

## Efecto del dicloro difenil tricloroetano (DDT) sobre la supervivencia y crecimiento de puérulos de langosta espinosa, *Panulirus Argus*

### *Effect of dichloro diphenyl trichloroethane (DDT) on the survival and growth of puerules of spiny lobster, *Panulirus argus**

GERARDO SUÁREZ-ÁLVAREZ

Centro de Investigaciones Pesqueras (CIP). Calle 246 No. 503 entre 5ta. Avenida y Mar,  
Reparto Barlovento, Municipio Playa, La Habana, Cuba, CP 19100,  
E-mail: gerardoeloy650@gmail.com

#### RESUMEN ABSTRACT

Se evalúan los resultados de los bioensayos de toxicidad letal y subletales realizados con postlarvas (puérulos) de langosta *Panulirus argus*, Latreille, 1804, sometidos al efecto de un plaguicida organoclorado, el dicloro difenil tricloroetano (DDT). Los ejemplares utilizados para este trabajo experimental se colectaron en cayo Guayo; al sur de la provincia de Sancti Spiritus, Cuba. La concentración letal media para 24; 48; 72 y 96 h determinados según el método de probits fue de 28,1; 10,7; 8,6 y 7,2 ppb respectivamente. El umbral de toxicidad se estimó en 5 ppb y partiendo de esta guía, se utilizó el 20 % de esta concentración (1 ppb) para realizar las pruebas subletales, que consistieron en medir el efecto de este plaguicida sobre la tasa de crecimiento de los puérulos, se observó que durante un período igual o mayor a 90 días, los ejemplares sometidos al DDT no mudaron ni crecieron, pero sí respondían a estímulos mecánicos y capturaban su comida con facilidad, lo cual denotó el efecto pernicioso del mismo. Sin embargo, en los controles se determinó una tasa de crecimiento media de  $0,202 \pm 0,150$ , que es típicamente geométrico progresivo. Para los ejemplares de control el ajuste a ecuaciones de crecimiento logístico y de Gompertz permite explicar el fenómeno del crecimiento, no así la de Bertalanffy que mostró las mayores variaciones respecto a los valores observados. La concentración presumiblemente no dañina fue calculada como 0,47 ppb y está por debajo de todos los valores experimentales llevados a cabo en este trabajo.

Palabras clave: Bioensayos, DDT, langosta, supervivencia, crecimiento.

The results of the lethal and sublethal toxicity bioassays carried out with postlarval (puerulous) lobster *Panulirus argus*, Latreille, 1804, subjected to the effect of an organochlorine pesticide, dichloro diphenyl trichloroethane (DDT), are evaluated. The specimens used for this experimental work were collected in Cayo Guayo; south of the province of Sancti Spiritus, Cuba. The mean lethal concentration for 24; 48; 72 and 96 h determined according to the probit method was 28,1; 10,7; 8,6 and 7,2 ppb respectively. The toxicity threshold was estimated at 5 ppb and, based on this guide, 20 % of this concentration (1 ppb) was used to carry out the sublethal tests, which consisted of measuring the effect of this pesticide on the growth rate of pueruli, it was observed that during a period equal to or greater than 90 days, the specimens subjected to DDT did not change or grow, but they did respond to mechanical stimuli and easily captured their food, which denoted its pernicious effect. However, in the controls a mean growth rate of  $0,202 \pm 0,150$  was determined, which is typically geometrically progressive. For the control specimens, the adjustment to logistic growth and Gompertz equations allows explaining the growth phenomenon, but not the Bertalanffy equation, which showed the greatest variations with respect to the observed values. The presumably non-harmful concentration was calculated as 0,47 ppb and is below all the experimental values carried out in this work.

Keywords: Bioassays, DDT, lobster, survival, growth.

## INTRODUCCIÓN

En su lucha contra las plagas, el hombre ha desarrollado productos para su eliminación, pero el uso indiscriminado y continuado de estos, ha provocado adaptaciones en ellas y se han vuelto más resistentes, por lo que al aumentar sus dosis se incrementan sus niveles en el medio natural y se induce la muerte, migración u otros trastornos a animales útiles al hombre. En la actualidad no puede concebirse una agricultura productiva, de altos rendimientos, sin el concurso de los plaguicidas orgánicos sintéticos (Dierksmeier, 2001). Uno de los productos más usados ha sido el dicloro difenil tricloroetano (DDT), y sus derivados, un plaguicida organoclorado que se acumula en los diferentes niveles de la cadena trófica, depositándose en los tejidos grasos que actúan como un amplificador biológico. Como señala Zaragoza-Bastida *et al.* (2016), el daño que puede causar el DDT no se limita a su presencia en el ambiente, sino que este puede acumularse en diferentes cuerpos de agua, y diferentes niveles tróficos, lo cual repercute de manera drástica en los organismos acuáticos.

Los ejemplos de destrucción y muerte provocados por el DDT están bien documentados (Carson, 1964). El principal efecto pernicioso del DDT y otros plaguicidas organoclorado (OC), según Carvalho & Hance (1993), es que reducen la capacidad reproductiva de las especies. El DDT puede reducir el grosor de la cáscara de los huevos en varias especies de manera que la capacidad para incubar disminuye en una medida suficiente para provocar el decrecimiento de las poblaciones. Aunque fue prohibido el empleo del DDT, en la mayoría de los países entre los años 1970 y 1980 del siglo pasado, aún existen pruebas de su persistencia en la actualidad, como son los reportes de Beckvar & Lotufo (2011) y Lloyd-Smith & Immig (2018).

