

**TOXICIDAD AGUDA DE RESIDUALES LÍQUIDOS DE UNA
PLANTA DE LEVADURA DESTILERÍA SOBRE EL CAMARÓN
FARFANTEPENAEUS NOTIALIS, EN CUBA**

GERARDO SUÁREZ ÁLVAREZ¹ Y MARÍA DEL CARMEN SOTOLONGO²

¹*Centro de Investigaciones Pesqueras,
5ta. Ave. Y 248 Sta. Fe. Playa, C. Habana, Cuba
gerardo@cip.telemar.cu*

²*Grupo Empresarial PescaCuba, Ministerio de la Industria Pesquera, Cuba*

Resumen. Este estudio se realizó con camarones por medio de bioensayos de laboratorio en dos series experimentales. La serie 1 fue caracterizada por tener una aeración constante y la serie 2 por carecer totalmente de ella. Para ambas, se mantuvieron controles en los cuales no se presentó mortalidad alguna. Para determinar las concentraciones a ensayar del residual líquido de la destilería-torula Héctor Molina, inicialmente se llevo a cabo una prueba exploratoria, resultando un rango de trabajo entre 2,4 y 32,0%, en una escala de progresión logarítmica. Los camarones resultaron susceptibles a los efluentes líquidos de la destilería, presentando una mortalidad del 50% en un tiempo de 96 h cuando se expusieron a una concentración del 11%. Las curvas de toxicidad obtenidas evidencian que este residual presenta un efecto combinado, resultado de un contaminante sinérgico. El volumen de dilución necesario para convertir en inocuos estos desechos se determinaron como 24×10^3 m³/día. El excesivo valor de las unidades tóxicas con que se descarga el efluente, indica que debe aplicársele algún tratamiento antes de vertérsele al mar. Ello también se pone de manifiesto mediante el índice de nocividad calculado que resultó ser mayor que la unidad. *Recibido: 25 junio 2008, aceptado: 12 marzo 2009.*

Palabras clave. Toxicidad, residuales líquidos, destilería, camarón, *Farfantepenaeus notialis*, análisis de supervivencia, Cuba.

ACUTE TOXICITY OF LIQUID EFFLUENT FROM A YEAST
DISTILLERY TO SHRIMP (*FARFANTEPENAEUS NOTIALIS*) IN CUBA

Abstract. This study was done with shrimp in laboratory bioassays, in two experimental treatments. Treatment 1 was characterized by having constant aeration, and treatment 2 without aeration. Control groups for both treatments exhibited zero mortality. To determine the concentrations

to be used for the liquid effluent from the Hector Molina distillery, a preliminary bioassay resulted in a range from 2.4 to 32.0%, on a logarithmic progression. Shrimp were susceptible to the liquid effluent of the distillery, presenting a 50% mortality in 96 h, when exposed to a 11% concentration. Toxicity curves showed that effluent presents a combined effect, resulting from synergetic contamination. The dilution volume needed to convert the effluent into an innocuous waste was determined to be $24 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{day}$. Due to the excessive value of the toxicity units of the effluent, some type of treatment should be applied before the effluent is discharged to the sea. This was also manifested by the > 1 toxicity index. *Received: 25 June 2008, accepted: 12 March 2009.*

Key words. Toxicity, liquid effluent, distillery, shrimp, *Farfantepenaeus notialis*, survival analysis, Cuba.

INTRODUCCIÓN

Los efluentes líquidos de las destilerías existentes en Cuba, generalmente van a parar a los regímenes de aguas estuarinas, fluviales y costeras en una u otra forma, sin que se les aplique un tratamiento completo. Estos desechos son considerados como contaminantes poderosos debido fundamentalmente a la gran carga de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos y demanda química de oxígeno (DQO) que presentan. En consecuencia, cuando son vertidos en zonas costeras, causan un serio perjuicio en la flora y fauna del sitio en cuestión, bien por agotamiento del oxígeno o contaminando sus aguas (Suárez 1972).

El estudio de la toxicidad de las aguas residuales de las destilerías cubanas en los organismos marinos fue iniciado por Suárez y Perigó (1975), siendo ese el único trabajo referenciado para los efectos de las destilerías sobre organismos marinos cubanos. La determinación de la tasa de mortalidad del camarón rosado (*Farfantepenaeus notialis*) sometido a diferentes concentraciones de residual de destilería cumple con el objetivo de conocer el comportamiento de esta especie a los efectos contaminantes de un residual que se vierte a las aguas cubanas, así como estimar la concentración teóricamente no dañina de este residual sobre el camarón y permitir utilizar sus resultados en la evaluación de la Ensenada de la Broa como posible zona para la repoblación del camarón, debido a que la destilería mencionada descarga sus residuales en dicha área.

