidad sobre procesos fisiológicos, se determinó

como se ve influido el proceso de acumulación y depuración del aldrin en organismos que, como la ostra, se encuentran sometidos a fluctuaciones de este parámetro.

#### MATERIAL Y METODOS

En la CGSM el tipo de sustrato dominante es el fangoso, excepto algunas regiones donde

se mezclan fango y conchas, formando los llamados bancos de ostras, correspondiendo a 1,27 % del área total de la CGSM. En estos lugares, y en las raíces del mangle rojo, se fijan las larvas de *C. rhizophorae* (Wedler *et al.* 1978).

Las muestras se tomaron de los bancos de la zona norte, La Rinconada, Jagüey, Tasajera, Palmira y Punta Gruesa (Fig. 1)

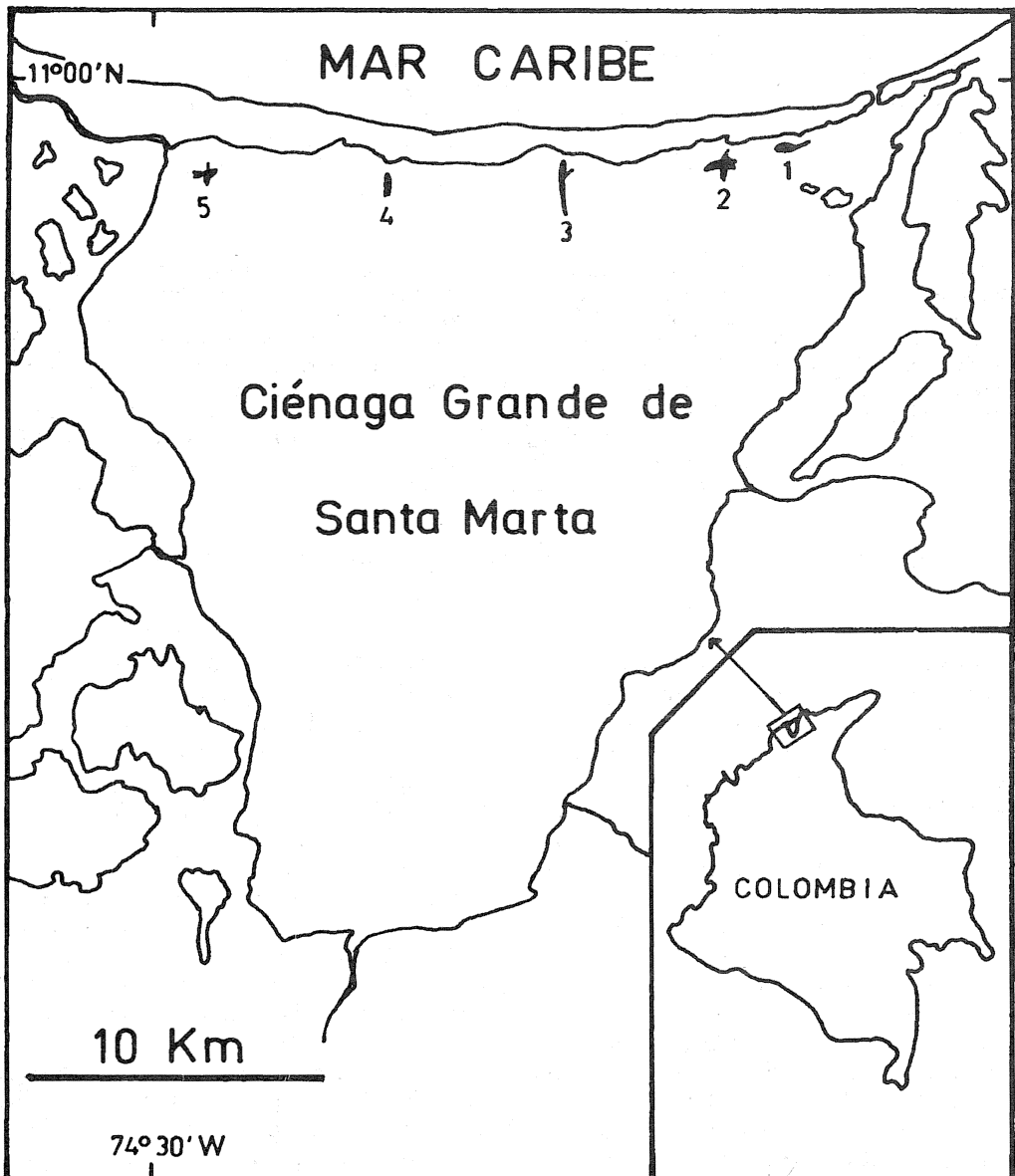


Fig. 1. Localización de los bancos de ostra en la franja norte de la Ciénaga Grande de Santa Marta, en los que se recolectaron las ostras.

Se recolectaron ostras en tres épocas diferentes y se midió la salinidad de la columna de agua, registrándose los siguientes valores:

Primer muestreo	enero de 1992	26 o/oo
Segundo muestreo	mayo de 1992	35 o/oo
Tercer muestreo	julio de 1992	17 o/oo

Para lograr su aclimatación a las condiciones de laboratorio, las ostras se colocaron durante siete días en agua de mar filtrada, de salinidad equivalente a la del sitio de recolección.

Se efectuaron ensayos de acumulación y depuración de aldrin (99.9 % de pureza) a salinidades de 26, 35 y 17 o/oo, en acuarios de 18 l con 18 ostras en cada uno de ellos. Las concentraciones de aldrin en cada medio fueron  $C_1 = 0.00024$ ,  $C_2 = 0.00044$  y  $C_3 = 0.00064$   $\mu\text{g/l}$ , con tres réplicas para cada concentración. Se tomaron estos valores en concordancia con los niveles máximos y mínimos encontrados por Plata (1990) en el seston de la CGSM. Adicionalmente se efectuó un ensayo paralelo de concentración cero a manera de placebo. Antes de iniciar la experiencia se cuantificó el residuo en la ostra, con el fin de conocer la concentración inicial del tóxico.

