

# EFFECTOS DEL HERBICIDA PARAQUAT SOBRE EL ZOOPLANKTON

Ana María Gagnet<sup>1</sup>

## ABSTRACT

EFFECTS OF PARAQUAT HERBICIDE ON ZOOPLANKTON. The effects of 0.1; 0.2; 0.4 and 0.8 mlPQ/L were analyzed on a zooplankton community, to determine the most sensitive species and to analyze the occurrence of physical abnormalities. A total of 40 taxa were determined. Paraquat affected significantly the zooplankton density but not the species richness. A progressive state of deformation of these organisms was also observed. Paraquat showed to be highly toxic for the zooplankton, so this herbicide should be strictly regulated in aquatic and terrestrial ecosystems.

KEYWORDS. Paraquat, zooplankton, mesocosms, physical abnormalities.

## INTRODUCCIÓN

En ecosistemas acuáticos, los cambios en la composición de especies de organismos pequeños, de reproducción rápida y gran capacidad de dispersión, tales como los organismos planctónicos, han sido considerados entre los de respuestas más rápidas a la perturbación antropogénica (SCHINDLER, 1987). El zooplankton desempeña un rol clave en los ecosistemas acuáticos por alimentarse de microalgas y materia orgánica particulada y por ser el principal alimento de larvas y juveniles de peces. Cabe destacar que para el 90% de las especies de peces de los ambientes acuáticos continentales del Paraná medio y su vasta llanura de inundación, el zooplankton es el alimento único o principal en algún momento de su ontogenia (OLIVEROS, 1980).

Una aproximación experimental utilizada con cierta frecuencia por la fácil manipulación y control de las variables, y su escala relativamente reducida es el estudio en meso y microcosmos; los mismos han sido utilizados para analizar, entre otras, características reproductivas e interacciones comunitarias (SOTO, 1989; GLIWICZ & LAMPERT, 1993; FAIRCHILD *et al.*, 1994; PRATT & BARREIRO, 1998). Resultan especialmente útiles para analizar el efecto de distintos contaminantes sobre comunidades acuáticas. Los estudios de pesticidas en mesocosmos son útiles para medir tiempos de exposición, efectos crónicos, interacciones del tipo depredador-presa y cambios en la dinámica poblacional y estructura comunitaria. Su utilidad radica en que disminuyen al mínimo el factor de

---

1. Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral, Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, (3000) Santa Fe, Argentina. (amgagnet@fhuc.unl.edu.ar)

incertidumbre sobre el destino del tóxico, a la vez que proveen mayor grado de realismo que los bioensayos a menor escala (NIMMO & MCEWEN, 1998). Los estudios a escala de mesocosmos son apropiados también para analizar anomalías físicas en distintas especies sometidas simultáneamente a la acción de un tóxico.

Paraquat (Dicloruro de 1-1'Dimetil-4-4'Dipiridilo) principio activo usado en 27,6 % en el producto comercial, es un herbicida postemergente no selectivo de uso muy difundido aplicado a gramíneas, graminiformes y latifoliadas anuales y bienales de importancia económica y en acciones de manejo en áreas no agrícolas. Su uso está ampliamente extendido para el control de malezas acuáticas en el rango de 0,1 a 2 mg/L (ALBERDI *et al.*, 1996; VISMARA *et al.*, 2000). Es inmobilizado y eliminado rápidamente del agua por adsorción a las plantas y partículas del suelo (CASAFE, 1995). En agricultura, se aplica en la dosis de 4 L de fórmula de PQ/Ha. Luego de la aplicación, la concentración decrece a la mitad del nivel inicial en 36 h en el agua, y en menos de dos semanas, la concentración es menor a 0,001 a 0,02 mg PQ/L (Who, 1984 *apud* ALBERDI *et al.*, 1996).