En Cuba, Basu *et al.* (1975), en cuanto al DDT y su distribución, reportaron que aproximadamente un 40 % de las 37 estaciones muestreadas durante 1974, en la plataforma suroccidental cubana, conocida como Zona B, se encontraron valores de concentración mayores de 1 ppb en el agua de superficie. Parte de este plaguicida había sido metabolizado a dicloro difenil dicloroetano (DDD), sobre todo en la porción más occidental de la plataforma. Por su persistencia en el ambiente y su nivel de toxicidad, el objetivo fundamental de este trabajo fue estudiar el efecto del DDT, sobre la supervivencia y la consecuencia de una concentración subletal, considerada como presumiblemente no dañina, sobre el crecimiento de postlarvales de la especie de mayor importancia en las pesquerías de la plataforma cubana, la langosta *Panulirus argus*, Latreille, 1804, así como estimar cuál de los métodos generalmente utilizados para determinar la mortalidad, por medio de bioensayos, es más preciso y cuál más significativo estadísticamente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para el trabajo experimental se emplearon postlarvales de langosta espinosa del Caribe *Panulirus argus*, Latreille, 1804, colectadas manualmente de las raíces del mangle (*Rhizophora mangle*) en cayo Guayo, (21° 35,678' N y 70° 46,616' W), en la plataforma suroriental de Cuba, (Fig. 1). El procedimiento seguido para la manipulación, selección y aclimatación de los organismos de prueba fue el recomendado por Larsstuvold (1975) y ratificado por Reish & Oshida (1986). La captura de los puérulos se realizó durante el mes de febrero, que se corresponde con la época de reclutamiento máximo según Cruz *et al.* (1987) y transportadas al laboratorio del Centro de Investigaciones Pesqueras (CIP), por carretera durante 6-8 h, en recipientes plásticos, con 60 L de agua de mar, y 60-70 animales. Durante el período de transportación, la concentración de oxígeno del agua se mantuvo por encima de 5 mg/L con ayuda de un aireador de batería. En el laboratorio, antes de iniciar los bioensayos, se procedió a su aclimatación durante un período de 6-10 días, según procedimiento de Reish & Oshida (1986).

Durante este período, los postlarvales (exceptuando los del estadio I), fueron alimentados manualmente, uno a uno, con trozos de 8-27 mm<sup>3</sup> de carne de moluscos, *Acanthopleura granulata* (quitones) o *Loligo pealei* (calamares), hasta el día anterior de iniciarse los experimentos de toxicidad aguda, siguiendo recomendaciones de la FAO (1981) y estos se comenzaron sin reportar alguna mortalidad.

El agua empleada como diluyente y como de control fue obtenida del fondo, en un punto aparentemente sin contaminación por DDT, según análisis del agua realizados en el Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal, Cuba, a unos 80 m de la costa, en la región noroeste de Ciudad de La Habana. No se reportó ninguna mortalidad en las pruebas de control. Las soluciones experimentales se prepararon, según Reish & Oshida (1986), a partir de una solución madre de DDT (98 % Sigma-Aldrich CAS No. 50-29-3), a razón de 1 g del producto puro diluido en 100 mL de acetona (99,5 %), Merck, pura para análisis (ARP); por lo que 1 mL de esta solución, teóricamente contendría 10 mg de DDT. Dada la alta insolubilidad del DDT en agua, se adicionó este a los acuarios disuelto en acetona, por lo que se estableció un control con acetona.

Los parámetros físico-químicos determinados a toda el agua empleada, fueron: oxígeno disuelto, temperatura, pH y salinidad. El oxígeno fue medido con precisión a la centésima con un oxímetro portátil YSI-550A y corroborado según el método de Winkler al nitrato (APHA, 2012); la temperatura con un termómetro graduado en décimas de grados Celsius, el pH en un pH metro eléctrico con un electrodo combinado y la salinidad por medio de un medidor multiparámetros Hanna HI-9828.