Cada experimento tuvo una duración de cuarenta días. Durante los veinte iniciales se determinó la acumulación de aldrin. En cada acuario se cambió un volumen equivalente de agua cada 24 h para conservar constantes las concentraciones del tóxico. Se analizó la concentración de aldrin en las ostras a los 1, 5, 10, 15 y 20 días de exposición, recolectándose en cada caso dos ostras al azar de cada uno de los acuarios. Durante los veinte días restantes se evaluó la eliminación del tóxico a los 25, 30, 35 y 40 días. Para mantener el sistema de acuarios libre de aldrin se efectuaron cambios totales del agua cada 24 h. Las ostras fueron alimentadas diariamente con el alga *Dunaliella salina*.

De las ostras se tomó todo el tejido blando; para heces se tomó el material retenido al filtrar un litro de agua con material particulado depositado en el fondo del acuario. Para determinar la concentración de aldrin en los acuarios se tomaron dos litros de agua. El tejido blando y los filtros con las heces se secaron a 60 °C durante 72 y 24 horas, respectivamente. El filtro con las heces ya deshidratadas se sometió a extracción con acetonitrilo-acetona (1:1) y n-hexano. Se pesaron 2 g de ostra y se hizo la extracción con

acetonitrilo y n-hexano, y para el agua se usó una mezcla de eter-hexano (15:85). Para eliminar las interferencias de lípidos, pigmentos y material polar, los extractos de ostras y de agua se purificaron con 2 ml de ácido sulfúrico y complementariamente se utilizó una columna con Forisil (Merck). Los extractos de heces se purificaron en la columna de florisil (EPA 1979, modificado por Plata 1990).

La determinación de aldrin en todas las muestras se efectuó en un cromatógrafo de gases Perkin Elmer-Sigma 300, dotado con detector de captura electrónica (DCE) y con fuente radioactiva de Ni-63; el límite mínimo de detección del equipo es de  $10^{-12}$  g. Se utilizó una columna de vidrio empacada con OV-101 (3%) como fase estacionaria sobre Chromosorb W-HP (100/120 mesh); como gas de arrastre se empleó nitrógeno puro, con un caudal de 60 ml/min. El tiempo de retención (TR) y el área de cada pico se registraron en un integrador Perkin Elmer-LCI 100. Se determinó el valor correspondiente a la pérdida constante durante el proceso de depuración, mediante la ecuación utilizada por Morales y Haven (1983). El factor de bioconcentración (FBC) de aldrin en ostras se calculó mediante la relación entre los contenidos en la ostra y la concentración de aldrin en el agua (Roberts 1972). El tiempo medio de vida ( $T_{B/2}$ ) de aldrin en la ostra fue calculado mediante la ecuación utilizada por Morales y Haven (1983).

El porcentaje de recuperación para el aldrin fue del 94% en promedio de cinco pruebas que se hicieron.

## RESULTADOS

En los experimentos realizados no se detectaron residuos de aldrin en ostras al iniciar la experiencia. Las jornadas de aclimatación en el laboratorio facilitaron la eliminación de cualquier residuo de aldrin. Por otra parte, a través del período experimental no se presentó mortalidad en las ostras de los acuarios de experimentación, ni en los correspondientes a los controles. Durante el experimento se determinó el índice de condición para cada ostra analizada, como una guía general de su estado fisiológico. Los valores más bajos del índice entre las tres salinidades de experimentación se observaron a salinidad de 26 o/oo, los más altos corres-

pondieron al experimento de 35 o/oo y los de ostras de 17 o/oo le siguieron a los anteriores. Durante el tiempo de ensayo no se presentó descenso del índice de condición de los organismos, lo cual indica que la alimentación administrada fue suficiente para evitar la pérdida de peso, además los niveles de organoclorados alcanzados a acumular, no afectaron su condición fisiológica.

Los residuos de aldrin detectados en las ostras los días correspondientes a las lecturas del

proceso de acumulación, para cada una de las salinidades y concentraciones experimentales están expresados en (ppb) peso seco y son datos promedios de tres análisis (Fig. 2 A-C). Al exponer las ostras a diferentes concentraciones de aldrin en salinidades de 26, 35 y 17 o/oo se detectaron, después de 24 h de iniciada la experiencia, contenidos de residuos en los tejidos, los cuales se incrementan a mayor concentración. La tasa de toma en las tres salinidades, al primer día de exposición, no presenta gran di-