El uso de herbicidas puede resultar en una introducción accidental en los cursos de agua próximos a los sitios de aplicación. El Paraquat, al ser soluble en agua y adsorberse a la materia orgánica, puede ejercer su acción tóxica directa o indirectamente por ingestión de microalgas contaminadas. Ha sido estudiado en monitoreo en agroecosistemas (FERNÁNDEZ *et al.*, 1998), en cladóceros mediante bioensayos de toxicidad aguda (Tooby, 1981 *apud* HELLAWELL, 1989; ALBERDI *et al.*, 1996), en el barbo (TORTORELLI *et al.*, 1989), anuros (LAJMANOVICH *et al.*, 1997) y peces (PARMA DE CROUX *et al.*, 1999). Existen experimentos que analizan el efecto de herbicidas (Imazapyr y Arsenal N.A.) e insecticidas sobre la comunidad zooplanctónica (HANAZATO & YASUMO, 1990; HAVENS, 1994; HANAZATO, 1991; 1998) pero aún no se ha analizado qué especies resultan más afectadas ni si los mencionados tóxicos producen anomalías físicas en zoopláncteres. Las anomalías físicas en invertebrados causadas por la exposición a diferentes tóxicos es un campo de investigación en creciente desarrollo. DÍAS (1999) y OMAIR *et al.* (1999) han descrito diversos tipos de lesiones en especies de copépodos y cladóceros.

Los objetivos fueron analizar el efecto del Paraquat sobre la composición y abundancia del zooplancton; determinar las especies más afectadas por la acción del tóxico y analizar si produce malformaciones en algunas especies de la comunidad.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Los trabajos experimentales se llevaron a cabo desde el 16 de febrero hasta el 23 de marzo de 1998 (35 días), con un período de aclimatación previo de un mes y medio (total 80 días). Se utilizaron tanques de PVC de 150 L (0,65 x 0,55 x 0,45 m) expuestos al aire libre en el Instituto Nacional de Limnología de Santa Fe, Argentina.

Mediante bidones de 10 L, se extrajo agua y zooplancton de un ambiente no contaminado de la llanura aluvial del río Paraná medio (Río Colastiné) que fue colocada en los tanques. Después de la aclimatación, se tomaron muestras de zooplancton de 5 ml tres veces por semana durante los 35 días que duró el experimento, filtrando 5 L en cada tanque con una red de 25  $\mu$ m de abertura de malla. Las muestras se encuentran depositadas en la Facultad de Humanidades y Ciencias (Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe). Del filtrado obtenido se fijaron tres submuestras de 1 ml, las que fueron analizadas en una cámara de Sedwik-Rafter bajo microscopio óptico para determinar su composición cuali-cuantitativa. Semanalmente se midió pH (peachimetro HACH), oxígeno disuelto (YSI) y dureza total (mg CaCO<sub>3</sub>/l, standard methods).

Se realizaron experiencias pulsátiles (COOPER & BARMUTA, 1993) para medir la resistencia de la

comunidad a la perturbación (descargas de Paraquat). Las descargas se realizaron en tres ocasiones (24 de febrero, 5 y 13 de marzo de 1998) con un intervalo de 8 días cada una en las siguientes concentraciones 0,1, 0,2, 0,4 y 0,8 mlPQ/L. Las concentraciones utilizadas fueron seleccionadas en relación con los valores de toxicidad citados por ALBERDI *et al.* (1996); FERNÁNDEZ *et al.* (1998); TORTORELLI *et al.* (1989). Se utilizaron dos réplicas para cada concentración y control. Se comparó la riqueza específica y la densidad entre control y tratamientos mediante ANOVA con un nivel de significancia  $\alpha = 0,05$  (SOKAL & ROHLF, 1969).

