

## INFLUENCIA DEL DETERGENTE SOBRE EL BALANCE ENERGETICO DE *Ctenopharyngodon idella* A TRAVES DE UN BIOENSAYO CRONICO

SONIA ESPINA\*, FERNANDO DIAZ\*, CARLOS  
ROSAS\* E IRMA ROSAS\*\*

\* Laboratorio de Ecofisiología, Departamento de  
Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacio-  
nal Autónoma de México, 04510 México, D. F.

\*\* Laboratorio de Estudios del Agua, Centro de  
Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional  
Autónoma de México, 04510 México, D. F.

### R E S U M E N

Mediante un bioensayo de tipo crónico se evaluó el efecto del detergente sobre las respuestas fisiológicas de los juveniles de carpa herbívora (*C. idella*) tales como ingestión del alimento, producción de heces, asimilación, excreción nitrogenada y consumo de oxígeno. Las tasas en cal/día/g peso seco se integraron en la ecuación del balance energético y se calculó el campo de crecimiento. El detergente fue aplicado por 21 días a 30°C en concentraciones subletales de 3, 5, 8 y 12 mg/L seleccionadas en un bioensayo preliminar de 96 h. Los resultados obtenidos señalan que aunque los peces asimilan mayor cantidad de alimentos al aumentar la concentración del detergente, la tasa de asimilación es 30% menor que la de los peces testigo. Con respecto al campo de crecimiento se observó una tendencia similar ya que el valor obtenido en la concentración más elevada de detergente es inferior al del grupo testigo (30%) aunque la eficiencia de crecimiento sea ligeramente mayor (16%).

### A B S T R A C T

The influence of detergent on physiological responses by herbivorous grass carp *C. idella*, such as faeces production, assimilation, nitrogen excretion and oxygen consumption was evaluated by chronic bioassay. The rates were expressed as energy values and integrated in the energy balanced equation in order to estimate the scope for growth by the juvenile grass carp. Sublethal concentrations of detergent were used (3, 5, 8 and 12 mg/L) which were selected in a previous 96 hours bioassay. Results showed that even though the fishes assimilates more food as detergent concentrations increased the assimilation rates were 30% lower than control fishes. With respect to the specimens scope for growth it was observed a similar tendency, that is, the fishes exposed to greater detergent concentrations exhibited lesser growth rates (30%) than control group, even though their growth efficiency was slightly higher (16%) than control fishes.

## INTRODUCCION

La información generada durante las últimas décadas acerca del daño que producen los detergentes sobre los organismos acuáticos, señala que estos contaminantes pueden actuar en forma directa o indirecta. Actúan de manera indirecta al alterar el medio acuático, en el cual provocan disminución del oxígeno disuelto, dificultan los procesos de floculación y decrecen la tensión superficial. Directamente aumentan la permeabilidad de las branquias de organismos como los peces, modificando sus procesos respiratorios (Cabridenc 1979, Katz 1979, Mason 1981).

Las branquias de los peces son estructuras completamente expuestas a un sin número de sustancias disueltas en el agua. Entre éstas, algunas son tóxicas y otras, aunque no lo sean, pueden actuar sinérgicamente alcanzando su potencial tóxico al grado de producir la muerte de los organismos.

En forma menos manifiesta los detergentes perturban el desempeño de las poblaciones en un ambiente particular alterando la adecuación de los individuos al medio, lo que se refleja en impedimentos en el crecimiento o en el proceso reproductor.

En los sistemas vivos, el crecimiento representa la salida neta de energía (Brett y Groves 1979); la entrada es la energía incorporada con el alimento ingerido. También es necesario considerar como salida, la energía utilizada en los procesos metabólicos y la pérdida en la producción de heces y excretas. Por lo tanto, como el crecimiento es una medida integradora de los diferentes procesos fisiológicos que ocurren en el interior del organismo (digestión, asimilación, respiración y excreción), cualquier sustancia que interfiera con ellos, traducirá su efecto en la disminución del crecimiento.

Es posible medir esta salida neta como incremento o disminución de materia corporal, crecimiento bruto o como cambios positivos o negativos en el "campo de crecimiento" del pez. En el balance energético del animal, la diferencia entre la energía asimilada y la suma de gastos vía respiración y excreción es denominada campo de crecimiento (Warren y Davis 1967, Paloheimo y Dickie 1966, Widdows y Schik 1985).

Las investigaciones del efecto que producen las concentraciones subletales de los detergentes sobre las respuestas fisiológicas de los animales se llevan a cabo bajo condiciones constantes y óptimas. Por lo tanto, los resultados obtenidos no podrían ser extrapolables al campo (Weber 1981). Sin embargo, sólo controlando con precisión cada variable es posible detectar el efecto de un cambio en algún factor del medio o bien la introducción de una nueva entidad, sobre los procesos fisiológicos de los organismos.

En este estudio se eligió como organismo de prueba a la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella*, dada la importancia económica que tiene en el país como especie apta para el cultivo (Dirección General de Acuicultura 1981). Con su estadio juvenil, se realizó un ensayo de toxicidad cuyo propósito central fue determinar si las concentraciones subletales de detergentes de uso doméstico son capaces de afectar el campo de crecimiento.