MATERIALES Y METODOS

Los camarones utilizados para los bioensayos fueron capturados en la Bahía de Cienfuegos y trasladados en tanques de 110 L de capacidad con aproximadamente 95 L de agua de mar, sometida a aeración constante y una temperatura entre 20 y 22 °C para disminuir su tasa metabólica. Una vez en el laboratorio se aclimatan durante 7–10 días, alimentándoseles diariamente hasta dos días antes del bioensayo para evitar que los desechos metabólicos interfieran en los resultados finales.

Durante el periodo de aclimatación se mantuvo el agua circulante y aireación constante. Los bioensayos se efectuaron en dos series experimentales, la serie 1 en la cual se mantiene una aireación constante a razón de 3 L/min y la serie 2 sin aireación. Las concentraciones con que se comenzó el bioensayo fueron determinadas mediante una prueba exploratoria de cuatro horas que se condujo según la metodología de Abram (1975).

Los análisis del pH se llevaron a cabo con un pH metro digital con precisión de décimas, la salinidad según la metodología de FAO (1975) y el oxígeno por medio de un oxímetro digital. Los valores de pH, salinidad y oxígeno para la prueba exploratoria, que comprendió concentraciones entre 3,5 y 32% del residual de la planta de levadura destilería y de control (C), sin agua residual, se muestran en la Tabla 1; señalándose que para el período requerido de cuatro horas de observación solamente se reportaron muertes para la concentración de 32%.

Tabla 1. Valores físicoquímicos reportados en la prueba exploratoria .

	1	2	3	4	5
Concentración (%)	C	3,5	10	18	32
pH	8,1	7,6	7,2	6,5	5,6
Salinidad	38,85	34,74	32,66	30,02	27,57
Oxígeno (mg/L)	6,9	6,7	6,6	6,3	6,1

Las aguas residuales de la planta de levadura destilería “Héctor Molina”, fueron colectadas como muestras instantáneas, que se mezclan proporcionalmente al gasto unitario ofrecido por la industria. Algunos datos físicoquímicos sobre esta destilería, según Basu *et al.* (1975a), se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros físicoquímicos de las aguas residuales de la destilería "Héctor Molina", (Modificado de Basu *et al.* 1975a)

Parámetro	Resultado
Tipo de muestra	Compuesta
Temperatura ambiente (°C)	27,0
Temperatura Agua residual (°C)	63,5
pH	5,2-5,6
Sólidos totales (mg/L)	20640,0
Sólidos totales volátiles (mg/L)	7005,0
Sólidos totales fijos (mg/L)	43679,0
Nitrogeno total como N (mg/L)	221,7
Fósforo total como P (mg/L)	2,5
Potasio como K (mg/L)	1608,0
DQO (mg/L)	15558,0
DBO (mg/L)	9463,0
DQO/DBO	1,64

Para llevar a cabo las dos series y la prueba exploratoria se utilizaron bandejas plásticas con un volumen total de 35 litros de agua colocándose 10 ejemplares en cada bandeja con una réplica. El peso medio de los camarones empleados en el bioensayo, el peso total de los mismos y el número de ejemplares utilizados se muestran en la Tabla 3. El criterio de muerte que se tomó para los camarones, fue el cese de los movimientos respiratorios y la inmovilidad del ejemplar.

Tabla 3. Peso medio, total y número de ejemplares utilizados en ambas series.

Serie	No. Ejemplares	Peso total (g)	Peso medio (g)
1	220	321,4	3,6
2	200	356,2	3,8

Las concentraciones letales para el 50% de los ejemplares (LC50), se determinaron según la metodología estándar del APHA (1995) y la de Probits según Reish y Oshida (1986).

Las curvas de toxicidad referidas a los tiempos letales para el 50% de los ejemplares experimentales (LT50), se determinaron graficando para ambas series el log de los tiempos de letalidad para el 50% de los ejemplares (LT50) contra el log de la concentración experimental según la metodología de Herbert *et al.* (1982), validada por Iannacone y Salazar (2007).