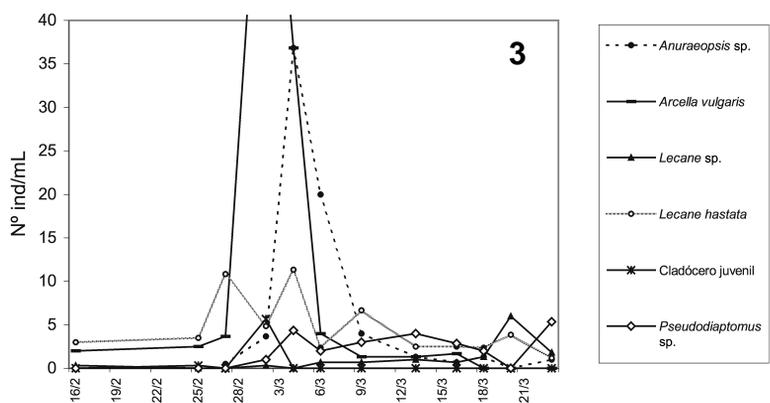
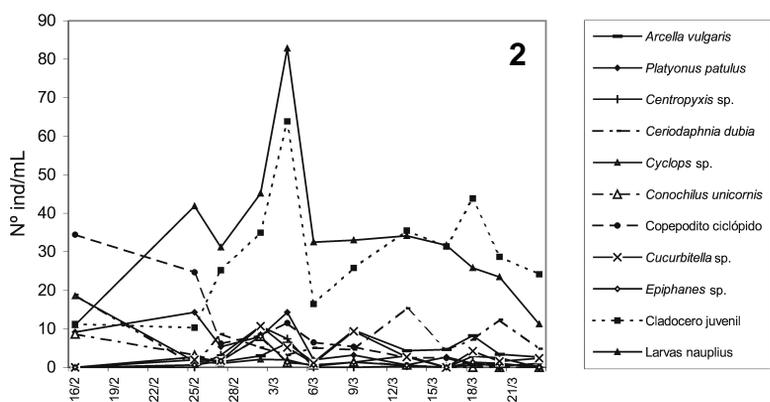
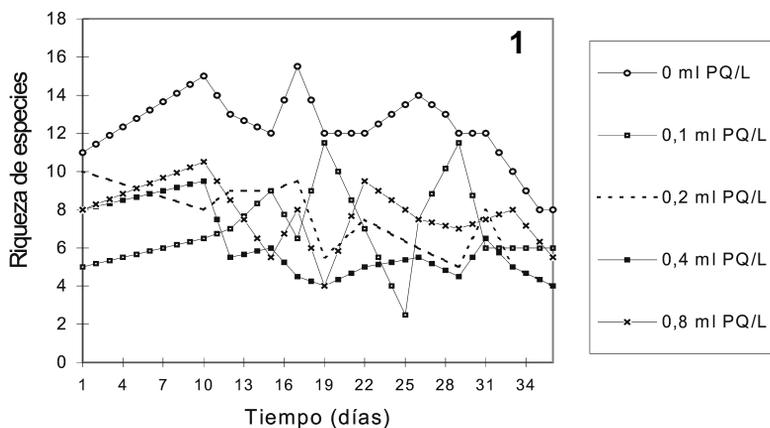
## RESULTADOS

Los valores correspondientes a las variables físicoquímicas en los tanques no mostraron variaciones de importancia (tab. I): el  $O_2$  varió entre 5,58 y 7,25 ppm, el pH entre 7,3 y 7,8 y la dureza entre 34 y 49,10 mg  $CaCO_3/L$ . En cuanto a la riqueza específica, se determinó un total de 40 taxa con un notable predominio de rotíferos (55 %) en comparación con los microcrustáceos cladóceros y copépodos (18 % y 15 % respectivamente). Las amebas tecadas representaron 12 % del total. El número de especies en el control osciló entre 8 y 16 y en los tanques con Paraquat, entre 2 y 11 (fig. 1). No se encontraron diferencias significativas en la riqueza específica entre los distintos tratamientos con Paraquat (ANOVA  $p = 0,234$ ) ni entre éstos y el control (ANOVA  $p = 0,122$ ). Estos datos muestran que la incorporación de Paraquat no afectó significativamente a la riqueza del zooplancton durante el periodo de experimentación.