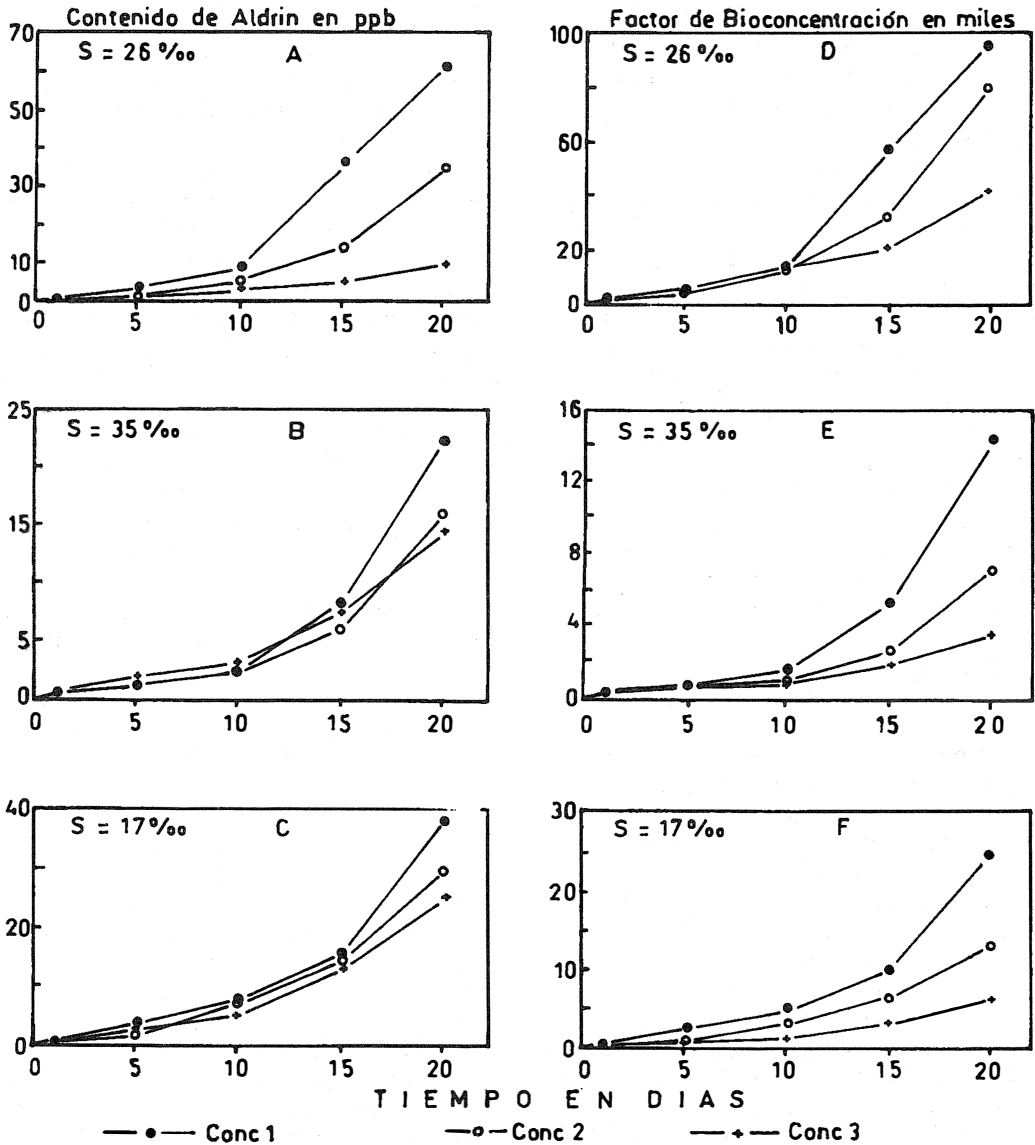


Fig. 2. Contenidos de aldrin en *Crassostrea rhizophorae* (A, B y C) y factor de bioconcentración (D, E y F) después de 20 días de exposición a tres concentraciones del tóxico: círculos negros = 0.00064 µg/l; círculos blancos = 0.00044 µg/l; cruces = 0.00024 µg/l de aldrin

ferencia entre cada una de las concentraciones. Después de diez días de iniciada la experiencia, el incremento de la acumulación es más notorio a concentraciones altas (Fig. 2 A-C). La acumulación de aldrin por ostras fue distinta para cada una de las salinidades. Los máximos valores de acumulación se registraron para las tres concentraciones de exposición, a la salinidad de 26 o/oo (Fig. 2A), seguidas de 17 o/oo (Fig. 2C) y los más bajos a 35 o/oo (Fig. 2B). Los resultados de los ensayos a diferentes salinidades determinan la relación entre la tasa de acumulación de aldrin y la salinidad.

En la figura 2 D-F, se presentan los valores promedios del factor de bioconcentración para las tres salinidades y concentraciones de exposición. Se observa que la bioconcentración de aldrin durante los cinco días iniciales de la experiencia no presenta un comportamiento definido, pero al final del proceso de acumulación (día 20), para todas las salinidades y concentraciones de exposición los residuos de aldrin detectados en ostra mostraron directa relación con las concentraciones de exposición, es decir, a mayor concentración del tóxico en el agua, mayor bioconcentración en el organismo. Como puede observarse en las figuras 3 D-F, es notorio el efecto de la salinidad sobre la acumulación del tóxico, los valores máximos calculados para el factor de bioconcentración se dieron a  $C_3$ , (9611.6; 37938.9 y 22605.1 para salinidades de 26, 17 y 35 o/oo, respectivamente).

En las heces de ostras procedentes de salinidad de 35 y 17 o/oo no se detectó la presencia de ningún organoclorado, caso contrario a 26 o/oo, donde se presentó permanentemente un compuesto no identificado, con un tiempo de retención diferente al del aldrin.

Los residuos detectados en ostras expuestas a diferentes concentraciones de aldrin, y a un posterior proceso de depuración, se muestran en la figura 3 A-C. Los datos corresponden al promedio de tres análisis y son expresados en pg/mg de peso seco. Las curvas correspondientes al proceso de depuración son muy variables para cada una de las salinidades y las concentraciones (Fig. 3 A-C). Esto refleja indudablemente la respuesta de las ostras a la concentración previa de exposición y a la salinidad del medio. Hay una marcada disminución en los niveles de residuos en las ostras a 26 o/oo durante los cinco días (89.18; 88.58 y 67.49 respectivamente) (Fig. 3 A), alcanzando a depurar

en este término las cantidades apenas logradas por las ostras de 17 o/oo en 20 días y superando las obtenidas por las ostras de 35 o/oo en este mismo tiempo. Los valores máximos alcanzados para las tres salinidades se determinaron durante los primeros cinco días del proceso; después de diez días el proceso disminuye, siendo más pronunciada a la salinidad de 35 o/oo, donde las ostras expuestas previamente a  $C_1$  alcanzan un nuevo equilibrio, luego la eliminación se hace casi nula; por otra parte a esta salinidad y para  $C_2$  y  $C_3$  la pérdida es mínima (Fig. 3 D-F).

Los valores calculados para el tiempo de vida medio del aldrin en ostra fueron en la salinidad de 26 o/oo: 3.66, 3.39 y 3.30 días; en 35 o/oo: 19.8, 15.06 y 13.59 días y en 17 o/oo: 9.76, 6.6 y 6.41 días para  $C_1$ ,  $C_2$  y  $C_3$ , respectivamente. El aldrin persiste por más tiempo en ostras en salinidad de 35 o/oo.