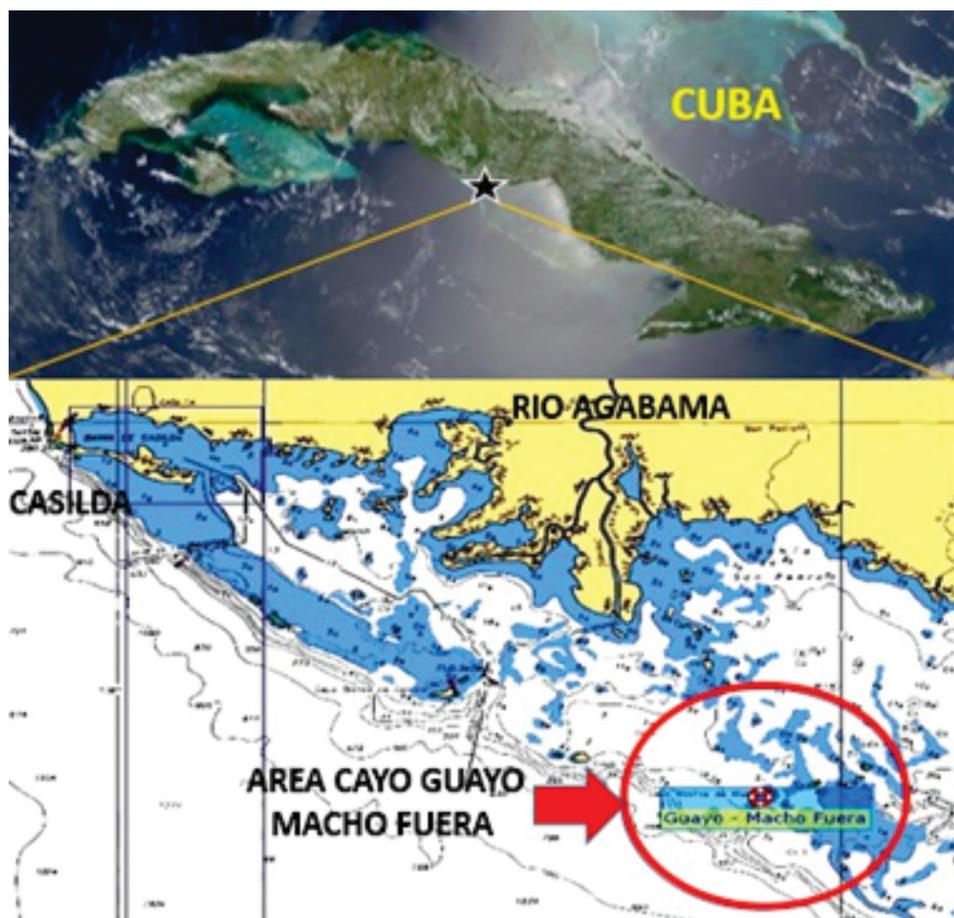


Fig. 1. Área de colecta de puérulos de langosta, al sur de la provincia de Sancti Spiritus.

La concentración letal media (LC50) es una medida para evaluar el efecto tóxico de sustancias peligrosas al medio ambiente, que significa la concentración de la sustancia medida a la cual el 50 % de los organismos mueren en un período de exposición determinado, según Vázquez-Villegas *et al.* (2018).

Para las pruebas de toxicidad aguda, con dos replicas, se emplearon diez recipientes de cristal, con 20 L de agua,

a razón de 20 ejemplares por cada uno (1 ej./L), para un total de 200 y para las de crecimiento, frascos de cristal de 2 L con una postlarva en cada uno. La tabla 1 presenta un resumen de las tallas, referidas al largo total de los animales empleados para los experimentos, no existiendo diferencias estadísticas (ANOVA,  $p > 0,05$ ) entre ellos para una probabilidad del 95 %.

Tabla 1. Largo total (mm) de los ejemplares estudiados en los controles, experimentos de toxicidad y para el crecimiento

Fase	Lt (mm)	DS	Mínimo	Máximo	Ejemplares
Controles	26,06	6,41	16,5	40	20
Toxicidad	26	7,16	16	40	200
Crecimiento	26,45	6,54	16	40	60

Lt = largo total medio; DS = desviación estándar.

Las concentraciones de prueba, para el análisis de la toxicidad aguda (3,2; 5,8; 7,8; 9; 12; 30; 42; 60; 86 y 100 ppb), fueron escogidas según la serie logarítmica del APHA (2012),

efectuándose recambio del agua cada 48 h, ya que reponiendo el agua se garantiza la persistencia del contaminante que podría perderse por evaporación, ya que, según Castro-Castro

*et al.* (2005), los compuestos organoclorados constituyen uno de los grupos más peligrosos de plaguicidas, puesto que presentan una baja solubilidad en agua, una alta solubilidad en la mayoría de los disolventes orgánicos, baja presión de vapor, elevada estabilidad química y una considerable resistencia al ataque de los microorganismos. Para cada concentración se utilizaron 20 puérulos, en dos réplicas de 10 ejemplares distribuidos aleatoriamente en los frascos experimentales. No se realizaron ensayos preliminares de bosquejo, ya que la bibliografía (Portman, 1972; Castro-Castro, 2005), señalaban el posible rango de respuesta y el empleo de la progresión logarítmica según Reish & Oshida (1985), facilitan la posibilidad de acertar con la utilización de menos ejemplares y concentraciones de prueba.

Un animal se consideró muerto cuando se observa el cese de todos los movimientos respiratorios o la inmovilidad general; retirándose el mismo, lo más pronto posible para evitar la descomposición del agua.

Para las pruebas de toxicidad aguda se empleó aeración controlada, a razón de 2-3 L de aire por minuto. El cálculo de las concentraciones letales se efectuó por los métodos gráfico-aritmético y semilogarítmico del APHA (2012), y por el de los Probits de Bliss (1941) según un paquete estadístico computacional, el MSTAT de la Universidad de Michigan, (Bayat *et al.*, 2018). Los límites de confianza y los niveles de toxicidad para los probits 84 y 16 se calcularon según Probits, un programa elaborado por el autor en Turbo Pascal Ver. 6.0. Para los análisis de significación estadística se emplearon los paquetes Stagraphic Centurión ver. XVII.II y Sigmastat ver. 3.1.

El método rutinario (aritmético), es considerado como adecuado para la identificación de una toxicidad aguda que no está asociada con una demanda de oxígeno excesiva, debiéndose a sustancias de relativa estabilidad y no muy volátiles. Este método es relativamente fácil de llevarse a cabo, pero no tolera ningún análisis estadístico, ya que simplemente se gráfica, y fue desarrollado según Sprague (1973), como una herramienta de trabajo para los laboratorios de control de la contaminación instalados en las propias industrias responsables del daño ambiental.

Una metodología más segura es la que computa los números probits que expresan la mortalidad en términos de la desviación estándar por encima y por debajo de la respuesta media con el valor de 5 añadido, para convenientemente eliminar los números negativos, demostrándose la facilidad operacional de las transformaciones logarítmicas probabilísticas de los resultados experimentales de la mortalidad por la unidad de tiempo.