## MATERIALES Y METODOS

## ORGANISMOS DE PRUEBA

Los juveniles de la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*) proceden de la

Piscifactoría de Tezontepec, que se encuentra localizada en el estado de Hidalgo, México, a 20°03' lat N, 99°17' long W y 1 690 m sobre el nivel del mar.

En el laboratorio, los peces se mantuvieron en acuarios de 60 L, con agua desclorada, temperatura de 20°C y aireación constante; el agua se cambió parcialmente cada día. El fotoperíodo se mantuvo en 12 h luz acorde con la estación de verano.

Se sacrificó una muestra de 10 organismos, tomados al azar, en los cuales se midió el peso húmedo (PH), el peso seco (PS), las cenizas (C) y la materia orgánica o peso seco libre de cenizas (PSLC) siguiendo los métodos usuales (APHA 1985); el pesaje se llevó a cabo en balanza de precisión (OHAUS,  $\pm 0.01$  g).

Los peces se alimentaron, al 8% de su peso corporal, con una mezcla de alimento balanceado (Albamex) y alfalfa fresca finamente triturada en proporción de 0.75:0.25. Esta dieta se suministró a los animales seis días por semana.

Al cabo de dos semanas, se aumentó gradualmente la temperatura del agua de los acuarios de mantenimiento, hasta que alcanzó la temperatura de 30°C ( $\pm 1.0$  °C) que fue la que los peces seleccionaron activamente en un gradiente térmico horizontal. Este experimento, objeto de otro trabajo que está en preparación, se realizó con el fin de determinar la temperatura óptima en la cual se harían los bioensayos. El período de aclimatación a dicha temperatura fue de ocho días. Esta se mantuvo con un calentador de inmersión graduable.

#### CARACTERÍSTICAS DEL AGUA

Tanto en los acuarios testigos como en los experimentales se tomaron muestras del agua de recambio una vez por semana, durante las tres semanas que duró el bioensayo. En estas muestras se midió el pH con un potenciómetro (Cole-Palmer,  $\pm 0.01$ ), el oxígeno disuelto (OD) con un electrodo de oxígeno (YSI-54 ARC,  $\pm 0.1$  mg O<sub>2</sub>/L), la dureza y la alcalinidad con las técnicas de APHA (1985).

#### DESARROLLO DEL BIOENSAYO

*Prueba de toxicidad aguda.* Para la determinación de la concentración letal media a las 96 horas (CL<sub>50</sub> — 96 h), los peces se distribuyeron al azar en cinco grupos, cada uno con doce organismos, con la excepción del testigo, el cual contenía veinte peces. Este último se mantuvo en un acuario cuyas condiciones fueron similares a las del período de aclimatación. Los cuatro grupos restantes se colocaron, secuencialmente, en un dispositivo como el mostrado en la figura 1.

En cada una de las cuatro cámaras se pusieron tres peces en un volumen de cuatro litros de agua. Después de 48 horas del traslado de los organismos se iniciaron los experimentos de toxicidad. Cabe señalar que los peces se alimentaron como se mencionó anteriormente.

En el bioensayo se utilizó un detergente comercial (Roma), con 41.9% de alquil aril sulfonato de sodio, del cual se prepararon cuatro soluciones cuyas concentraciones correspondieron a 3, 5, 8 y 12 mg/L del principio activo, respectivamente.

Una vez que el agua de las cámaras se sustituyó por la solución de detergente, se llevaron a cabo las observaciones del estado de los organismos después de 30 minutos, 1, 3, 12, 18 y 24 horas y luego cada seis horas hasta completar 96 horas. La solución de detergente se cambió diariamente después del período de alimentación, que duró dos horas (Ceniceros y Rodríguez 1985).