## DISCUSION

Las ostras *C. rhizophorae* sometidas a salinidades de 26, 35 y 17 o/oo y expuestas durante veinte días a concentraciones de 0.00024 ( $C_1$ ), 0.00044 ( $C_2$ ) y 0.00064  $\mu\text{g/l}$  ( $C_3$ ) de aldrin, acumularon rápidamente en sus tejidos el tóxico en solución. La máxima concentración de residuos fue detectada en todos los casos en las ostras expuestas a la  $C_3$  (Fig. 2), lo cual indica que la acumulación de químicos lipofílicos es función principal de la concentración en el agua, como sostienen varios autores (Stegeman y Teal 1973, Matsumura 1976, Murphy 1986, Kock y Lord 1988, Mason 1988). Respecto a esto Rajendran y Venugopalan (1991) expresan que la acumulación de plaguicidas por organismos acuáticos, es una serie de intercambios del medio más concentrado al medio más diluido, normalmente por difusión, hasta igualar las concentraciones y alcanzar el equilibrio entre el organismo y el medio. La toma de aldrin por ostras se realiza principalmente por las branquias, ya que su gran área de superficie epitelial las hace aparecer ideales para la absorción y adsorción (Nell *et al.* 1983). Las ostras obtienen el oxígeno y el alimento cuando el agua, en la cual se encuentra en solución el aldrin, es transportada a través de las branquias por el sistema ciliar. Stegeman y Teal (1973) consideran que ésta es la mayor ruta de entrada de los

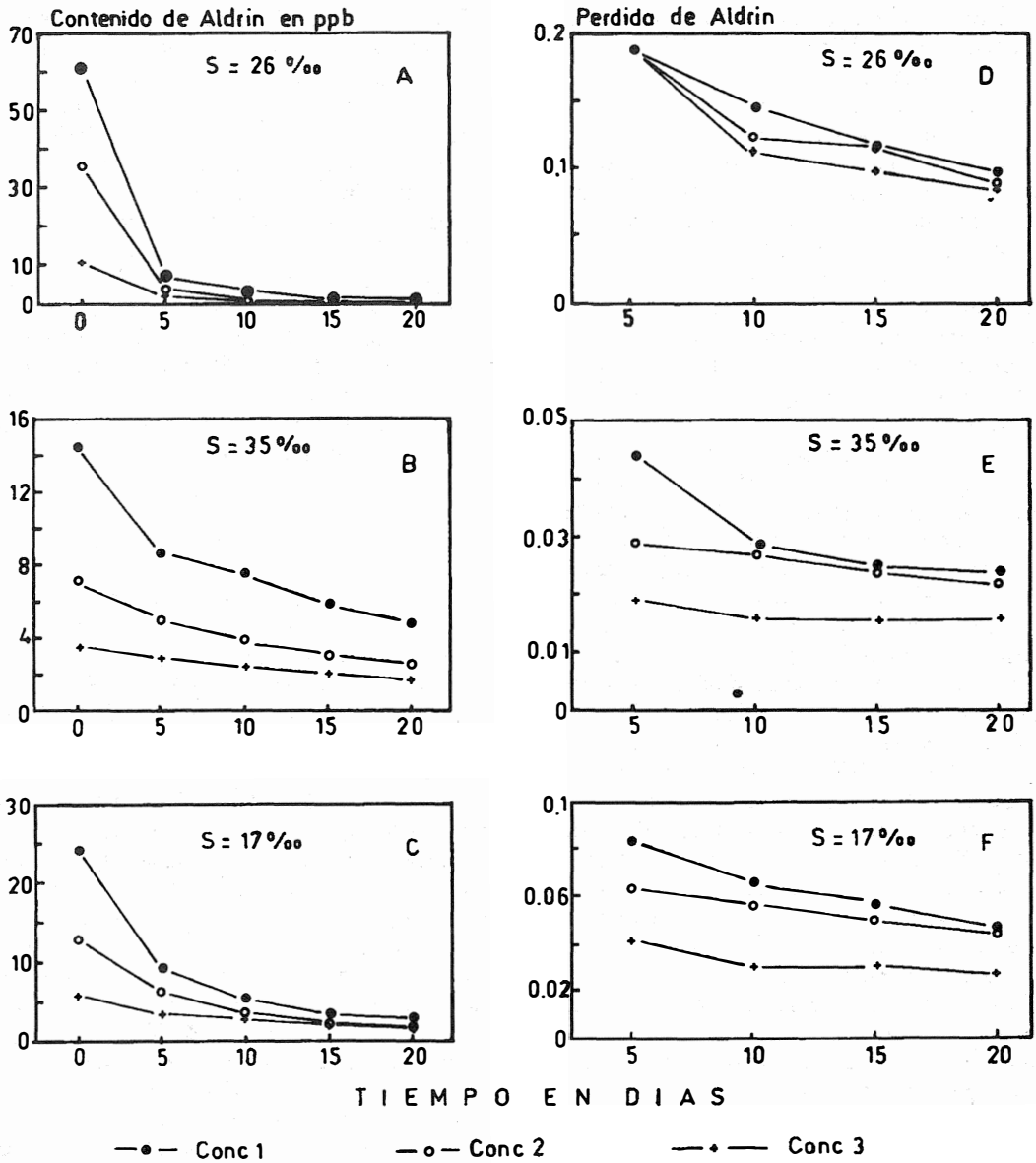


Fig. 3. Contenidos de aldrin en *Crassostrea rhizophorae* (A, B y C) y factor de bioconcentración (D, E y F) después de 20 días de depuración, previamente expuestos a tres concentraciones del tóxico: círculos negros = 0.0006 µg/l; círculos blancos = 0.00044 µg/l; cruces = 0.00024 µg/l de aldrin.

compuestos hidrofóbicos en bivalvos, alcanzando a acumular en sus tejidos concentraciones muy por encima de los niveles que existen en el agua. Brodtmann (1970) y Moriarty (1975) sugieren que además otro sitio de entrada de tóxicos en ostras es el intestino, pero de importancia secundaria.