De este modo se logró conocer los umbrales de toxicidad y límites de confianza de los mismos, verificados por una prueba de  $\chi^2$  que estima la concordancia entre los valores observados y calculados, que fácilmente pueden ser calculados mediante una hoja Excel (Srinivasan, 2017).

Para las pruebas a concentraciones subletales se estudió el efecto de una concentración inferior a la presumiblemente no dañina (CPND), sobre el crecimiento de los ejemplares, y esta fue calculada según Van Horn (1949) validado por Edwards & Brown (1967) y la EIFAC. (1987), que recomienda se empleen valores entre 0,1-0,3 para una mayor seguridad, como:

$$CPND = LC50_{48h} (FA/S2) \quad (1)$$

Donde:

$$S = LC50_{24h} / LC50_{48h}$$

FA = factor de aplicación = 0,3.

Para estudiar el crecimiento de los ejemplares de control y sometidos a concentraciones subletales de DDT, conociéndose que el crecimiento en largo para los crustáceos no es un proceso continuo, sino que ocurre con la muda, se empleó el método gráfico de Hiatt (1948) utilizado por Kurata (1962). Este procedimiento utiliza la relación entre el largo total de la exuvia nueva ( $Ln+1$ ) contra la anterior ( $Ln$ ) como variable independiente.

La expresión que representa la línea recta del ploteo es:

$$(Ln+1) - Ln = a [(Ln - (Ln-1))] \quad (2)$$

En esta ecuación la pendiente o constante "a" denota la tasa a la cual la talla se incrementa a mudas sucesivas y recibe el nombre de coeficiente de crecimiento.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La composición físico química del agua se muestra en la tabla 2, notándose que ninguno de los valores son limitantes para los organismos marinos, dentro de los rangos recomendados por Sprague (1973) y APHA (2012) para la conducción de los bioensayos; además estos factores están dentro del rango reportada por Lluís (1983), para el agua de la plataforma cubana, señalándose que todos los valores reportados son considerados como adecuados para la vida del medio marino, según la Norma cubana (NC 25: 1999).

Tabla 2. Características físico-químicas del agua de dilución empleada para el desarrollo experimental

Factor	Promedio	Desv. estándar
Oxígeno (mg/L)	6,98	0,45
Temperatura (°C)	26	0,45
pH	8	0,17
Salinidad (ups)	35,6	0,85

Los valores de toxicidad letal calculados según los métodos aritmético-gráficos, logarítmicos y de probits, se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Valores de toxicidad para el DDT calculados según tres metodologías diferentes para el ajuste a una ecuación de la recta aritmético-gráfica, logarítmica y probits

Método	Conc. (ppb)	24 h	48 h	72 h	96 h
Aritmético-gráfico	LC50	29,1	10,8	8,2	6,9
Logarítmico	LC50	33,0	11,9	8,3	7,1
	LC16	12,7	5,5	2,4	2,2
Probits	LC50	28,1	10,7	8,6	7,2
	LC84	52,8	37,1	16,9	12,3

Las curvas de toxicidad para postlarvales de *P. argus* sometidos al DDT se muestran en las figuras 2; 3 y 4, donde se presentan los resultados encontrados según el método utilizado.

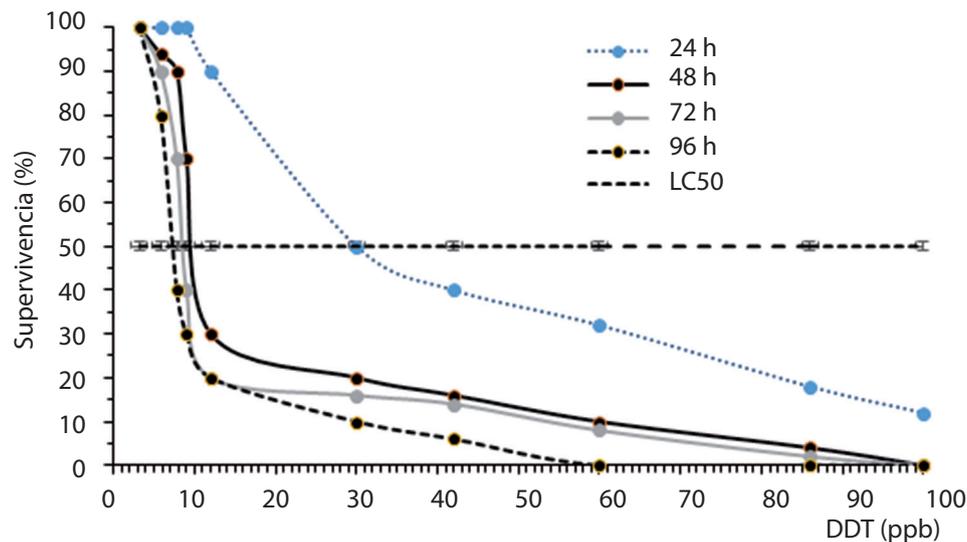


Fig. 2. Curvas de toxicidad para el LC50 por el método aritmético-gráfico.

Mediante un análisis de varianza bifactorial se determinó que no había diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos utilizados ( $F = 1,56; p = 0,05$ ), pero sí entre las horas de exposición ( $F = 221,0; p = 0,05$ ) y que existía interacción entre los métodos y las horas ( $F = 8499; p = 0,05$ ). Indicándonos que para fines de evaluación rápida se pueden emplear los métodos gráficos, aunque no ofrezcan toda la información requerida para un conocimiento más específico.