Para realizar el análisis de los datos de cada bioensayo se diseñó una estructura de bloques completamente aleatorizados compuesto por diez niveles (nueve concentraciones y un control) y dos repeticiones. Cada bioensayo con los residuales fue repetido dos veces. La eficacia de los tratamientos se evaluó mediante la prueba de Fisher a través de un análisis de Varianza (ANDEVA), previa transformación de los porcentajes de mortalidad a raíz cuadrada del arcoseno, con el fin de ajustar los datos a la distribución normal (Zar 1996). En el caso de existir diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos y las repeticiones, se realizó una Prueba de Significación DVS (Diferencia Verdaderamente Significativa) de Tukey a un nivel de significación de 0,05. La LC50 y sus respectivos límites de confianza al 95%, se calcularon usando el programa computarizado Statgraphics Centurión Versión 15,2,0,5 del 2007, de StatPoint Inc. Además, se determinaron experimentalmente dos valores de efectos subletales: Las unidades tóxicas del efluente (UT), que se calcularon según propuesta de Pearson (1973), validada por Zar (1996), que los determina como $100/LC50_{96h}$ y el índice de nocividad (IN) como las UT del efluente dividido entre las UT permitidas. El cálculo del parámetro de unidad tóxica se utilizó para determinar si existen efectos antagónicos ($UT > 1$) o sinérgicos ($UT < 1$) para el residual combinado de la destilería “Héctor Molina”. El nivel de significancia fue $\alpha = 0,05$. Todos los cálculos estadísticos se realizaron con el paquete SigmaStat versión 3,5,0,54 para Windows de Systat Software Inc, del 2006.

RESULTADOS

En las Tablas 4 y 5 se observan los datos físicoquímico y las tasas de mortalidad obtenidas para las dos series experimentales, obsérvese que entre los controles y una concentración de 7,5% no se presenta alguna mortalidad en las pruebas correspondientes a la serie 1 y entre los controles y 1,0% para la serie 2.

Tabla 4. Tasa de mortalidad observada y valores fisicoquímicos determinados para los bioensayos de la serie 1.

No. del Experimento										
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Conc. (%)										
C	2,4	4,2	7,5	8,7	10,0	15,5	18,0	22,0	26,0	32,0
Temp. (°C)										
25,0	25,0	25,0	25,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
pH										
8,1	7,8	7,6	7,2	6,5	6,4	5,6	5,6	5,2	5,2	5,1
Salinidad (‰)										
36,1	35,55	34,9	34,3	33,5	33,1	31,2	30,2	29,9	28,6	25,4
O ₂ 0h										
6,23	4,87	4,48	3,99	2,63	2,84	0,06	4,38	-	-	-
O ₂ 24h										
6,64	4,11	2,95	2,25	1,97	1,85	-	2,19	-	-	-
O ₂ 48h										
6,79	4,05	3,50	0,87	1,86	1,20	-	-	-	-	-
O ₂ 72h										
7,01	5,15	4,38	2,52	1,64	0,87	-	-	-	-	-
O ₂ 96h										
5,09	4,45	4,10	1,78	3,94	0,22	-	-	-	-	-
Mo 24h										
0	0	0	0	0	0	0	0	50	60	100
Mo 48h										
0	0	0	0	0	10	20	50	80	95	100
Mo 72h										
0	0	0	0	10	10	60	80	100	100	100
Mo 96h										
0	0	0	0	10	40	90	100	100	100	100

C: control experimental, O₂: concentración de oxígeno disuelto en mg/L,
Mo: mortalidad porcentual.

Tabla 5. Tasa de mortalidad observada en los bioensayos de la serie 2. Valores físicoquímicos determinados en esta serie.

	No. del Experimento								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Conc. (%)	C	1.0	3.2	4.2	5.6	10.0	11.5	18.0	30.0
Temp. (°C)	25,0	25,0	25,0	25,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
pH	8,2	7,1	7,1	7,0	6,7	6,4	6,1	5,3	5,0
Salinidad	35,87	35,55	35,00	34,23	33,86	33,12	32,10	30,10	29,9
Mo _{0,5 h}	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mo _{1,0 h}	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Mo _{1,5 h}	0	0	10	10	20	20	30	30	35
Mo _{2,0 h}	0	0	10	10	20	30	40	40	50
Mo _{2,5 h}	0	0	10	10	30	30	40	40	70
Mo _{3,0 h}	0	0	10	10	30	30	40	45	95
Mo _{3,5 h}	0	0	10	10	30	30	50	60	100
Mo _{4,0 h}	0	0	10	10	30	40	60	80	100
Mo _{4,5 h}	0	0	20	20	30	60	70	95	100
Mo _{5,0 h}	0	0	20	20	30	60	70	100	100
Mo _{5,5 h}	0	0	20	20	50	60	70	100	100
Mo _{6,0 h}	0	0	20	20	60	80	100	100	100
Mo _{6,5 h}	0	0	20	20	70	100	100	100	100
Mo _{7,0 h}	0	0	20	25	70	100	100	100	100
Mo _{7,5 h}	0	0	25	30	70	100	100	100	100
Mo _{8,0 h}	0	0	30	40	70	100	100	100	100

En la Tabla 6, se muestran los LC50 obtenidos para ambas series, según las dos metodologías de trabajo mencionadas, la del APHA (1995) y la de los Probits, de la cual se presentan los límites de confianza inferior y superior.