El proceso de acumulación del aldrin por ostras a diferentes salinidades (26, 35 y 17 o/oo) presenta diferencias significativas, debido a que la salinidad en bivalvos afecta la velocidad y el volumen de filtración de agua, al igual que la eficiencia de retención de partículas, como se ha demostrado en varios estudios por Theede (1963), Bohle (1972) y Bayne (1976). Los mayores niveles de residuos detectados en tejidos de ostra se presentaron en la salinidad de 26 o/oo, debido a que *C. rhizophorae* presentó su máxima tasa de filtración a 26 o/oo, descendiendo a ambos extremos de esta salinidad (Madrigal *et al.* 1985, Campos y Escobar 1992), siendo ésta una de las razones por la cual a salinidades de 17 o/oo y 35 o/oo la acumulación fue menor. Jackmin *et al.* (1977) encontraron en *Mytilus edulis*, *Mulina lateralis* y *Nucula proxima* que a salinidades > 30 o/oo es menor la acumulación de cadmio radiactivo, que a salinidades de 20 o/oo. A 26 o/oo, los procesos fisiológicos de las ostras tales como ventilación, circulación, filtración y excreción, son mayores y por lo tanto tienen la posibilidad de circular a través de sus branquias mayores volúmenes de agua (1.85 hasta 7.5 l/h en condiciones normales) (Madrigal *et al.*, 1985), lo que aumentó la probabilidad de que una mayor cantidad de moléculas de aldrin puedan ser retenidas por el organismo.

El proceso de acumulación del aldrin fue menor en ostras provenientes de 35 o/oo. A esta salinidad la tasa de filtración es cuatro veces inferior a la salinidad de 26 o/oo (Madrigal *et al.* 1985), además el incremento en la salinidad disminuye la toma de oxígeno (Shumway y Koehn 1982), por lo cuál la salinidad de 35 o/oo no favorece la acumulación de aldrin por parte de las ostras.

Por otra parte, uno de los mecanismos de transporte de contaminantes al interior de la célula es la endocitosis (Connell y Miller 1984). En *C. virginica* este proceso es realizado por los hemocitos granulares de la hemolinfa, células de la sangre de los moluscos con movimiento independiente que tienen un papel importante en la defensa del organismo, porque fagocitan, transportan y excretan sustancias foráneas (Bayne 1976). Los hemocitos son afectados por incrementos en la salinidad, disminuyendo su locomoción y retardando su actividad, lo que indica que a mayor salinidad la endocitosis de partículas foráneas, y por consiguiente su movilización al interior del organismo, es menor (Fisher y Newell 1986). La ostra puede alcanzar máximas concentraciones del tóxico en tiempos cortos, acumulando en la mitad de tiempo la misma cantidad que otras especies de bivalvos, como ha sido demostrado por varios autores en *C. virginica* (Emanuelson *et al.* 1970, Kopfler 1974).

Es tan rápida la acumulación de aldrin en *C. rhizophorae*, que tan solo después de algunas horas de exposición se detecta en los tejidos. Se presenta inicialmente un rápido incremento en las branquias, seguido por una acumulación

## CUADRO 1

## Factores de bioconcentración de contaminantes en diferentes bivalvos

Organismo	Tóxico de exposición	Días de exposición	FBC	Referencia
<i>C. rhizophorae</i>	aldrin	20	96112.00	este estudio
<i>C. virginica</i>	kepone	21	56000.00	Morales y Haven, 1983
<i>M. edulis</i>	PCBs	21	100000.00	Fossato y Canzonier 1976
<i>C. virginica</i>	dimetil naftaleno	0,3	90.83	Neff <i>et al.</i> , 1976
<i>C. virginica</i>	hidrocarburos de petróleo	4	25000.00	Thurston <i>et al.</i> , 1979
<i>M. edulis</i>	naftaleno	4	~50.00	Widdows <i>et al.</i> , 1983
<i>M. edulis</i>	tributílo	4	30000.00	Widdows y Page, 1993
<i>R. cuneata</i>	dimetil naftaleno	1	17.1	Neff <i>et al.</i> , 1976

FBC= factor de bioconcentración, PCBs= policlorobifenilos.

gradual en otros tejidos, entre ellos la glándula digestiva, el órgano más importante para la deposición de tóxicos (Roberts 1972).

Siendo el aldrin un compuesto con muy poca solubilidad en el agua (0.2 ppm), su acumulación por organismos debe ser alta, debido a su alto coeficiente de partición, el cuál expresa la relación existente entre la solubilidad del aldrin en agua y la solubilidad en un líquido no polar (Moriarty 1975).

Asimismo, en su calidad de derivado del dimetonaftaleno (Barbera, 1976), presenta una alta tendencia a ser acumulado por ostras en concentraciones mayores, que otros compuestos (Bayne *et al.* 1985), lo que indica la gran importancia de la estructura química del tóxico de exposición en el proceso de acumulación (Murphy, 1986).

Como puede observarse en la cuadro 1 son evidentes las diferencias en los factores de bioconcentración entre ostras y otros bivalvos.

Después de exponer ostras durante veinte días a diferentes concentraciones de tóxico y a un posterior proceso de eliminación de la misma duración, en agua libre de aldrin, se observó una rápida disminución de los residuos. Brodtmann (1970) y Matsumura (1976) determinaron que la eliminación de pesticidas es muy rápida en organismos, en los primeros cinco días, tornándose muy lenta posteriormente, situación similar se presentó en *C. rhizophorae*, donde el porcentaje de reducción de aldrin en los tejidos a salinidad de 26 y 17 o/oo fue alto durante los cinco primeros días y muy lento posteriormente. Morales y Haven (1983) consideran que la mayoría de los hidrocarburos son rápidamente depurados por que no están fuertemente adheridos en los tejidos. La eliminación total de aldrin por ostra (*C. rhizophorae*) puede requerir varios meses; como se puede ver en la figura 3, aún después de 20 días de depuración se registraron pequeños residuos.