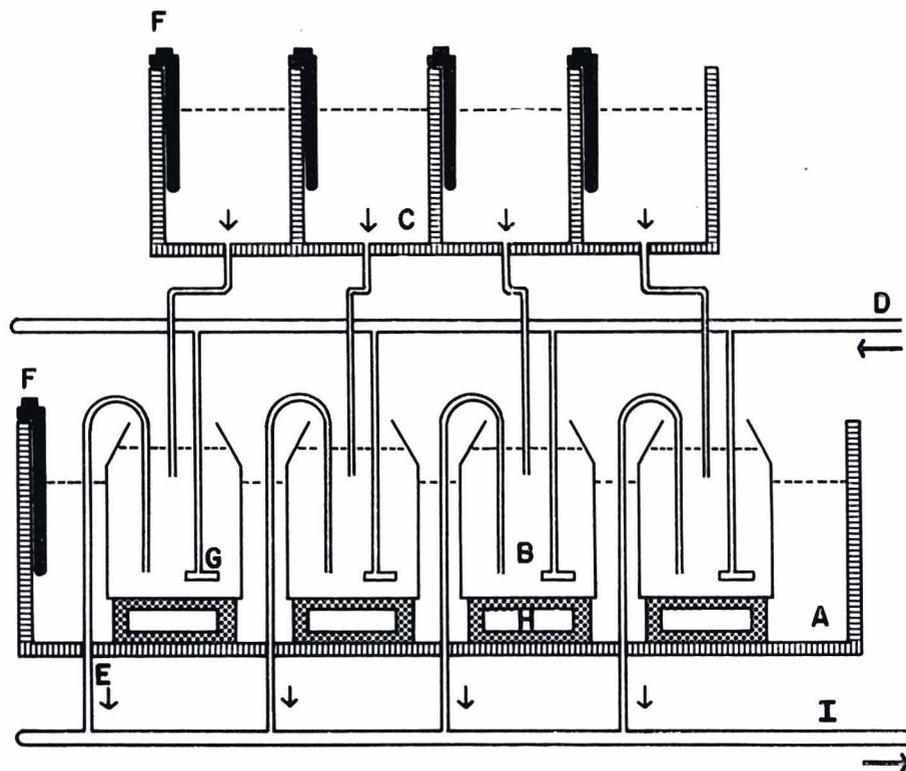


FIG. 1. Dispositivo para medir el efecto de diferentes concentraciones de detergente sobre el balance energético de *C. idella*. A-Tanque termorregulado, B-cámaras experimentales, C-cámaras con diferentes concentraciones de detergente, D-tuberías de aire comprimido, E-mangueras de desagüe, F-calentadores, G-piedras de aireación, H-soportes, I-salidas de agua.

*Prueba de toxicidad crónica.* Debido a que los organismos permanecieron en buenas condiciones aparentes después de 96 horas de exposición a las diferentes concentraciones de detergente, se continuó con la segunda fase del estudio. Los animales se mantuvieron en las mismas condiciones experimentales señaladas, durante 21 días. En este lapso se analizaron muestras representativas de las heces evacuadas. Asimismo se analizaron muestras del alimento proporcionado. Al final de este período se midieron las tasas de respiración y excreción nitrogenada y se calculó la tasa de ingestión, la eficiencia de asimilación y la asimilación del alimento.

*Tasa de ingestión (I).* Para conocer la tasa de ingestión se analizaron tanto el alimento suministrado como las heces, en lo referente al peso seco (PS), peso de las cenizas (C) y contenido de materia orgánica (PSLC).

Del alimento suministrado se pesaron muestras de 5, 10 y 15 g, se secaron en una estufa a 65°C hasta peso constante y se incineraron en una mufla a 500°C. Se obtuvieron por lo tanto, PS, C y PSLC del alimento. Se procedió de igual manera con las heces. Estas se colectaron diariamente y después de secarlas se mantuvieron en refrigeración hasta contar con la cantidad suficiente para el análisis. Al conocer el contenido de las cenizas de las heces y del alimento suministrado, se

calculó el alimento ingerido por el organismo, el cual produjo una cierta cantidad de heces cuya cantidad de cenizas es similar a la del alimento ingerido. Esto se basa en la suposición de que sólo la materia orgánica es alterada por los procesos digestivos (Conover 1966, Condrey *et al.* 1972).

$$\begin{aligned} PS_a^* &= X \\ X &= C_h + PSLC_a^* \\ C_h &= C_a^* \\ \frac{C_a^*}{X} &= \frac{C_a}{PS_a} \\ X &= C_a^* \frac{PS_a}{C_a} \end{aligned}$$

En la simbología utilizada, el subíndice  $a$  es el alimento y  $h$  son las heces; el asterisco se refiere al alimento ingerido. El contenido de energía del alimento y de las heces se midió en una bomba calorimétrica Parr.

*Eficiencia de asimilación ( $U'$ )*. La eficiencia de asimilación se calculó acorde con la ecuación proporcionada por Conover (1966):

$$U' = \frac{F' - E'}{(1 - E') F'}$$

$$F' = \frac{PSLC}{PS} \text{ del alimento} \quad E' = \frac{PSLC}{PS} \text{ de las heces}$$

*Asimilación ( $A$ )*. La asimilación se calculó del producto de la tasa de ingestión ( $I$ ) por la eficiencia de asimilación:

$$A = I \cdot U'$$

*Consumo de oxígeno*. La tasa respiratoria ( $R$ ) de las carpas se midió como oxígeno consumido (mg/L) en respirómetro cerrado. Se utilizó el mismo dispositivo mostrado en la figura 1.

Los animales de las cámaras de prueba permanecieron en ayunas 24 horas antes de efectuar las mediciones. Lo anterior permitió evitar la interferencia del consumo de alimento al medir la captación de oxígeno de los peces (Phillips 1972).

Para llevar a cabo las mediciones de oxígeno, las cámaras se llenaron completamente con la solución respectiva, se suspendió la aireación y se sellaron con una lámina de plástico. Se tomó una muestra inicial y al cabo de dos horas se tomó la muestra final del agua de cada cámara. En ambas muestras se cuantificó la concentración de oxígeno. El gas consumido por los organismos se obtuvo de la diferencia entre la concentración de oxígeno de las muestras iniciales y finales.

Los datos se expresaron, individualmente, en mg  $O_2$ /día/g PS y se transformaron en valores calóricos utilizando el factor de conversión 3.36 cal/mg  $O_2$  consumido.