En la Figura 1, se muestra la curva Probit de toxicidad para la serie 1, que se corresponden a 23.5; 18.1; 15.1 y 11.4% para 24; 48; 72 y 96 h respectivamente, con las bandas de confianza o límites superior e inferior para un 95% de probabilidad. En la Figura 2, se presentan las concentraciones letales (Probit) para la serie 2 (límites de confianza = \pm 95%), que correspondieron a valores menores a los reportados para la serie 1. La Figura 3 es la representación de la relación lineal que existe entre los LC50 calculados por las dos metodologías, observándose un coeficiente de determinación de $r^2 = 0.9789$. La representación log-log de las LC50 para ambas series, según el periodo experimental, se muestra en la Figura 4. En la misma, se presentan los ajustes a ecuaciones exponenciales con sus respectivos coeficientes de determinación, significativos para un $\alpha \leq 0,05$. La concentración umbral letal o concentración máxima a la cual la toxicidad aguda no se observó fue obtenida

Tabla 6. Valores de los LC50 obtenidos para los bioensayos de las dos series experimentales (LC50_E = Estándar, LC50_P = Probits).

SERIE	TIEMPO (h)	LC50 _E (%)	LC50 _P (%)	Li 95 (%)	Ls 95 (%)
1	24	23,5	23,8	22,5	25,3
1	48	18,1	18,1	16,7	19,7
1	72	15,1	15,1	13,8	16,3
1	96	11,4	11,4	10,3	12,6
1	1,5	ND	38,9	25,4	52,1
2	2,0	30,0	25,8	19,3	45,7
2	2,5	24,0	20,2	16,0	28,3
2	3,0	20,0	15,6	12,9	19,2
2	3,5	14,8	13,3	11,2	16,1
2	4,0	11,0	11,1	9,4	13,3
2	4,5	10,0	8,9	7,4	10,6
2	5,0	7,9	8,3	6,9	9,7
2	5,5	5,4	7,7	6,2	9,2
2	6,0	5,4	6,0	5,0	7,0
2	6,5	5,2	5,0	4,4	5,9
2	7,0	5,2	4,9	4,3	5,8
2	7,5	5,2	4,8	4,1	5,6
2	8,0	5,2	4,5	3,7	5,3

LC50_E: calculada por APHA, LC50_P: calculada según los Probits, Li: límite de confianza inferior, Ls: límite de confianza superior, ND: no hay observación.

solamente para la serie 2 y resultó ser de 5,2%. Los tiempos letales medios se muestran en la Tabla 7 y están referidos a los dos arreglos o series experimentales efectuadas (1 y 2).

Para los experimentos de control, tanto con aeración como sin ella, no se reportó mortalidad alguna, por lo que los resultados no necesitaron ajuste alguno. Para tiempos cada vez mayores de exposición al contaminante, la concentración a la cual el 50% de los ejemplares logran sobrevivir debe ser menor.

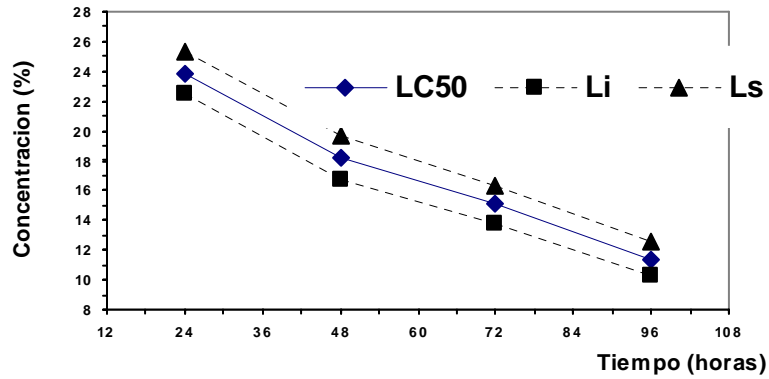


Figura 1. Curvas "Probits" de toxicidad (serie 1), según el tiempo de reacción. Se muestran los límites de confianza superior (LS) e inferior (Li) de confianza para el 95 % de probabilidad.