Mason (1988) indicó que la duración y la clase de exposición al tóxico tienen un marcado efecto sobre la capacidad de los bivalvos para depurar los hidrocarburos acumulados; por lo tanto, en exposición a corto término la mayoría de hidrocarburos acumulados son rápidamente eliminados. Según Mason (1988), experimentos de uno a tres meses de exposición a un tóxico son considerados por varios autores de largo plazo e inferiores a este término de corto plazo, como el experimento realizado en este trabajo.

Por esta razón los organismos perdieron gran parte del aldrin al ser trasladados a aguas limpias.

Los porcentajes de reducción de aldrin en ostras provenientes de 26 o/oo, después de cinco días de depuración libre de tóxico oscilan entre 88,7 y 89,1. En ese trabajo se registran porcentajes de depuración de 80 % en 6,6 días en *C. virginica* expuestas a kepone; por otra parte Widdows *et al.* (1983) registraron en organismos de *M. edulis* expuestos a naftaleno, porcentajes de depuración > 98 % en 0.25 días de estar en agua libre de tóxico. Es evidente que el valor obtenido está entre los hallados por varios autores.

Mowdy (1981) sostiene que la tasa de eliminación de compuestos foráneos es afectada por los cambios en la salinidad. Además, agrega que es un proceso pasivo. El tóxico atraviesa generalmente desde regiones donde se encuentren a altas concentraciones, a regiones de bajas concentraciones por difusión. Procesos biológicos activos, tales como ventilación, circulación de la sangre, excreción y metabolismo, contribuyen a la eliminación de los tóxicos (Widdows *et al.* 1983). Al estar estos procesos activos involucrados en la eliminación de sustancias tóxicas, a 26 o/oo es más rápida, ya que a esta salinidad las actividades funcionales de las ostras no se alteran y circulan grandes volúmenes de agua libre de tóxicos a través de las branquias, que al igual que los riñones, son órganos importantes en el proceso de eliminación (Widdows *et al.*, 1983). Además, a esta salinidad se encontró excreción de posibles metabolitos de aldrin en heces, lo cual puede ser una razón, al ser ésta una vía alterna de eliminación del aldrin, para que a 26 o/oo la reducción de éste en los tejidos sea más rápida.

En la salinidad de 35 o/oo se presentaron porcentajes más bajos de reducción de tóxicos en tejidos (67.5 %). Fisher y Newell (1986) atribuyen este comportamiento a la reducción de la capacidad de defensa de la ostra *C. virginica* en altas salinidades. Aumentos en la salinidad influyen en el tiempo de respuesta y en la disponibilidad locomotora de los hemocitos. A 17 o/oo los porcentajes de reducción en los tejidos son altos (88.6 %)

Por otra parte, Macinnes y Calabrese (1979) no encontraron diferencias significativas en las tasas de respiración y filtración, entre salinidades de 17 o/oo y 26 o/oo, siendo la actividad



filtradora en ostras (*C. virginica*) a 17 o/oo muy cercana a la de 26 o/oo. Por lo cual es de esperarse que en ostras de 17 o/oo, a diferencia de las de 35 o/oo, sean mayores los volúmenes de agua que circulan por las branquias, aumentando así la posibilidad de disminuir las concentraciones de aldrin.

Después de 15 días persiste una pequeña fracción del aldrin en los tejidos (Fig. 3), por lo tanto la tasa de pérdida se hace mínima; esta fracción es retenida y eliminada muy gradualmente como sostienen varios autores para otros tóxicos (Neff *et al.* 1976; Stegeman y Teal 1973, Morales y Haven 1983). La retención del aldrin después de varios días de depuración refleja el efecto de la transferencia de ostras de aguas contaminadas a aguas libres de tóxico, lo cual puede resultar en el establecimiento de un nuevo equilibrio entre la concentración del organismo y el medio circundante. Stegeman y Teal (1973) y Widdows *et al.* (1983) sostienen que el sitio de acumulación presenta gran importancia en el proceso de depuración. Debido a que las glándulas digestivas y el tracto digestivo en bivalvos se caracterizan por presentar una baja tasa de excreción, es posible, que la fracción de aldrin persistente en el organismo después de 20 días de sometidas a aguas libres de tóxico, pueda estar almacenada en esos compartimientos. Esta posibilidad es consistente con la observación hecha por Holum (1977) en el sentido de que los organoclorados son persistentes en organismos del medio marino.

Los máximos valores de pérdida de aldrin en ostra (*C. rhizophorae*) durante los primeros cinco días del proceso de depuración se dieron a la salinidad de 26 o/oo y oscilaron entre 0,18 y 0,19 unidades; siendo mayores que el valor calculado por Mason (1988) en *M. galloprovincialis* (0,12) expuestos a hidrocarburos de petróleo y que el calculado por Morales y Haven (1983) en ostras *C. virginica* (0,10) expuestas a kepone. Estos valores nos indican que el aldrin en ostras a salinidad de 26 o/oo presenta una alta tasa de eliminación. Por otra parte, el tiempo de vida medio del aldrin en ostras en estas condiciones estuvo entre 3,66 y 3,30 días, lo cual corrobora la rápida eliminación de residuos de compuestos derivados del naftaleno, como lo anota Widdows *et al.* (1983). Estos autores hallaron en *M. edulis* tiempos de vida medio para derivados del naftaleno de 2,6 y 3,8 días. Por otra parte los valores mínimos de pérdida de al-

drin se dieron a 35 o/oo, donde se presentaron los valores más altos de tiempo de vida media (13,6 y 19,8 días). A 17 o/oo de salinidad la pérdida constante de aldrin no fue marcadamente reducida como a 35 o/oo y el tiempo de vida medio estuvo entre 6.4 y 9.8 días; este análisis nos muestra que la salinidad de 35 o/oo no favorece la eliminación de aldrin del organismo.