*Excreción nitrogenada (U)*. El nitrógeno amoniacal se midió empleando la técnica del azul de indofenol (Rodier 1981) en las mismas muestras empleadas para cuantificar la concentración de oxígeno. La tasa de excreción individual (mg N-NH<sub>4</sub>/día/g PS) se expresó en valores calóricos utilizando el factor 5.94 cal/mg N-NH<sub>4</sub> excretado (Elliot y Davison 1975). Tanto U como R se midieron en el momento en que las respuestas presentaron un máximo en el ciclo de 24 horas de la especie (Ceniceros y Rodríguez 1985).

*Campo de crecimiento (P)*. El campo de crecimiento se calculó de la ecuación:

$$P = A - (R + U)$$

donde A es la asimilación, R el consumo de oxígeno y U la excreción nitrogenada. Los datos se expresaron en cal/día/g PS.

*Peso corporal (PS)*. El peso seco corporal se obtuvo al finalizar los experimentos. Los peces se sacrificaron, se pesaron (PH) y se secaron a 65°C para determinar el PS y se incineraron a 500°C para conocer C y PSIC.

*Análisis estadístico*. Para estimar la significatividad de las respuestas fisiológicas registradas durante los ensayos de toxicidad con respecto a los organismos testigo, los datos se sometieron al análisis de varianza y a las pruebas de Dunnet y de Kruskal-Wallis (Zar 1974).

## RESULTADOS

Los resultados del análisis químico del agua se presentan en la Tabla I. Se puede observar que las características fisicoquímicas del agua, tanto en las cámaras experimentales como en la testigo, no presentaron variaciones mayores del 6% durante los 21 días que duró el bioensayo. La temperatura se mantuvo constante a 30.6°C. La permanente aireación permitió concentraciones de oxígeno de 5.1 a 5.5 mg/L en el agua con detergente y 5.8 mg/L en el agua sin detergente. Sin embargo, estas

TABLA I. PROMEDIOS Y ERRORES ESTANDAR  
DE LAS CARACTERISTICAS FISICOQUIMICAS DEL AGUA  
DE LAS CAMARAS (mg/L) EMPLEADAS DURANTE EL BIOENSAYO

	<i>Detergente (mg/L)</i>				
	0	3	5	8	12
pH	8.42 ± 0.33	8.87 ± 0.35	8.76 ± 0.31	8.60 ± 0.26	8.61 ± 0.34
OD	5.80 ± 0.29	5.30 —	5.50 ± 0.27	5.20 ± 0.21	5.10 ± 0.20
Dureza	187.70 ± 11.26	220.40 ± 10.35	209.00 ± 10.87	201.40 ± 11.28	205.20 ± 9.85
Alcalinidad	37.53 ± 1.50	50.00 ± 2.50	60.10 ± 3.60	70.10 ± 3.40	80.10 ± 5.30

diferencias no fueron significativas como tampoco lo fueron en el pH y en la dureza del agua ( $p > 0.05$ ). La alcalinidad, en tanto, se incrementó desde 50 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  a 80.1 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  al aumentar la concentración de detergente desde 3 mg/L hasta 12 mg/L. Las diferencias observadas entre las concentraciones de detergente y éstas con el testigo resultaron significativas ( $p < 0.05$ ).

Los peces utilizados fueron carpas herbívoras *C. idella* en estadio juvenil; cabe señalar que se logró el 100% de sobrevivencia durante el período de mantenimiento y durante el lapso que duró la aclimatación a la temperatura experimental. En cuanto a las características de los peces, el PH fue de 1.10 g del cual 31% correspondió a PS. Los componentes del PS fueron 53% de cenizas y 43% de materia orgánica, respectivamente (Tabla II).

TABLA II. PESO HUMEDO (PH), PESO SECO (PS), CENIZAS (C) Y MATERIA ORGANICA (PSLC) DE LOS ORGANISMOS DE PRUEBA AL INICIO DEL EXPERIMENTO (MI) Y DESPUES DE 21 DIAS DE EXPOSICION AL DETERGENTE

	<i>Detergente mg/L</i>					
	<i>MI</i>	0	3	5	8	12
PH	1.10	3.20	2.29	2.30	2.64	1.67
PS	0.34	0.80	0.53	0.54	0.55	0.35
C	0.18	0.07	0.05	0.33	0.47	0.06
PSLC	0.16	0.73	0.48	0.21	0.08	0.29

Con referencia a la  $CI_{50}$  — 96 h, ninguna de las concentraciones de detergentes aplicadas (3 a 12 mg/L) resultó letal para los juveniles de la carpa herbívora.