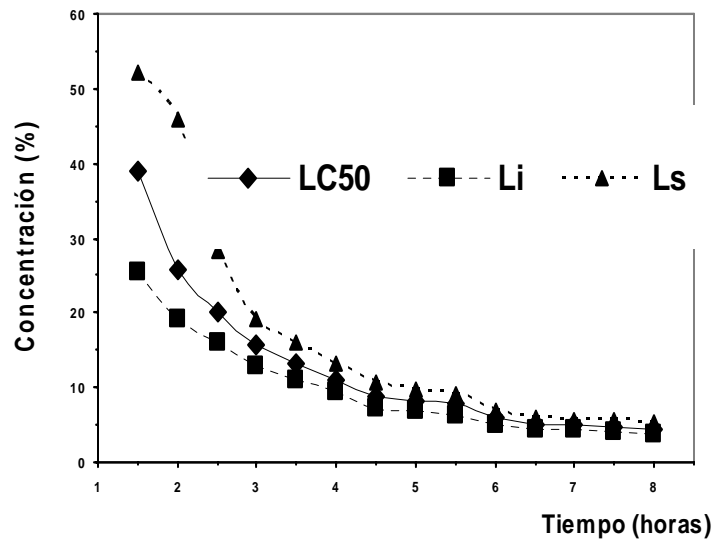


Figura 2. Concentraciones letales "Probits" (serie 2), según el tiempo de reacción. Se muestran límites de confianza superior (LS) e inferior (LI) para un 95% de probabilidad.

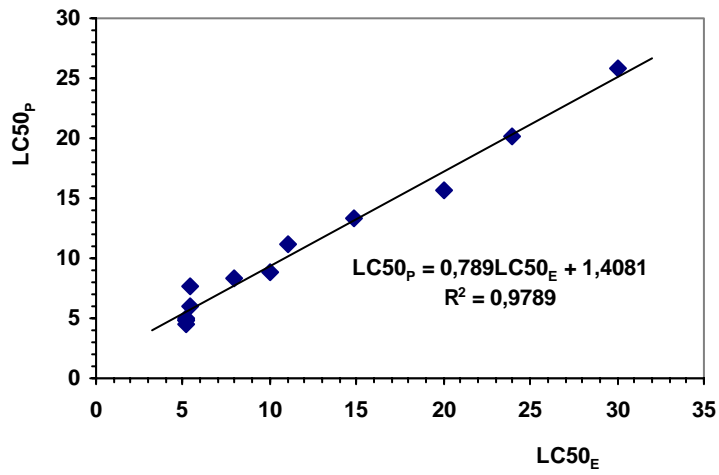


Figura 3. Relación entre valores Estándar y Probits (serie 2).

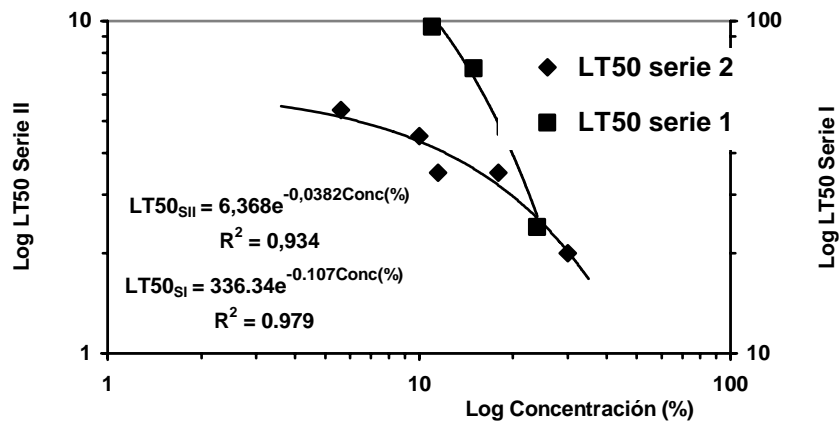


Figura 4. Curva de toxicidad logarítmica de los tiempos letales del 50% para ambas series.

Tabla 7. Valores de los LT50 encontrados para cada concentración en ambas series 1 y 2.