En varios estudios se ha demostrado, que el aldrin es convertido rápidamente a su epóxido dieldrin (O' Brien 1967). Sin embargo en *C. rhizophorae* no se halló, en ninguna de las salinidades de experimentación, como material de excreción ni aldrin y ni dieldrin, a diferencia de mamíferos e insectos que excretan aldrin, dieldrin y otros productos metabólicos (Metcalf y Flint 1975). La epoxidación de dobles enlaces por el sistema de oxidasas es la reacción más importante del aldrin en bivalvos, aunque a menudo estos metabolitos son estables, están sujetos a hidratación produciendo dihidrodioles, los cuales son solubles en agua y fácilmente excretados (Matsumura 1976). La conversión de ciclodienos a sus metabolitos respectivos es determinada por la acción de las oxidasas, y la actividad de este grupo de enzimas difiere de un grupo taxonómico a otro (Moriarty 1975).

Durante el proceso de acumulación y depuración a la salinidad de 26 o/oo se encontró un compuesto no identificado, con un tiempo de retención intermedio entre el aldrin y el dieldrin. Esto sugiere que el compuesto detectado puede ser alguno de los metabolitos producto de la degradación del aldrin, como el cisaldrinol, 9-OH aldrin, o el 2 ketodieldrin (Matsumura 1976).

La posibilidad, que los efectos tóxicos del aldrin interfieran en la actividad de las ostras durante el ensayo experimental no es omitido, pero el consiguiente aumento de la concentración en los tejidos al aumentar los días, nos indica que el aldrin no está afectando los mecanismos de acumulación.

#### AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestros agradecimientos a A. Acero por las correcciones al manuscrito, a R. Madera, R. Giraldo por su asesoría en la parte de manejos de software y análisis estadísticos. El proyecto fue financiado por el CINDEC de

la Universidad Nacional de Colombia, COLCIENCIAS e INVEMAR. Esta publicación es parte del trabajo de tesis de M. Sc. de uno de los autores (LCG).

### RESUMEN

Se realizaron experimentos de laboratorio a diferentes salinidades (35, 26 y 17 o/oo) para determinar las tasas de acumulación del compuesto organoclorado aldrin en ostras *Crassostrea ehezphorae* de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe colombiano). Después de de 24 h de exposición se detectaron niveles de residuos en los tejidos, presentándose incrementos con los aumentos en la concentración de exposición. Los máximos valores se registraron para todas las concentraciones de exposición, a la salinidad de 26 o/oo, seguidos de la de 17 o/oo y los valores más bajos a la de 35 o/oo. Es notorio el efecto de la salinidad sobre la acumulación del aldrin en ostras; los valores máximos calculados para el factor de bioconcentración fueron 96115.5, 37938.9 y 22605.1 veces la concentración del medio, para salinidades de 26, 17 y 35 o/oo, respectivamente. El proceso de depuración es variable entre cada una de las salinidades; en ostras mantenidas en 26 o/oo hay una marcada reducción en los niveles de residuos durante los primeros cinco días, logrando eliminar en este tiempo cantidades alcanzadas por ostras de 17 o/oo en veinte días y superando los obtenidos por ostras de 35 o/oo en ese mismo tiempo. Después de una rápida disminución en los residuos, sigue una pérdida lenta del aldrin remanente en los tejidos.

### REFERENCIAS

- Barbera, C. 1976. Pesticidas agrícolas. Omega. Barcelona. p. 109-118
- Bayne, B. L. 1976. Marine mussels their ecology and physiology. University Press, Cambridge. 506 p.
- Bayne, B.L., D. A. Brown, K. Burns, D. R. Dixon, A. Ivanovici, D. R. Livingstone, D. M. Lowe, M. N. Moore, A. R. D. Sterrin & J. Widdows. 1985. The effects of stress and pollution on marine animals. Preager Publishers, New York. 375 p.
- Bohle, B. 1972. Effects of adaptation to reduced salinity on filtration activity and growth of mussels *Mytilus edulis*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 10:41-47.
- Brodthmann, N. V. 1970. Studies on the assignment of 1,1,1, trichloro 2-2-bis p-chlorophenyl etane (DDT) by *Crassostrea virginica* Bull. Envir. Cont. Toxicol. 5:455-462.
- Campos, N. H. 1988. Selected bivalves for monitoring of heavy metal contamination in the Colombian Caribbean, p. 270-275. In U. Seeliger, L. D. de Lacerda & S. R. Patchineelam. (Eds.): Metals in coastal environments of Latin America. Springer Verlag. Berlin.
- Campos, N. H. & A. Escobar. 1992. Efectos de la salinidad sobre la tasa de filtración de la ostra comercial *Crassostrea rhizophorae* de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Rev. Ing. Pesq. 10:70-77.
- Connell, D. & G. Miller. 1984. Chemistry and ecotoxicology of pollution. John Wiley & Sons, New York. p. 7-221.
- Emanuelson, M. J., L. Lincer & E. Rifkin. 1970. The residue uptake and histology of American oyster *Crassostrea virginica* exposed to dieldrin. Bull. Envir. Cont. Toxicol. 19:121-129.
- EPA. 1979. Manual for analytical control for pesticides and related compounds in human and environmental samples. First revision. U. S. Environmental Protection Agency. 600/1-70-008.
- Estrada, M. I. 1988. Determinación de plaguicidas organoclorados en peces (*Mugil incilis* y *Cathorops spixi*) y ostras (*Crassostrea rhizophorae*) de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final. INVEMAR, Santa Marta. 58 p., 12 anexos.
- Fisher S. W. & R. Newell. 1986. Salinity effects on the activity of granular hemocytes of American oyster, *Crassostrea virginica*. Biol. Bull. 170:122-134.
- Fossato, V. U. & W. J. Canzonier. 1976. Hydrocarbon uptake and loss by the mussels *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 36:243-250.
- Holum, J. 1977. Topics and term in environmental problems. John Wiley & Sons, New York. 729 p.
- Jackmin, E., G. Morrinson & R. Steele. 1977. Effects of environmental factor on radiocadmium uptake by four species of marine bivalves. Mar. Biol. 40:303-308.
- Kock, A. C. & D. A. Lord. 1988. Kinetics of the uptake and eliminations of polychlorinated biphenyls by an estuarine fish species (*Rhabdosarqus holubi*) after aqueous exposure. Chemosphere 17:2381-2390.
- Kopfler, F. C. 1974. The accumulation of organic and inorganic mercury compounds by the eastern oyster *Crassostrea virginica*. Bull. Envir. Cont. Toxicol. 11:275-280.
- Leadem, P. T., R. D. Campbell & D. Johnson. 1974. Osmoregulatory responses to DDT and varying salinity in