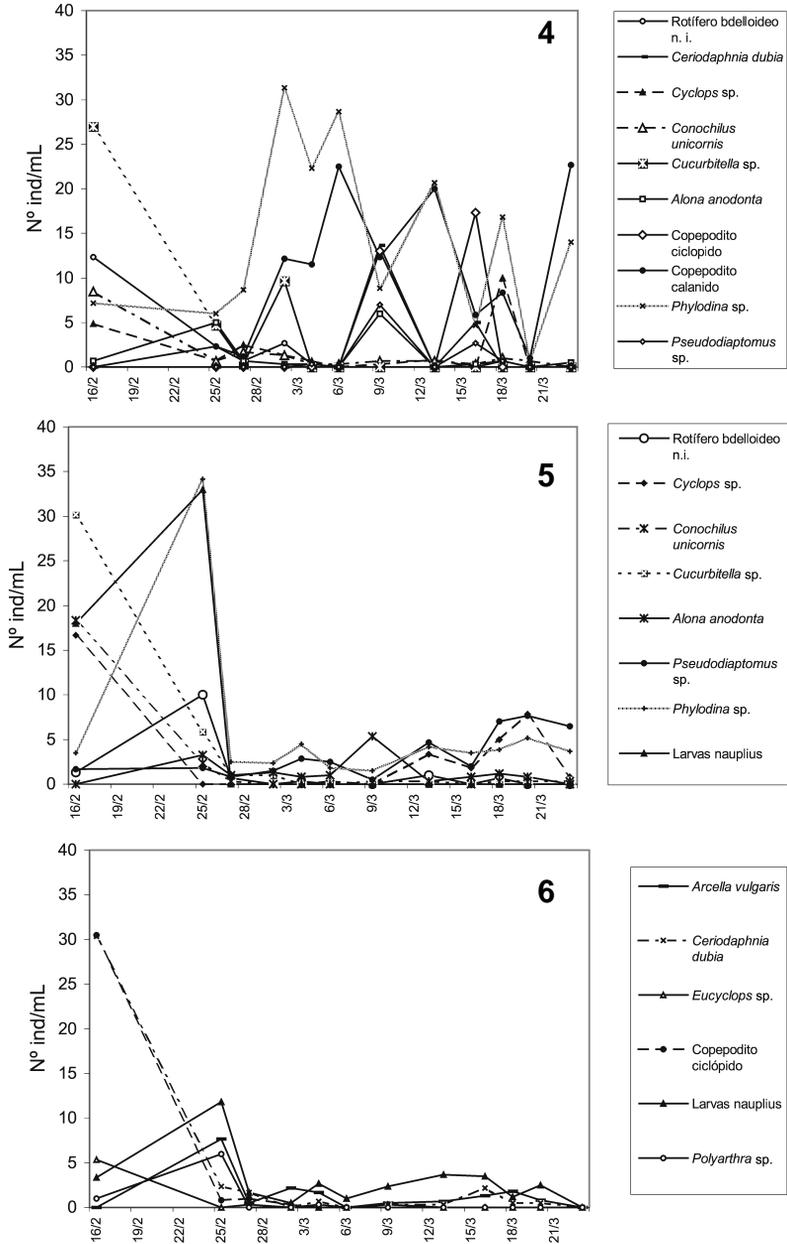
Taxa identificados en los 10 tanques experimentales. Rotifera: *Anuraeopsis* sp., *Asplachna* sp., bdelloideo n.i., *Brachionus caudatus* Barrois & Daday, 1894, *B. quadridentatus* Hermann, 1783, *Cephalodella* sp., *Conochilus unicornis* Ehrenberg, 1835, *Dipleuchlanis* sp., *Epiphanes clavulata* (Ehrenberg, 1832), *Euchlanis* sp., *Hexarthra* sp., *Keratella lenzi* Hauer, 1953, *Lecane hastata* (Murray, 1913), *L. curvicornis* (Murray, 1913), *L. luna* (Muller, 1776), *Lepadella ovalis* (Muller, 1768), *Philodina* sp., *Platyas cuadricornis* (Ehrenberg, 1832), *Platyonus patulus f macracanthus* (Daday, 1905), *Polyarthra* sp., *Trichocerca* sp.; Copepoda: *Eucyclops* sp., *Microcyclops* sp., *Notodiptomus* sp., *Pseudodiptomus* sp., copepoditos ciclopoideos y calanoideos y larvas nauplius; Cladocera: *Alona anodonta* Daday, 1905, *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1895, *Daphnia laevis* Birge, 1879, *Dunhevedia odontoplax* Sars, 1901, *Simocephalus vetulus* Schoedler, 1858, *Camptocercus* sp., *Scapholeberis* sp.; amebas tecadas: *Arcella vulgaris* Ehrenberg, 1830, *Centropyxis* sp., *Cucurbitella* sp., *Protocucurbitella* sp. y *Trinema* sp.

Tabla I. Variables físicoquímicas en los tanques experimentales. pH (peachímetro HACH), oxígeno disuelto (YSI) y dureza total (mg  $CaCO_3/l$ ). Los valores corresponden a una medición por semana, durando 35 días. Cada concentración y el control, con una réplica (n = 10 tanques).