Serie	LT50 (h)	Concentración (%)
1	24	24,0
1	48	19,0
1	72	15,0
1	96	11,0
2	2,0	30,0
2	3,5	18,0
2	3,5	11,5
2	4,5	10,0
2	5,4	5,6

Serie 1 = con una aireación constante, Serie 2 = sin aireación.

DISCUSIÓN

La variación en el pH del agua experimental, provocada por la adición del agua residual, ejerció un efecto perjudicial sobre la supervivencia de los camarones que en varios experimentos interactuó con la toxicidad del desecho. Como se observa en las Tablas 2, 4 y 5, este varió entre 5,6 y 8,1 para la prueba exploratoria, 5,1 y 8,1 para la serie 1 y entre 5,0 y 8,2 para la serie 2. Observándose que las soluciones con 32% de la prueba exploratoria, del 6 al 10 en la serie 1 y del 6 al 9 en la serie 2 mostraron valores del pH que no se ajustan al rango de 6,5–8,8, que Sprague (1969) y el APHA (1995) proponen como aceptables para el de agua de dilución en los bioensayos de laboratorio.

La salinidad para los experimentos de la serie 1 varió entre 36,1 y 25,5 partes por mil (‰), decreciendo a medida que se incrementa la concentración del agua residual, luego no parece ser un factor limitante en la supervivencia, debido a que Suárez y Ramiro (1980) encontraron que para 48 h a una salinidad de 25,5‰ fue del 80%, siendo del 100% la mortalidad que se encontró a las 24 h, probablemente debido al efecto combinado del pH bajo, la salinidad y la toxicidad del efluente. Esta inferencia respecto al efecto de la salinidad puede interpolarse a los resultados obtenidos para la serie 2, ya que en ella la salinidad menor fue de 29,9, y en el experimento en que se detectó a las 3 h, ya había ocurrido el 100% de mortalidad, por lo que se considera que esta no puede relacionarse directamente con la salinidad del agua sino con la toxicidad del efluente y el pH bajo que provoca su presencia en el medio

acuoso. Sin embargo, para esta serie es importante tener en consideración que la gran demanda bioquímica del oxígeno puede ser el factor determinante que incidió en la mortalidad. No fue posible completar los datos sobre la concentración del oxígeno disuelto en el agua, pues a pesar de haber utilizado el método FAO (1975) con la modificación de la floculación con alumbre (APHA 1995), para evitar las interferencias del contaminante, no fue posible su valoración, por lo que en algunos casos fue un parámetro no confiable.

En los experimentos correspondientes a la serie 1, el oxígeno no fue limitante, ya que este estuvo disponible debido a la aeración constante de la solución de prueba a razón de 3 L/min, para mantener ciertos niveles que garantizarían la vida de los ejemplares.

La temperatura para los bioensayos de ambas series fue de 20-25 °C. La fluctuación en las dos nunca fue mayor que ± 1 °C, lo cual es satisfactorio para un buen bioensayo (Sprague 1969). Aunque la temperatura real de los desechos líquidos de destilería alcanzan entre 60 y 70 °C, es preciso considerar que la contaminación por altas temperaturas se disipa con bastante rapidez, siendo obvio que en los alrededores del punto de descarga del efluente apenas podría vivir organismo alguno, debido a que la temperatura del agua residual es excesiva para la supervivencia de los organismos en contacto con ella (Tabla 2).

Un análisis de correlación permitió conocer si existe alguna relación entre los valores de las LC50 determinados por los métodos estándar del APHA (1995) y el de Probits (Iannacone y Salazar 2007). Un coeficiente de correlación como estimador de máxima verosimilitud (Hoel 1968) fue calculado en 0,99, estadísticamente significativo ($\alpha = 0,05$), indicando la posibilidad de aplicar un análisis de regresión que permita estimar el LC50 de los probits, conociendo el LC50 determinado por el método estándar, una vez que los probits (aunque dan una respuesta más precisa) requieren de mayor laboriosidad.

La ecuación de regresión encontrada para estimar el LC50_p a partir del LC50_E fue:

$$LC50_p = 0,789LC50_E + 1,4081. \quad \text{Ec. 1}$$

Se estimó un coeficiente de determinación igual a 0,98, que sugiere que la variable dependiente es responsable del 98% de la verosimilitud de la independiente, estadísticamente significativo, ($\alpha = 0,05$). Paralelamente un

análisis de varianza entre los resultados obtenidos entre ambas metodologías indicó que no existían diferencias significativas entre ellos para una probabilidad del 95%, encontrándose un valor del estadístico F igual a 0,12 menor al valor tabulado de 4,26. Se considera que como un estimador económico y de respuesta rápida se puede emplear el método estándar del APHA (1995), el cual ofrece valores aceptables y comparables a la de los probits de Reish y Oshida (1986).