- Salmo gairdineri* I-gill-Na-K-atepeasa. Comp. Bioch. Physiol. 49a:197-205.
- Macinnes, J. & A. Calabrese. 1979. Combined effect of salinity, temperature and copper on embryos and early larvae of the American oyster *Crassostrea virginica*. Arch. Environ. Cont. Toxicol. 8:553-562.
- Madrigal, C. E., O. Pacheco, E. Zamora, R. Quesada & J. Montoya. 1985. Tasa de filtración del ostión de manglar *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) a diferentes salinidades y temperaturas. Rev. Biol. Trop. 33:77-79
- Martinez, J. de D. 1978. Incidencia de pesticidas agrícolas en la Zona Bananera del Magdalena y contaminación en las aguas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INDERENA. Div. Pesq. 10:1-14
- Mason, R. P. 1988. Accumulation and depuration of petroleum hydrocarbons by black mussels I. Laboratory exposure trials. S. Afr. J. Sci. 6:143-153.
- Matsumura, F. 1976. Toxicology of insecticides. Plenum Press, New York. 503 p.
- Metcalf, C. & Flint, W. 1975. Insectos destructivos e insectos útiles, sus costumbres y su control. Inst. Cubano del libro. p. 396-397.
- Morales, A. R. & D. S. Haven. 1983. Uptake of kepone from sediments suspension and subsequent loss by the oyster *Crassostrea virginica*. Mar. Biol. 74:187-201.
- Moriarty, F. 1975. Organochlorine insecticides persistent organic pollutants. Academic, New York. 302 p.
- Moriarty, F. 1983. Ecotoxicology. The study of pollutants in ecosystems. Academic Press, London. p. 98-132.
- Mowdy, D. E. 1981. Elimination of laboratory-acquired cadmium by the oyster *Crassostrea virginica* in the natural environment. Bull. Envir. Cont. Toxicol. 26:345-351.
- Murphy, A. S. 1986. Uptake and depuration of pesticide residues by fish. "Toxicity of Pesticides", I CAE: 69-110.
- Nadal, J., L. Venero, A. Borell, G. A. Llorente & X. Ruiz. 1987. DDTs y PCBs en huevos de cinco especies de aves procedentes de Calca (Cuzco, Perú). P. Dept. Zool. Barcelona. 13:105-109.
- Neff, J. M., B. A. Cox, D. Dixit & J. W. Anderson. 1976. Accumulation and release of petroleum-derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. Mar. Biol. 38:279-289.
- Neff, J. M., P. Boehm & W. E. Haensly. 1985. Petroleum contamination and biochemical alterations in oysters *Crassostrea gigas* and plaice *Pleuronectes platessa* from bays impacted by the Amoco Cadiz crude oil spill. Mar. Envir. Res. 17:281-283.
- Nell, J. A., M. E. Skeel & P. Dunkley. 1983. Uptake of some dissolved organic nutrients by the Sydney rock oyster *Saccostrea commercialis*. Mar. Biol. 74:313-318.
- O'Brien, R. D. 1967. Insecticides action and metabolism. Academic Press, New York. p. 133-142.
- Pèrès, J. M. 1980. Polución en zonas costeras y en alta mar. Vías de acceso zonas de dilución-dispersión. En: J. M. Pèrès (ed.). La polución de las aguas marinas. Omega, Barcelona. p. 13-21.
- Plata, J. 1990. Dinámica de los organoclorados en la red trófica de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe Colombiano). Tesis M. Sc. U. Nal. Colombia, Bogotá. 109 p.
- Plata, J., N. H. Campos & G. Ramírez. 1993. Flujo de compuestos organoclorados en las cadenas tróficas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Caldasia 17:199-204.
- Rajendran, N. & V. Venugopalan. 1991. Bioconcentration of endosulfan in different body tissues of estuarine organism undersublethal exposure. Bull. Envir. Cont. Toxic. 46:151-158.
- Ramírez, G. 1988. Residuos de plaguicidas organoclorados en sedimentos de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe Colombiano). An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín 18:127-136.
- Renberg, L., M. Tarkpea & G. Sundtröm. 1986. The use of the bivalves *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. Ecotox. Envir. Saf. 11:361-372.
- Roberts, D. 1972. The assimilation and chronic effects of sublethal concentrations of endosulfan on condition and spawning in the common mussels *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 16:119-125.
- Shumway, E. S. & R. Koehn. 1982. Oxigen consumption in the American oyster *Crassostrea virginica*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9:59-68.
- Stegeman, J. J. & J. M. Teal. 1973. Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster *Crassostrea virginica*. Mar. Biol. 22:37-44.
- Theede, H. 1963. Experimentelle Untersuchungen über die Filtrationleistung der Miesmuschel *Mytilus edulis* L. Kieler. Meeresforsch. 19:20-41.
- Thurston, R. V., R. C. Russo, C. M. Fetlerolf, J. R., T. A. Edsall, & M. Barber (eds.). 1979. A review of the EPA red book: water quality criteria for water. Water quality section, American Fisheries Society. 313 p.
- Vernberg, B. W. & J. Vernberg. 1972. Environmental physiology of marine animals. Springer-Verlag, New York. 343 p.
- Wedler, E., L. Pérez, J. Palacio & E. Pinzón. 1978. Ostricultura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. I. Etapa. Inst. de Invest. Mar. Proyecto 30003-01-76, Santa Marta. 64 p.

Widdows, S. J. & D. S. Page. 1993. Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussels, *Mytilus edulis*. Mar. Envir. Res. 35:233-249.

Widdows, S. J., S. L. Moore, K. R. Clarke & P. Donkin. 1983. Uptake, tissue distribution and elimination of (1-<sup>14</sup>C) naphthalene in the mussels *Mytilus edulis*. Mar. Biol 76:109-114.