Una matriz de coeficientes de similitud fue empleada para realizar un análisis de clúster, según la estrategia del vecino más lejano y la distancia euclidiana cuadrada (Herrera,

2000). Los conglomerados se dividen en dos grupos bien definidos, uno que representa los datos calculados por medio de los probits y el otro por el aritmético-gráfico y logarítmico, estimándose que los resultados a adoptar serán los obtenidos según los probits, como se observa en la figura 5, donde claramente se forman dos grupos bien delimitados, uno que comprende el aritmético-gráfico y el logarítmico contra otro separado de ambos, que es de los probits. Las concentraciones obtenidas por esta metodología están muy por debajo de 1 ppm, propuesto como definitorio de sustancias de elevada toxicidad, estimándose que el DDT debe ser clasificado como un producto de elevada toxicidad, para

las postlarvas de langosta; como ya había sido señalado por Daugherty (1951), lo que reafirma que este plaguicida debe

ser considerado como un producto de elevada toxicidad para los puérulos de langosta.

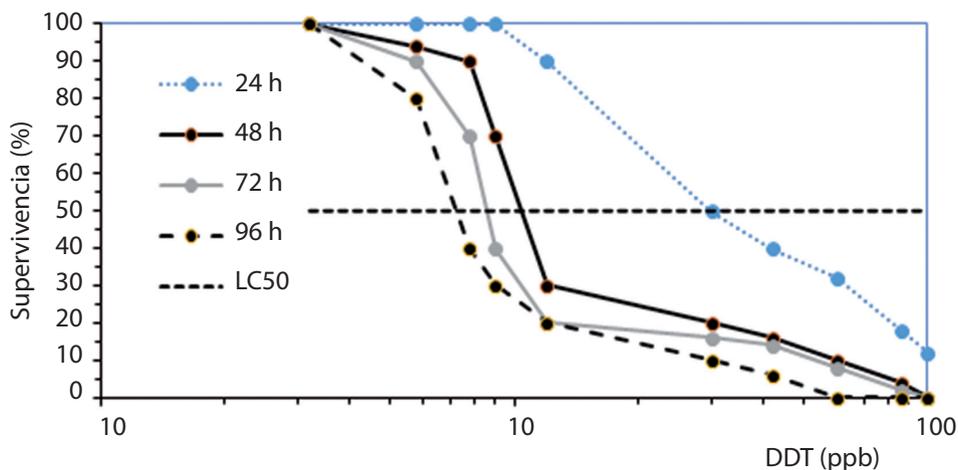


Fig. 3. Curvas de toxicidad para el LC50 por el método logarítmico.

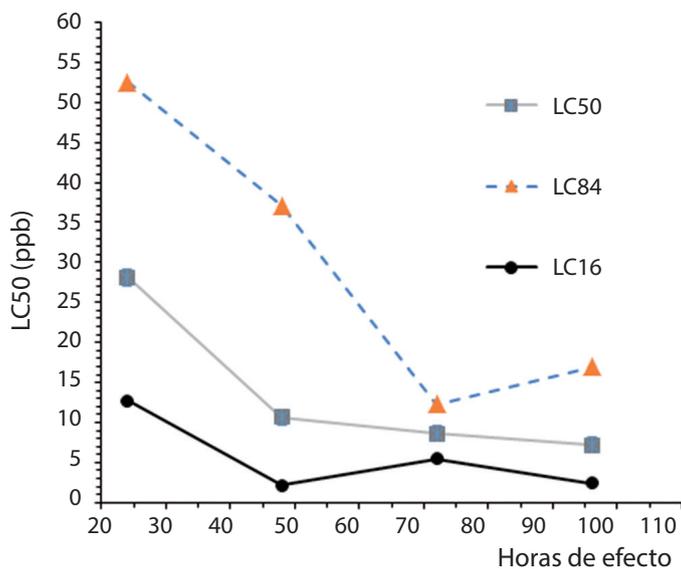


Fig. 4. Curvas de toxicidad para el LC50 por el método de Probits.

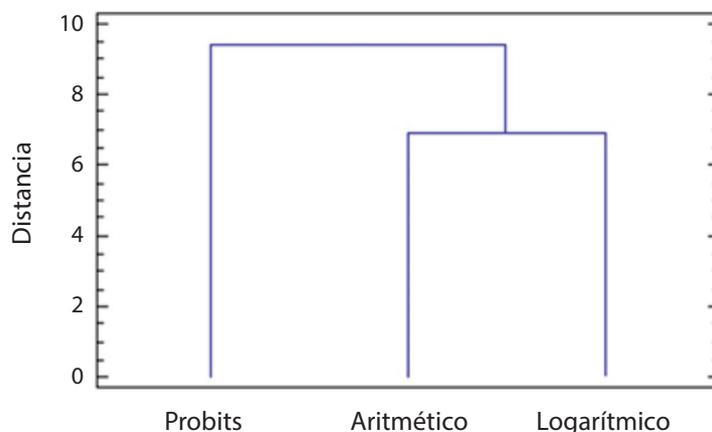


Fig. 5. Análisis clúster según la estrategia del vecino más alejado y la distancia euclidiana al cuadrado.