El hecho de que los LC50 de 24, 48, 72 y 96 h, de la serie 1, se corresponden a los LC50 de 2,5; 3,0 y 4,0 h de la serie 2, indica la fuerte toxicidad de los residuales líquidos de este tipo de industria si los mismos son vertidos sin tratamiento (Figs. 1 y 2). Si se comparan ambas series se observa que la proporción de esta disminución para la serie 1 (0,166) es 24 veces menor que para la serie 2 (4,1), debido probablemente al agotamiento del oxígeno que provoca el residual al entrar en contacto con el agua del medio induciendo que la mortalidad del 50% de los ejemplares comience a presentarse desde cortos periodos de exposición, alcanzando la concentración umbral en un breve periodo de tiempo. De esta forma la concentración letal media inicial para la serie 2 fue de 30% en 2 horas, en tanto que en la serie 1 fue de 23% en 24 horas, lo cual da una relación aproximada de 15:1.

Nótese que ambas curvas de toxicidad (Fig. 4), se ajustan a la forma característica que presentan los contaminantes complejos sinérgicos en los cuales se presenta la combinación de un componente rápido de baja toxicidad y uno lento de alta toxicidad según describiera Wilson (1972).

Para determinar la concentración presumiblemente no dañina (CPND), se utilizó la ecuación de Van Horn (1949), según la cual:

$$\text{CPND} = \text{LC50}_{48\text{h}} (0,3 / S^2), \text{ donde: } S = \text{LC50}_{24\text{h}} / \text{LC50}_{48\text{h}}, \quad \text{Ec. 2}$$

asumiendo un factor de aplicación de 0,25 en lugar del de 0,3 que se utiliza en la ecuación original. Según Edwards y Brown (1975), para este factor, deben tomarse valores entre 0,1 y 0,3 estimándose que el valor de 0,25 permite un rango mayor de seguridad para el cual se obtuvo un valor de la concentración no dañina de 3,8%. Experimentos realizados con concentraciones cercanas a 3,8% indicaron que la ecuación resulta adecuada y aplicable a nuestras condiciones, debido a que la supervivencia se mantuvo cercana al 100%.

Teniendo en cuenta que la destilería: “Héctor Molina” presenta un gasto de agua para la descarga de los desechos hacia la Ensenada de la Broa de unos

900 m³/día y utilizando como valor de la CPND el que fue calculado (3,78%), se estima que el volumen de dilución necesario para convertir en inocuo este contaminante sería de 24×10^3 m³/día. Este volumen de agua resulta excesivo y el gasto en la industria sería insostenible. Luego se hace evidente que la dilución no es el método apropiado para lograr la neutralización de esos desechos, sino la aplicación de un tratamiento que podría consistir en lagunas de oxidación, filtros biológicos, plantas de tratamiento biológico u otros sistemas.

Según Suárez (1972) podrían obtenerse buenos resultados en el tratamiento de este tipo de efluente utilizando un método de tipo biológico convencional con lodos activados para residuales orgánicos, lográndose una remoción de la DBO de un 95%. Foree (1973), tratando desechos de destilería mediante un sistema de lodos activados a escala experimental, determinó que para lograr una remoción de la DBO mayor de 85%, la carga contaminante de esta no puede ser mayor de 0,15 kg DBO/día/kg de licor mezclado con sólidos suspendidos.

Según Pearson (1973) los efluentes industriales en las aguas marinas no deben presentar una concentración que exceda en 1,5 unidades toxicas el 50% del tiempo de descarga y de 2,0 UT el 10% del tiempo. Determinando las UT del efluente utilizado, según la ecuación: $UT = 100/LC50_{96h}$, se obtiene un valor de 9,1. Es decir, que si se define el índice de nocividad como: $IN = UT$ del efluente/UT permitidas, tenemos que su IN es de 6,06 y no debe ser descargado un efluente con esos valores a la plataforma.

CONCLUSIONES

- 1) Los camarones acaramelados son susceptibles a los efluentes de destilería, presentando una mortalidad del 50% en un tiempo de 96 horas cuando son expuestos a una concentración del 11%.
- 2) Las curvas de mortalidad para las dos series experimentales, evidencian que este residual presenta un efecto combinado, resultado de un contaminante sinérgico.
- 3) Los valores de LC50 que se obtienen para los camarones con este tipo de efluente, revelan que es más toxico para estos que para la langosta según los resultados obtenidos por Basu *et al.* (1975b).