Aunque se recomienda que los estudios en que se mide el efecto de concentraciones subletales de contaminantes sobre el crecimiento de los peces no debe prolongarse por más de dos semanas (Sprague 1971), las carpas se mantuvieron en las diferentes concentraciones de detergente durante 21 días. Este lapso fue el adecuado ya que permitió coleccionar una cantidad suficiente de heces para poder efectuar los análisis requeridos. El valor calórico de las heces de los peces testigos fue 4.23 cal/mg y el de las heces de los expuestos a 3, 5 y 8 mg/L de detergente fue 4.54, 4.37 y 5.10 cal/mg, respectivamente. En 12 mg/L el valor calórico disminuyó a 3.48 cal/mg. El contenido energético del alimento administrado fue  $4488 \pm 230$  cal/g. Los resultados mostraron que la cantidad de materia orgánica de las heces evacuadas (Tabla III) fue significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) en las concentraciones intermedias de detergente (3, 5 y 8 mg/L) que en los testigos y que en la concentración mayor (12 mg/L). Por ende el contenido de cenizas fue menor. Los valores calculados corresponden a 79% de materia orgánica en las heces evacuadas por los peces testigos, 73% en la mayor concentración de detergente y 83% en las concentraciones intermedias.

TABLA III. PESO SECO (PS), CENIZAS (C) Y MATERIA ORGANICA (PSLC) EN g DE LAS MUESTRAS DE HECES PRODUCIDAS POR *C. idella* DURANTE EL BIOENSAYO

Detergente (mg/L)	PS	C	PSLC
0	1.57	0.33	1.24
3	0.22	0.04	0.18
5	0.43	0.07	0.36
8	0.52	0.09	0.43
12	0.30	0.08	0.22

El contenido de cenizas de las heces permitió calcular el alimento ingerido (Tabla IV). Se pudo observar que la tasa de ingestión del alimento ofrecido aumentó a medida que se incrementaba la concentración de detergente en el medio. La ingestión de los peces testigos fue más alta que en cualquier grupo experimental ( $p < 0.05$ ). Así, fue 80.5% mayor que la observada en las concentraciones intermedias y sólo 42% más alta que la de los peces expuestos a 12 mg/L de detergente.

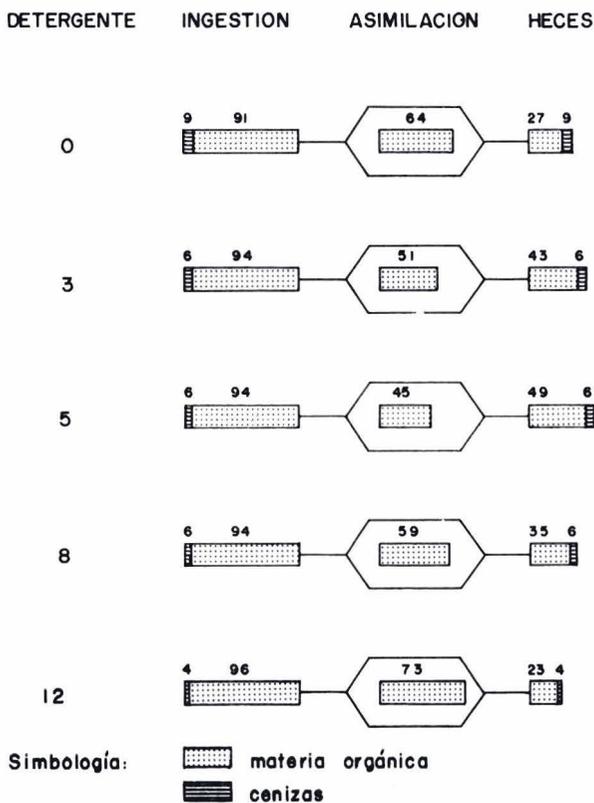


FIG. 2. Balance de la materia orgánica en los peces del grupo testigo y en los sometidos a diferentes concentraciones de detergente.

Los valores de la eficiencia de asimilación, que se considera como el alimento asimilado del peso seco del material ingerido, se presenta en la Tabla IV y en la figura 2. Los valores obtenidos indican que los peces expuestos a la más alta concentración de detergente tuvieron una eficiencia de asimilación mayor que la de los testigos ( $p < 0.05$ ). Los grupos expuestos a 3 y 8 mg/L de detergente se comportaron en este aspecto, en forma similar al testigo. En contraste, en los peces en 5 mg/L del contaminante la eficiencia de asimilación fue 30% menor que la del grupo testigo. Esta diferencia también fue estadísticamente significativa ( $p < 0.05$ ).

La asimilación, que depende tanto de la eficiencia de asimilación como de la cantidad de alimento ingerido, fue 73% más alta en los peces testigo que en los mantenidos a las concentraciones de 3, 5 y 8 mg/L de detergente y sólo 30% mayor que la del grupo expuesto a la concentración más alta ( $p < 0.05$ ).

De la energía asimilada (Tabla V), las pérdidas vía excreción fueron mayores que en el testigo en las concentraciones de 3 mg/L de detergente (48%), en 5 mg/L (23%) y en la concentración más alta (74%). En el grupo expuesto a 8 mg/L, la excreción nitrogenada resultó menor (17%) que en el grupo testigo. Sin embargo, estas pérdidas fueron mínimas ya que en comparación con la energía asimilada, comprenden menos del 1% de ésta.