	$O_2$ (ppm)		pH		Dureza (mg $CaCO_3/L$ )	
	$\bar{X}$	D.S.	$\bar{X}$	D.S.	$\bar{X}$	D.S.
Control	6,18	1,56	7,3	0,3	34	9
0,1 mlPQ/L	5,58	2,32	7,8	0,26	49,9	13,2
0,2 mlPQ/L	6,11	2,05	7,45	0,37	49,10	9,01
0,4 mlPQ/L	7,25	2,42	7,5	1,6	34,80	14,93
0,8 mlPQ/L	7,11	2,36	7,65	0,71	40,20	12,57



Figs. 1-3. 1, Riqueza específica del zooplancton en el control y en 0,1; 0,2; 0,4 y 0,8 mlPQ/L; cada valor corresponde al promedio de tres alícuotas por tratamiento, cada tratamiento con una réplica. 2, 3, densidade (ind./L) de espécies planctónicas: 2, PQ/L = 0 ml (Control); 3, PQ/L = 0,1 ml.



Figs. 4-6. Densidad (ind./L) de especies zooplanctónicas: 4, PQ/L = 0,2 ml; 5, PQ/L = 0,4 ml; 6, PQ/L = 0,8 ml. Notar la diferente escala en el control respecto a los tratamientos con Paraquat.

En los controles (fig. 2), la densidad osciló entre 2 y 40 ind ml<sup>-1</sup>, con máximos de hasta 85 ind ml<sup>-1</sup>. Los mayores valores de densidad correspondieron a formas larvianas de copépodos y juveniles de cladóceros. La mayoría de las especies fluctuaron entre 5 y 15 ind ml<sup>-1</sup>. Con 0,1 ml PQ/L (fig. 3), la densidad de zoopláncteres disminuyó considerablemente y se mantuvo cercana a 5 ind ml<sup>-1</sup>, con algunas excepciones como *Lecane hastata* (10 ind ml<sup>-1</sup>), *Arcella vulgaris* (73 ind ml<sup>-1</sup>) y *Anuraeopsis* sp. (36 ind ml<sup>-1</sup>). Las tres especies disminuyeron bruscamente su abundancia luego del segundo agregado de Paraquat y no volvieron a recuperarse durante el tiempo del tratamiento. Luego del primer agregado de 0,2 ml PQ/L (fig. 4) se produjo una disminución brusca en la densidad de *Cucurbitella* sp., *Cyclops* sp., rotífero bdelloideo y *Conochilus unicornis*. Algunos organismos lograron recuperarse, *Philodina* sp. y larvas de copépodos calánidos y ciclópodos. La densidad de las mismas mostró amplias fluctuaciones, volvió a disminuir luego del segundo agregado de 0,2 ml PQ/L y disminuyó aún más luego del tercer agregado.

Con 0,4 ml PQ/L (fig. 5) disminuyó la densidad de *Cyclops* sp., *Conochilus unicornis* y *Cucurbitella* sp.; *Philodina* sp. y larvas nauplius, que inicialmente mostraron un incremento poblacional, disminuyeron abruptamente su densidad luego del primer agregado. Con esta concentración de contaminante la densidad se mantuvo alrededor de 5 ind ml<sup>-1</sup>. Al final del período experimental se observó una leve recuperación de las etapas larvianas de copépodos calanoideos y ciclopoideos y del rotífero *Philodina* sp. Con el agregado de la concentración mayor (0,8 ml PQ/L, fig. 6) disminuyó la densidad de *Ceriodaphnia* sp., *Arcella vulgaris*, *Polyarthra* sp., *Eucyclops* sp. y estadios inmaduros de copépodos ciclópodos. La densidad se mantuvo en valores muy bajos, menores a 5 ind./ml. A diferencia de las concentraciones más bajas, con 0,8 ml PQ/L no se produjo recuperación de la comunidad durante el tiempo de experimentación, ni aún de las formas larvianas de copépodos.

La comparación de la densidad de zoopláncteres en el control versus cada una de las concentraciones empleadas mostraron diferencias significativas (control vs 0,8 ml PQ/L ANOVA  $p << 0,01$ ; control vs 0,4 ml PQ/L, ANOVA  $p << 0,01$ ; control vs 0,2 ml PQ/L ANOVA  $p << 0,03$  y control vs 0,1 ml PQ/L ANOVA  $p < 0,023$ ). Entre todos los tratamientos también se encontraron diferencias estadísticamente significativas (ANOVA  $p << 0,01$ ; tab. II). Estos datos muestran que la incorporación de Paraquat afectó significativamente a la densidad del zooplancton en todos los tratamientos y que este efecto fue mayor en las concentraciones más altas. Los géneros más abundantes y que disminuyeron con el agregado del herbicida fueron: *Arcella*, *Cucurbitella*, *Anuraeopsis*, *Lecane*, *Philodina*, *Conochilus*, *Ceriodaphnia*, *Notodiaptomus*, *Eucyclops* y formas larvianas.