La ecuación de la recta que explica la toxicidad para los postlarvales puede expresarse como:

$$\log LC50 = \frac{\text{Probit} - A}{b} \quad (3)$$

Donde:

A = intercepto;

b = pendiente.

$$\text{Probits} = \begin{cases} 5,000 \text{ para LC50} \\ 6,018 \text{ para LC84} \\ 3,982 \text{ para LC16} \end{cases}$$

Una prueba Chi<sup>2</sup> indicó que el ajuste de los datos a una línea recta es significativo y la ecuación representa el comportamiento del fenómeno de intoxicación (Tabla 4).

Tabla 4. Coeficientes de la ecuación de la recta y valores Chi<sup>2</sup> para cada tiempo de reacción

Tiempo de reacción	Chi <sup>2</sup>		Coeficientes de la recta		
	Tabla	Calculado	A	b	Varianza
24 h	5,991	0,9121	-0,3791	3,71444	0,9121
48 h	5,991	0,5344	3,0676	1,87997	0,5344
72 h	5,991	4,2524	-1,1998	6,62914	4,2524
96 h	7,815	1,8429	2,6635	2,73093	1,0429

Según Portman (1972), el LC50 a las 48 h para camarones *Crangon crangon* bajo la influencia del DDT se presenta entre 3,3-10 ppb, valores semejantes a los reportados para los postlarvales de langosta; pero Butler (1965) citado por Portman (1972) presenta un LC50 a las 48 h para el camarón café, *Penaeus aztecus* de 1 ppb y Castro-Castro (2005) estimó en 0,03 ppb de DDT, la concentración de seguridad para el camarón *Litopenaeus vannamei*, por lo que al parecer los camarones son más sensible al DDT que las postlarvas de langosta. Eisler (1969) indicó que los valores de LC50 para 96 h del DDT con organismos marinos están entre 0,6-6 ppb, considerándose que los postlarvales de langosta están entre los grupos más resistentes a este plaguicida organoclorado, respecto a su supervivencia.

Del análisis de las curvas de toxicidad se estima una concentración umbral de 5 ppb y partiendo de esta guía, se utilizó una concentración de 1 ppb (20 % de seguridad) para la realización de las pruebas subletales, que consistieron en medir el efecto del DDT sobre la muda y tasa de crecimiento, observándose que durante un período de 90 días, los postlarvales sometidos a este plaguicida no mudaron ni crecieron, sin embargo, respondieron a estímulos exteriores y se alimentaron normalmente, capturando su comida al igual que los ejemplares de control. Esto parece indicar que el DDT actúa sobre el sistema endocrínológico de los puérulos, inhibiendo de alguna forma la producción de la hormona que regula la muda y, por tanto, su crecimiento y supervivencia. No obstante, debe señalarse que, aunque los puérulos no crecieron, mantenían buenos reflejos al estímulo de la

presencia del alimento, los cuales rápidamente capturaban la pieza de carne y se la comían con prisa, además se comportaban normalmente a estímulos mecánicos, al igual que los ejemplares de control sin DDT.

El estudio del crecimiento de las postlarvas de langosta en los controles experimentales, utilizando el procedimiento elaborado por Kurata (1962), permitió estimar la siguiente ecuación, que explica el crecimiento de las mismas.

$$Lt+1 = 1,268942 + 1,020523(Lt) \quad (4)$$

Donde:

Lt+1 = largo total +1 (mm);

Lt = largo total (mm).

Puesto que el valor *p* en la tabla ANOVA es menor que 0,05, existe una relación estadísticamente significativa entre Lt+1 y Lt con un nivel de confianza del 95 %.

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo ajustado explica 99,16 % de la variabilidad en Lt+1. El coeficiente de correlación es igual a 0,9958, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables. El error estándar del estimado indicó que la desviación estándar de los residuos es 0,682156. El error absoluto medio (MAE) de 0,508955 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) que examina los residuos y determinó que como el valor *p* es menor que 0,05, existe correlación serial con un nivel de confianza del 95 %.

Con estos valores se explica que, para los estadios estudiados, el crecimiento se representa como geométrico progresivo, donde las cantidades sucesivas del incremento de

la talla de las postexuvias, aumenta con el incremento de la talla preexuvial. Los distintos plaguicidas provocan efectos muy diferentes en la vida acuática (Orta, 2002), por lo que es difícil formular afirmaciones de alcance general. Lo importante es que muchos de estos efectos son crónicos y no se reconocen con facilidad.

Una vez conocido que la concentración de 1 ppb por debajo del umbral de toxicidad provocó efectos subletales que fueron capaces de inhibir la muda y, por ende, el crecimiento de los ejemplares, se procedió a sustituir los valores determinados experimentalmente, en la ecuación que Van Horn (1949) recomienda para obtener una concentración que es presumiblemente no dañina o de seguridad y la misma fue calculada como 0,47 ppb; Castro-Castro (2005) estimó en 0,30 ppb de DDT, la concentración de seguridad para el camarón *Litopenaeus vannamei*.

Esta concentración está por debajo de todos los valores donde experimentalmente se determinó alguna mortalidad, fenómeno explicado según criterio de USEPA (1983), para el DDT y sus metabolitos, donde se plantea que para proteger la vida acuática marina un valor promedio estándar sería de 0,0010 ppb a las 24 h y la concentración no debe exceder los 0,13 ppb para cualquier tiempo de exposición.