TABLA IV. CARACTERISTICAS DEL ALIMENTO INGERIDO (I), EFICIENCIA DE ASIMILACION (U') Y ASIMILACION (A) DE *C. idella* DURANTE EL BIOENSAYO

Detergente (mg/L)	I, g/día/g PS	PS PSLC	U' (%)	A (g/día/g PS)
0	3.59	3.26	58	2.08
3	0.70	0.66	49	0.34
5	1.18	1.11	42	0.50
8	1.49	1.40	56	0.83
12	2.09	2.01	70	1.46

La energía utilizada por las carpas en procesos metabólicos en las dos primeras concentraciones de detergente tuvo el mismo nivel que en el testigo. En cambio, en 8 mg/L, el consumo de oxígeno se incrementó 35% y en la mayor concentración disminuyó 40% con respecto del grupo testigo.

El campo de crecimiento calculado (Tabla V) fue 73% más pequeño en las concentraciones de 3 a 8 mg/L que en los peces testigos. En la mayor concentración de detergente, aunque los animales presentaron un campo de crecimiento 61% mayor que los de las otras concentraciones, en promedio fue 30% menor que el testigo. Como puede observarse, en los peces expuestos al detergente la potencialidad de crecimiento disminuyó con respecto a los peces testigos, aunque en todos los casos el campo de crecimiento fue positivo.

Con referencia a la eficiencia con que los peces canalizaron la energía del alimento hacia crecimiento (Tabla V), se pudo observar que sólo en las concentraciones de 3 y 8 mg/L de detergente esta relación aparece menor que en el grupo

testigo (17%). En la concentración de 12 mg/L, la eficiencia de canalización de la energía a crecimiento resultó 16% mayor que en dicho grupo.

De los componentes del peso húmedo corporal se pudo observar que en los peces del grupo testigo, aumentó el contenido de agua en un 6% con respecto a la muestra inicial y que del peso seco 91% correspondió a materia orgánica y el resto a cenizas. Estas relaciones cambiaron al someterse los peces a las diferentes concentraciones de detergente. Así, aunque el contenido de agua se mantuvo en proporciones semejantes, se observaron diferencias en cuanto al contenido de cenizas y de materia orgánica. En 5 y 8 mg/L del detergente, las cenizas correspondieron al 61% y 86% del peso seco; en consecuencia en ambas concentraciones se obtuvieron valores de materia orgánica mucho más bajos que en el testigo (52-77%, respectivamente). En 12 mg/L aunque el contenido de materia orgánica fue alto (80%) se asemeja al de los peces del grupo testigo (Tabla I).

TABLA V. BALANCE ENERGETICO DE *C. idella*: INGESTION (I), ASIMILACION (A), RESPIRACION (R), EXCRECION (U) Y CAMPO DE CRECIMIENTO (P) EN CAL/DIA/G PS. EFICIENCIAS DE CRECIMIENTO (P/I Y P/A) EN %

Detergente (mg/L)	I	A	R		U		P	P/I	P/A
0	16 112	9 335	18.9	± 1.7	7.5	± 0.5	9 309	58	99.7
3	3 142	1 526	12.7	± 2.0	14.4	± 0.8	1 499	48	98.2
5	5 596	2 244	17.7	± 1.4	9.7	± 0.5	2 217	42	98.8
8	6 687	3 725	29.1	± 4.4	6.2	± 0.6	3 690	55	99.1
12	9 380	6 522	12.1	± 0.1	28.5	± 0.1	6 511	69	99.4

## DISCUSION

El criterio seleccionado para medir el efecto de las concentraciones subletales del detergente sobre la fisiología de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* fue el crecimiento.

El crecimiento representa la interrelación de numerosas respuestas fisiológicas y como lo señala Mason (1981) se puede considerar el compendio de los efectos subletales de los contaminantes sobre la fisiología de los organismos. Si bien resulta más sensible medir la eficiencia de conversión del alimento que medir el crecimiento bruto de los peces (Sprague 1971), la integración más útil es tal vez la determinación del campo de crecimiento ya que éste representa el balance energético del pez en condiciones determinadas.

En este estudio se midieron las respuestas fisiológicas necesarias para calcular el campo de crecimiento, una vez que los valores obtenidos fueron transformados en cal/día/g peso seco corporal (Warren y Davis 1967). Con el fin de poder aislar el efecto del detergente sobre la fisiología de las carpas, éstas se aclimataron a la temperatura de 30.6°C. Esta temperatura fue la que los peces seleccionaron activa-

mente en un gradiente térmico horizontal y por lo tanto se consideró adecuada para realizar el bioensayo, ya que se conoce que las preferencias térmicas de los peces coinciden con los óptimos de varias funciones fisiológicas (McCauley y Casselman 1981, Kellog y Gift 1983).

La dureza del agua influye en el grado de toxicidad de los detergentes, así tanto la carpa dorada como la trucha son más susceptibles a la presencia de detergentes en aguas duras (300 ppm) que en aguas blandas (Tovell *et al.* 1974). Sin embargo, la toxicidad relacionada con la dureza depende del tipo de detergente y de la especie de prueba. En este trabajo la dureza del agua de las cámaras testigo fue alrededor de 180 ppm y en las cámaras con detergentes, de 200 ppm. Por lo tanto, se puede concluir que el detergente no afectó significativamente este parámetro del agua ( $p > 0.05$ ). Tampoco fue significativa la influencia sobre el pH ( $p > 0.05$ ). La alcalinidad, sin embargo, se incrementó al aumentar la concentración de detergente en el agua ( $p > 0.05$ ) probablemente debido a las sales de sodio que contiene (silicatos, sulfatos, cloruros) como coadyuvantes. Cabe recordar que el agua de las cámaras se cambió parcialmente cada día y fue aireada constantemente.