4) El volumen de dilución necesario para convertir en inocuos estos desechos líquidos es de $24 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{día}$.

5) El excesivo valor de la UT con que es descargado el efluente indica que debe aplicársele algún tipo de tratamiento antes de verterse al mar, ello también se pone de manifiesto en el índice de nocividad que resulto mayor de 1.

6) No se encontraron diferencias significativas entre los resultados obtenidos para ambas metodologías estudiadas para evaluar la toxicidad de un contaminante.

AGRADECIMIENTOS

A los pescadores y dirigentes de la Flota camaronera de Cienfuegos todas las facilidades prestadas para poder realizar la captura de los ejemplares que se utilizaron en los bioensayos.

LITERATURA CITADA

- ABRAM, L. 1975. Laboratory techniques in toxicity testing. Fourth FAO SIDA Training Course. Water Research Centre, Stevenage Laboratory, Sweden, 25 pp.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and sewage (18 ed.). American Public Health Association, New York. USA, 1251 pp.
- BASU, A. K., E. PERIGÓ Y G. SUÁREZ. 1975a. Características contaminantes de algunas destilerías y cervecerías en Cuba. INP/CIP, Cuba, Res. Invest. 2: 211–214.
- BASU, A. K., E. PERIGÓ Y G. SUÁREZ. 1975b. Pruebas de la tasa de mortalidad de langostas con efluentes combinados de una planta de levadura destilería. INP/CIP, Cuba, Res. Invest. 2: 31–36.
- EDGARD, D. Y J. BROWN. 1975. Pollution and fisheries: a program report. Water Pollution Control. London. J. Proc. Inst. Sewage Purif. 66: 63–78.
- FAO. 1975. Report of the Seminar on methods detection, measurement and monitoring of pollutants in the marine environment. FAO/FIRM IR99. Suppl. 1: 123 pp.
- FOREE, E. G. 1973. Fermentation industry-pharmaceuticals, corn, sugar. J. Water Pollution Control Federation 45(4) June: 56–78.
- HERBERT, D. W. M. Y J. C. MERKENS. 1952. The toxicity of potassium cyanide to trout. J. Exp. Biology 29: 632–648.
- HOEL, P. G. 1968. Introducción a la estadística matemática. Edición Revolucionaria. Instituto Cubano del Libro: 452 pp.
- IANNAONE, J. Y N. SALAZAR. 2007. Efecto de mezclas binarias de tres metales pesados sobre larvas de *Chironomus calligraphus*. Braz. Soc. Ecotoxicol. 2(3): 211–217.

- PEARSON, E. 1973. Criteria for marine disposal in California. Abstract of 2nd International Conference on Marine Pollution, San Remo, Italy: pp. 56–60.
- REISH, D. J. y P. S. OSHIDA. 1986. Manual of methods in aquatic environment research, Part. 10: Short term bioassays. FAO Fish. Tech. Paper 247, 62 pp.
- SPRAGUE, J. B. 1969. Measurement of pollutant toxicity to fish. I. Bioassay methods for acute toxicity. Water Res. 3: 793–821.
- SUÁREZ, G. 1972. Contaminación costera en Cuba. Informe al Centro de Investigaciones Pesqueras, 22 pp.
- SUÁREZ, G. Y E. PERIGÓ. 1975. Resumen sobre cargas contaminantes y bioensayos con organismos marinos en aguas costeras cubanas. INP/CIP, Cuba, Res. Invest: 2: 45–47.
- SUÁREZ, G. Y MA. E. RAMIRO. 1980. Metabolismo respiratorio del camarón rosado *P. notialis*, Pérez Farfante, 1967. Primera Jornada Científica, Sociedad de Ciencias Biológicas, La Habana, Cuba, 25 pp.
- VAN HORN, W. M. 1949. The biological indices of stream quality. Proc. 5th. Ind. Wast. Conf., Purdue University Eng. Bull. 72–245. En L. Klein. 1972. River Pollution 2: Causes and effects. Butterworths, London, UK, 450 pp.
- WILSON, K. W. 1972. Assessing the toxicity of industrial effluents. Fisheries Improvement Committee. C. M. 1972/E: Exploration of the sea, Informe Técnico, UK, 27 pp.
- ZAR, J. H., 1996, Bioestatistical analysis (3 ed.). Prentice-Hall. Inc., Upper Saddle River, New Jersey, USA, 662 pp.