## CONCLUSIONES

1. Entre los métodos utilizados (aritmético-gráfico, logarítmico y Probits) para medir la toxicidad letal del DDT sobre las postlarvas de langosta, el de los probits fue el más significativo estadísticamente, así como representativo del fenómeno de intoxicación, siendo comprobado este fenómeno por medio de un análisis de varianza y de conglomerados.
2. Las LC50 (Probits) para 24; 48; 72 y 96 h fueron determinadas como de 28,1; 10,7; 8,6 y 7,2 ppb y explican, estadísticamente significativo, el fenómeno de la supervivencia ante la presencia del DDT.
3. El umbral de toxicidad fue calculado por debajo de 5 ppb, el cual resultó tóxico para el crecimiento de los puérulos de langosta.
4. Las pruebas subletales sobre el crecimiento de los postlarvas con una concentración de 1 ppb, demostraron que esta concentración, la cual fue determinada en la zona B, inhibe la muda y el crecimiento de los ejemplares, no así su respuesta a estímulos externos y a la alimentación, favoreciendo el criterio de la alta toxicidad del DDT.
5. La concentración presumiblemente no dañina o de seguridad fue calculada como 0,47 ppb, y está por debajo de todos los valores probados experimentalmente, demostrándose lo perjudicial que es la presencia del DDT

para los postlarvas de esta especie de crustáceo de gran importancia comercial para Cuba.

## RECOMENDACIONES

1. Producto de su alta significación estadística, se exhorta a emplear el método de los probits para el cálculo seguro de las curvas de toxicidad e interpretar, según la metodología de bioensayos, el proceso de intoxicación por contaminación en función del tiempo.
2. Evitar el empleo de fumigación con DDT en las cercanías a las áreas de abundancia de postlarvas de langosta, y así evitar sus efectos dañinos sobre la muda y el crecimiento.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los técnicos Fabián Casanova y Ricardo González, que colaboraron durante la colecta de los ejemplares y en el laboratorio, así como a la doctora Teresita Romero que auxilió en el procesamiento automatizado de los datos y revisión del trabajo. También a los trabajadores de la Empresa Pesquera Industrial (EPI) de Casilda por el apoyo brindado, así como al doctor Julio Baisre y al ingeniero Joaquin Machado por sus comentarios.

## REFERENCIAS

- APHA (2012). *Standard methods for the examination of waters and wastewaters* (22<sup>th</sup> ed.). New York, USA. American Public Health Association: Washington, American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. Washington D. C., AWWA cat. No. 10085. ISBN: 9780875530130; 1926 pp.
- Basu, A. K.; Suárez, G., Vázquez Bello, B; Perigó, E. & Quintero, J. (1975). Prospección de algunos parámetros que influyen sobre la contaminación en la plataforma suroccidental cubana: 238-240. M10. INP/CIP. Cuba; Res. Invest.
- Bayat, M., Siney, A. & Amirnia, R. (2018). Step By Step Education of Statistical software MSTAT and C SAS. Urmia University. Agricultural Researcher.
- Beckvar, N. & Lotufo, F. (2011). DDT and Other Organohalogen Pesticides in Aquatic Organisms U.S. Environmental Protection Agency Papers. 248. Published in Environmental Contaminants in Biota: Interpreting Tissue Concentrations, 2<sup>nd</sup> ed., Ed. W. Nelson Beyer & James P. Meador (Boca Raton: CRC, 2011).
- Bliss, C. I. (1941). Quantitative aspects of bioassays. *Journal Americ. Pharm. Assoc. USA*, 29, 400-495.
- Butler, P. A. (1965). Commercial fishery investigations. En: The effluents of pesticides on fish and wildlife. *Circ. U.S. Fish. Wild. Serv.* (226), 65-77.