Antes de decidir las concentraciones del detergente que se utilizarían en el bioensayo crónico se realizó un estudio preliminar para conocer la  $CL_{50}$  — 96 h en los organismos de prueba. Los peces se expusieron a diferentes concentraciones del detergente en un intervalo de 3 a 12 mg/L (principio activo). Esta decisión se basó, por una parte, en que en todas las aguas naturales es posible encontrar hasta 3 mg/L de surfactante (Cabridenc 1979) y por otra parte, que en el intervalo de concentración que se utilizaría se considerarían niveles más altos que 10 mg/L, la cual según Katz (1979), es la concentración necesaria para producir efectos significativos sobre la permeabilidad de las branquias de los peces. Por lo tanto a partir de 3 mg/L se utilizaron concentraciones tales, que estuviesen igualmente espaciadas en escala logarítmica. Asimismo, las observaciones se efectuaron en una serie de tiempo también logarítmica (Sprague 1969). De dichas observaciones se pudo concluir que las concentraciones de 3 a 12 mg/L de detergente no producen efectos letales en los animales.

Es probable que los efectos deletéreos del detergente estuviesen aminorados debido a que la concentración de oxígeno disuelto en el agua de las cámaras se mantuvo constante. Es conocido que si los organismos tienen suficiente oxígeno disponible pueden tolerar mejor el "stress" (Kinne 1971). Se ha señalado también que la  $CL_{50}$  — 96 h se duplica cuando la concentración de oxígeno disuelto pasa de 4 mg/L a 8 mg/L y que la presencia de sales especialmente de calcio, disminuye la toxicidad de los contaminantes (Leynaud 1979).

Durante el bioensayo crónico se pudo observar que la tasa de ingestión del alimento fue afectada por la presencia de detergente. A medida que se incrementó la concentración, los peces no sólo consumieron más alimento sino también asimilaron más. No obstante, los valores de dichas tasas fueron inferiores a las del grupo testigo. La eficiencia de asimilación, sin embargo, fue mayor en 12 mg/L de detergente que en los peces testigo. Se podría suponer que el detergente adherido a las partículas del alimento influiría sobre las paredes intestinales alterando la permeabilidad del epitelio, en una acción similar a la descrita para la branquia por varios autores (Cabridenc 1979, Katz 1979, Mason 1981), facilitando así el paso de los nutrientes a través del intestino.

Considerando que la energía utilizada en procesos metabólicos y la pérdida en productos nitrogenados es despreciable, en comparación con la cantidad de energía

absorbida del alimento ingerido, es posible comprobar que el contaminante afectó a los organismos de prueba disminuyendo el campo de crecimiento, en comparación con los peces del grupo testigo. Es preciso notar, sin embargo, que las diferencias fueron menores en la concentración más elevada de detergente, lo cual puede ser reflejo del aumento en la tasa de alimentación observada en este grupo.

Por otra parte los datos de eficiencia bruta de crecimiento (P/I) (Fisher 1972), esto es, la potencialidad de crecimiento expresada como % de la cantidad de alimento ingerido, es mayor en los peces sometidos a la más alta concentración de detergente ensayada. Esto se explica, nuevamente, por la mayor asimilación presentada por estos últimos. Al comparar la cantidad de energía canalizada a crecimiento con la energía asimilada, es decir, la eficiencia neta de crecimiento P/A (Fisher 1972) se observa (Tabla V) que es igualmente alta en todos los grupos de peces, tanto testigos como experimentales (99%).

Los resultados obtenidos permiten concluir que la carpa herbívora es capaz de tolerar niveles altos de detergente sin experimentar un gran deterioro. Sin embargo, es necesario hacer notar que en el ambiente natural, a diferencia de las condiciones de laboratorio, existe toda clase de sustancias tóxicas que penetrarían con suma facilidad si la permeabilidad de las membranas estuviera alterada. Al respecto varios autores han señalado que los detergentes, al reducir la tensión superficial de las membranas branquiales aumentan la permeabilidad (Calamari y Marchetti 1973, Katz 1979, Cabridenc 1979). También se ha puesto en evidencia que al exponer a peces a mezclas de metales tóxicos y detergentes, la toxicidad es marcadamente aditiva (Calamari y Marchetti 1973).

Los resultados de este trabajo mostraron que concentraciones de detergente entre 3 y 12 mg/L no son letales para los juveniles de *C. idella*, pero que alteran la tasa de crecimiento de los peces. Probablemente en respuesta al "stress", las carpas consumen mayor cantidad de alimento, pero esta energía no se canaliza al crecimiento sino que es utilizada para contrarrestar la pérdida del estado fisiológico estable.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Biól. Ricardo Juárez P. y al personal de la Piscifactoría de Tezontepec de Aldama, Hidalgo, el suministro de los peces objeto de este estudio.