En los tanques con 0,4 y 0,8 ml PQ/L se produjo un bloom de cianofíceas previo a la primera descarga del contaminante. Estas bacterias disminuyeron bruscamente su densidad

Tabla II. Valores de significancia ( $\alpha = 0,05$ ) de densidad de zooplancton durante los tratamientos, para 0 vs 0,8; 0,4; 0,2 y 0,1 ml PQ/L y entre todos los tratamientos.

	0 vs 0,8 ml PQ/L	0 vs 0,4 ml PQ/L	0 vs 0,2 ml PQ/L	0 vs 0,1 ml PQ/L	Entre todo los tratamientos
Densidad (ind ml <sup>-1</sup> )	$p << 0,01$	$p << 0,01$	$p << 0,03$	$p < 0,023$	$p << 0,01$

los días 27 de febrero, 6 y 16 de marzo de 1998, es decir, entre uno y tres días posteriores a la descarga de contaminante. A partir de la segunda aplicación de contaminante, se observó un progresivo estado de alteración en la forma de los organismos, en especial en los juveniles y adultos de cladóceros que mostraron una coloración oscura y deformaciones de la cutícula.

## DISCUSION

El hecho de no encontrar diferencias estadísticamente significativas en la riqueza de especies entre el control y los tratamientos muestra que este atributo en principio no sería un buen indicador de contaminación por Paraquat. Este inesperado resultado es similar al encontrado por FIDALGO (1991) que analizó contaminación por materia orgánica sobre el zooplancton, pero no coincide con el encontrado por otros autores que trabajaron con atrazina, otro herbicida de amplio uso: concentraciones muy bajas (menores a 1 µg/L) afectaron a la densidad de las poblaciones de *Daphnia*, *Bosmina* y *Cyclops* hasta su extinción (LAMPERT *et al.*, 1989). LAKSHMINARAYANA *et al.* (1992) registraron la disminución en dos a tres veces del número de especies planctónicas luego de la aplicación de atrazina respecto al número de especies del sitio control. Otros autores (KELLER & YAN, 1991) demostraron que la riqueza de especies de crustáceos planctónicos es un parámetro útil para medir la recuperación de lagos con leve acidificación y contaminación con metales pesados. El hecho de que en este trabajo no se encontró disminución significativa de la riqueza de especies en relación con los resultados obtenidos por otros autores, pudo deberse a que distintos contaminantes afectan de modo diferente a este atributo de la comunidad zooplanctónica.

Contrariamente a la riqueza de especies, la densidad mostró diferencias estadísticamente significativas entre el control y cada uno de los tratamientos y entre tratamientos. Puede afirmarse que la incorporación de Paraquat afectó negativamente a la densidad zooplanctónica y este efecto fue mayor en las concentraciones más altas.

ALBERDI *et al.* (1996) encontraron que el Paraquat fue muy tóxico para dos especies de cladóceros: *Daphnia spinulata* (Birabén, 1917) fue menos tolerante que *Daphnia magna* Straus, 1820. El EC 50 (48 h) fue de 2,57 mg PQ/L para *D. spinulata* y 4,55 mg PQ/L para *D. magna*. Estos valores son muy cercanos a los rangos utilizados en ambientes acuáticos (0,1 a 2 mg PQ/L), mostrando que la exposición crónica puede ser muy perjudicial para las poblaciones naturales de la especie nativa *D. spinulata* y que la misma podría ser un muy buen indicador en bioensayos toxicológicos.