- Carson, R. (1964). *Primavera silenciosa* (1<sup>ra</sup> ed., 344 pp.), Ed. Luis de Carralt., Barcelona.
- Carvalho, F. & Hance, R. (1993). Plaguicidas en los medios marinos tropicales. Evaluación de su destino final. Boletín del OIEA, Mónaco, No. 2, Crónicas, pp. 14-19.
- Castro-Castro, V., Siu-Rodas, Y., González-Huerta, L. & Sokolov, M. (2005). Efecto tóxico de DDT y endosulfan en postlarvas de camarón blanco, *Litopenaeus vannamei* (Decapoda: Penaeidae) de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 53(1-2). On-line version, ISSN 0034-7744 Print version, ISSN 0034-7744, 10 pp.
- Cruz, I. R., Baisre, J. A., Díaz, I. E., Brito, P. R., García, D. C., Blanco, A. W. & Carrodegua, C. (1987). *Atlas biológico pesquero de la langosta en el archipiélago cubano*. Cuba, MIP, 126 pp.
- Daugherty, F. M. (1951). Effects of some chemicals used in oil well drilling in marine animals. *Sewage and Ind. Wastes*, 23, 1114-1282.
- Dierksmeier, G. (2001). *Plaguicidas, residuos, efectos y presencia en el medio*, Ed. Científico-Técnica, La Habana, ISBN 13-978-959-05-0207-1.
- Edwards, R. W. & Brown, V. M. (1967). Pollution and fisheries: a progress report. *Water Pollut. Control, Journal*, 66, 63-78.
- EIFAC (1987). Working party on Water Quality Criteria for European Freshwater Fish, Water quality criteria for European freshwater fish. Revised report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water. EIFAC Tech. Pap., 37, Rev. 1, 75 pp.
- Eisler, R. (1969). Acute toxicity of insecticides to marine decapod crustaceans, 16, 302-310.
- FAO (1975). Manual of methods in aquatic environment research. Part 1. Methods for detection, measurement and monitoring of water pollution. FAO. FIR/T, 137, 328 pp.
- FAO (1981). Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático. Parte 4a. Base para la elección de ensayos biológicos para evaluar la contaminación marina. FAO. *Doc. Téc. Pesca*, 164, 1-34.
- Herrera, A. (2000). *La clasificación numérica y su aplicación en la ecología*. INTEC. Instituto Tecnológico Santo Domingo. Rep. Dominicana. ISBN 99934-25-12-5, 88 pp.
- Hiatt, R. W. (1948). The biology of the live shore crab *Pachygrapsus crassipes* Randall. *K. Pac. Sci.*, (2), 135-213, <http://digitalcommons.unl.edu/usepapapers/248>
- [https://www.researchgate.net/publication/312661311\\_Calculate\\_LC\\_50\\_or\\_LD\\_50\\_with\\_MS\\_Excel\\_worksheet\\_based\\_on\\_Finney's\\_method\\_of\\_probit\\_analysis/citation/download](https://www.researchgate.net/publication/312661311_Calculate_LC_50_or_LD_50_with_MS_Excel_worksheet_based_on_Finney's_method_of_probit_analysis/citation/download)
- [https://www.researchgate.net/publication/322538413\\_Step\\_By\\_Step\\_Education\\_of\\_Statistical\\_software\\_MSTAT-C\\_SAS?enrichId=rgreq-5b21fe9fc4a0a189b4087f1a478ebc54-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzMyMjUzODQxMzBUzo1OD-M2OTMxMTg3NjcxMDRAMTUxNjE3NDY5MjI3NA%3D%3D-&el=1\\_x\\_2&\\_esc=publicationCoverPdf](https://www.researchgate.net/publication/322538413_Step_By_Step_Education_of_Statistical_software_MSTAT-C_SAS?enrichId=rgreq-5b21fe9fc4a0a189b4087f1a478ebc54-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzMyMjUzODQxMzBUzo1OD-M2OTMxMTg3NjcxMDRAMTUxNjE3NDY5MjI3NA%3D%3D-&el=1_x_2&_esc=publicationCoverPdf)
- Kurata, H. (1962). Increase in size at the molting in crustacea. *Bull. Hokkaido Regional Fisheries. Res. Lab.*, 22, 1-48.
- LARSSTUVOLD, M. (1975). Choice and handling organism. Fourth FAO/SIDA Training Course on aquatic pollution in relation to protection of living resources. F:R/TPLR/75.2/8, 4 pp.
- Lloyd-Smith, M. & Immig, J. (2018). Ocean pollutants guide. Toxic threats to human health and marine life. NTN. National Toxic Network. 108 pp. <https://ntn.org.au/ocean-pollutants-guide-toxic-threats-to-human-health-and-marine-life/>
- Lluis R. M. (1983). Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. *Ciencias de la Tierra y el Espacio. Cuba*, 7, 81-110.
- Norma Cubana NC 25: 1999. (1999). *Evaluación de los objetos hídricos de uso pesquero. Especificaciones*. Oficina Nacional de Normalización NC, La Habana Cuba. ICS: 65.150, 11 pp.
- Orta, A. L. (2002). Contaminación de las aguas por plaguicidas químicos. Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal. La Habana, Cuba. *Fitosanidad*, 6(3), 55-62.
- Portman, E. S. (1972). Results of acute toxicity test with marine organisms, using a standard method (pp. 212-214). En M. Ruivo, *Marine Pollution and Sea Life*. Fishing News (Books). FAO.
- Reish, D. J. & Oshida, P. S. (1986). Manual of methods in aquatic environment research. Part. 10. Short term bioassays. FAO. *Fish. Tech. Paper*, 247, 62 pp.
- Sprague, J. B. (1973). The ABC's of pollutant bioassay using fish. Biological methods for the assessment of water quality. American Society for testing and materials. USA. *Special technical publications*, 528, 6-30.
- Srinivasan, M. (2017). Calculate LC 50 or LD 50 with MS Excel worksheet based on Finney's method of probit analysis. Researchgate.net/publication/Nadu Agri. University.
- USEPA (1983). Ambient Water Quality Criteria for DDT. Water Regulations and Standards. Criteria and Standards Division. Washington DC 20460. United States Environmental Protection Agency. EPA 440 1 5-80-038, October, 1980, 174 pp.
- Van Horn, W. M. (1949). The biological indices of stream quality. Proc. 5th. Ind. Waste. Conf., Purdue University Eng. Bull. 72-245. En L. Klein (1972). *River Pollution 2: Causes and effects*. Butterworths, London, UK, 450 pp.
- Vázquez-Villegas, P. T., Meza-Gordillo, R., Gutiérrez-Miceli, F. A., Ruíz-Valdiviezo, V. M., Villalobos-Maldonado, J. J., Montes-Molina, J. A. & Fernández-Toledo, A. A. (2018). Determinación de CI50 y CE50 de endosulfán lactona y diazinón en lombriz de tierra (*eisenia foetida*). *Agroproductividad*, 11(4), 105-111.
- Zaragoza-Bastida, A., Valladares-Carranza, B., Ortega-Santana, C., Zamora-Espinosa, J., Velázquez-Ordoñez, V. & Aparicio-Burgos, J. (2016). Repercusiones del uso de los organoclorados sobre el ambiente y salud pública. *ABANICO VETERINARIO*, ISSN 2448-6132, Ed. Sergio Martínez González [sisupe.org/revistasabanico](http://sisupe.org/revistasabanico). Revisión de Literatura, enero-abril, 2016, 6(1), 43-55.