## REFERENCIAS

- APHA. American Public Health Association (1985). *Standard Methods for examination of water and wastewater*, 16 Ed., Washington, D. C. pp. 1268.
- Brett J. R. (1976). Scope for metabolism and growth of sockeye salmon *Oncorhynchus nerka*, and some related energetics. *J. Fish. Res. Board. Can.* 33, 307-313.
- Brett J. R. y Groves T. D. D. (1979). Bioenergetics and growth. En: *Fish physiology*. (W. S. Hoar, D. J. Randall y J. R. Brett, Eds.), Academic Press, Londres. Vol. 3, pp. 279-352.
- Cabridenc R. (1979). Efectos tóxicos de la polución sobre la fauna piscícola. En: *La contaminación de las aguas continentales. Incidencia sobre la biocenosis acuática*. (P. Pesson, Ed.), Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 159-174.
- Calamari D. y Marchetti R. (1973). The toxicity of mixtures of metals and surfactants to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water. Res.* 7, 1454-1464.
- Ceniceros A. y Rodríguez C. (1985). Selección de temperatura y balance energético de *Ctenopharyngodon idella* y *Megalobrama amblycephala* (Pisces: Cyprinidae). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México, 43 p.

- Condrey R. E., Gosselink J. G. y Bennett H. J. (1972). Comparison of assimilation of different diets by *Penaeus setiferus* and *P. aztecus*. Fish. Bull. 70, 1281-1292.
- Conover R. J. (1966). Assimilation of organic matter by zooplankton. Limnol. Oceanogr. 11, 338-346.
- Dirección General de Acuicultura (1981). Cultivo de carpa. Serie Cuadernos de Trabajo sobre Piscicultura núm. 7. Departamento de Pesca, México, 30 p.
- Elliot J. M. y Davison W. (1975). Energy equivalents of oxygen consumption in animal energetics. Oecología. 19, 195-201.
- Fisher Z. (1972). The elements of energy balance in grass carp *Ctenopharyngodon idella*. Part II. Fish fed with animal food. Pol. Arch. Hydrobiol. 19, 65-82.
- Katz B. (1979). Relationship of the physiology of aquatic organisms to the lethality of toxicants: A broad overview with emphasis on membrane permeability. Aquatic Toxicology. 66, 62-76.
- Kellog R. L. y Gift J. J. (1983). Relationship between optimum temperatures for growth and preferred temperatures for the young of four fish species. Trans. Am. Fish. Soc. 112, 424-430.
- Kinne O. (1971). *Marine ecology*. Vol. 1, Part 2. Wiley Interscience, Londres pp. 821-874.
- Leynaud G. (1979). Efectos tóxicos de la polución sobre la fauna piscícola. En: *La contaminación de las aguas continentales sobre la biocenosis acuática*. (P. Pesson Ed.). Ediciones Mundiales Prensa, Madrid, pp. 159-174.
- Mason C. F. (1981). *Biology of fresh water pollution*. Longman Nueva York, 250 p.
- McCauley R. W. y Casselman J. M. (1981). The final preferendum as an index of the temperature optimum growth in fishes. En: *Proceedings of the world symposium on aquaculture in heated effluents and recirculation systems*. Stude Aquaculture Association of the United Nations, Berlin, Alemania Vol. II.
- Paloheimo J. E. y Dickie L. M. (1966). Food and growth of fishes III. Relations among food, body size and growth efficiency. J. Fish. Res. Bd. Canada, 23, 1209-1248.
- Phillips M. A. (1972). Calorie and energy requirement. En: *Fish Nutrition* (J. E. Halver Ed.). Academic Press. Nueva York 227 p.
- Rodier J. (1981). *Análisis de las aguas*. Ed. Omega, Barcelona. 1059 p.
- Sprague J. B. (1969). Measurement of pollutant toxicity to fish. I-Bioassay methods for acute toxicity: Water Res., 3, 793-821.
- Sprague J. B. (1971). Measurement of pollutant toxicity to fish. III-Sublethal effects and "safe" concentration. Water Res., 5, 254-266.
- Tovell P. W. A., Newsome C. y Howes D. (1974). Effects of water hardness on the toxicity of anionic detergent to fish. Water Res., 8, 291-296.
- Warren C. E. y Davis G. E. (1967). Laboratory studies on the feeding, bioenergetics and growth of fish. En: *The biological basis of fish production* (S. D. Gertking Ed.). Blackwell Sci. Pub., Londres, pp. 279-352.
- Weber C. I. (1981). Evaluation of the effects of effluents on aquatic life in receiving waters. An overview. En: *Ecological assesment of effluents impacts on communities of indigenous aquatic organisms*. ASTMSTP 730 (J. M. Bates and C. I. Weber Eds.) American Society for Testing and Materials, pp. 3-13.
- Widdows J. y Shick J. M. (1985). Physiological responses on *Mytilus edulis* and *Cardium edule* to aerial exposure. Mar. Biol. 85, 217-232.
- Zar J. H. (1974). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, Nueva York, 619 p.