A partir de los presentes datos, surgen valores tóxicos de Paraquat menores a los comunicados por ALBERDI *et al.* (1996) para cladóceros y más cercanos a los propuestos por WONG (2000) para fitoplancton: 0,02 a 0,2 mg PQ/L fueron significativamente inhibitorios del crecimiento algal, fotosíntesis y síntesis de clorofila *a*, mientras que concentraciones mayores a 2 mg/L anularon estos tres procesos. Los resultados que aquí se aportan sugieren que el rango de toxicidad para el zooplancton se ubica entre 0,2 y 0,8 mlPQ/L. El efecto químico del herbicida fue máximo sobre los rotíferos *Anuraeopsis*, *Lecane*, *Phylocladina*, y *Conochilus*, sobre el cladóceros *Ceriodaphnia*; sobre los copépodos *Notodiaptomus* y *Eucyclops* y sobre los tecamebianos *Arcella* y *Cucurbitella*. De todos ellos, sólo *Ceriodaphnia*, en especial *C. dubia*, ha sido utilizada como especie de prueba en bioensayos toxicológicos.

Los estudios realizados con Diquat determinaron que los cladóceros y copépodos también son muy sensibles a este herbicida. El efecto fue particularmente significativo en las experiencias a largo plazo; una sola aplicación del tóxico redujo el número de cladóceros, pero el mantenimiento de concentraciones de 0,3 mg DQ/L durante 8 semanas determinó su desaparición (Draxl *et al. apud* PAGGI, 1997). Los herbicidas pueden provocar una drástica disminución de la densidad del zooplancton, en especial de crustáceos herbívoros (cladóceros y copépodos calanoideos) por determinar la disminución del recurso trófico y cambios en la estructura comunitaria algal (PRATT & BARREIRO, 1998), aunque no deben excluirse los efectos tóxicos directos. La brusca disminución de cianofíceas registrado luego del primer agregado de Paraquat coincide con lo comunicado por KOSINSKI (1984) quien también encontró que las cianobacterias fueron muy sensibles al Paraquat.

Las deformaciones observadas en los cladóceros, concuerdan con registros de otros autores en otras especies. OMAIR *et al.* (1999) detectaron anomalías en diferentes especies de copépodos calanoideos y en *Daphnia galeata mendotae* (Sars, 1864) en el lago Michigan. Estas anomalías fueron de forma variable y relativamente grandes en relación con el tamaño del animal y se vincularon al proceso de oligotroficación del ambiente. DÍAS (1999) encontró que alrededor del 30 % de los especímenes de *Acartia lilljeborgi* (Giesbrecht, 1892) en la bahía de Espírito Santo (Brasil) presentaron prolapso intestinal y ruptura parcial de la cutícula con extrusión de material celular y protoplasma. Propone a esta especie como un posible indicador de condiciones ambientales. LAJMANOVICH *et al.* (1997) registraron que el Paraquat produjo malformaciones en la estructura interna de las branquias de renacuajos de anuros.

El Paraquat puede ser muy tóxico para la fauna acuática, incluso se ha determinado que el grado de toxicidad es mayor al del glyphosato para cladóceros y para *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson (ALBERDI *et al.*, 1996; WONG, 2000). Recientemente se está investigando su incorporación a las tramas tróficas acuáticas y acuático-terrestres. El Paraquat también es tóxico para eslabones superiores al analizado en el presente trabajo. La toxicidad oral aguda (LD<sub>50</sub> mg/kg) para el pato silvestre, es de 199 mientras que para la rata blanca *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) es de 150 (NIMMO & MCEWEN, 1998). VISMARA *et al.* (2000) estudiaron el porcentaje de mortalidad y de malformaciones larvarias del anfibio *Xenopus laevis* Daudin, 1803, encontrando que el Paraquat tuvo efectos letales para los embriones. Aunque no se encontraron indicios de actividad teratogénica, sí fueron comunes malformaciones específicas a nivel de los miocitos que, al ser analizadas histológicamente, confirmaron que el mecanismo de toxicidad del Paraquat se ejerce a nivel molecular sobre los microfilamentos celulares. EDWARDS *et al.* (2000) postulan que la principal causa de declinación de las poblaciones de liebre europea es el hábito de las mismas de forrajear en los cultivos tratados con Paraquat.

Todos los datos aportados enfatizan que el Paraquat debe ser considerado altamente tóxico para el zooplancton, y sugieren que este herbicida debería ser regulado estrictamente en el control de malezas tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres. Gagneten & Marchese (datos no publicados) analizaron el efecto del Paraquat sobre el zooplancton y zoobentos así como sus posibles consecuencias en las tramas tróficas acuáticas. Detectaron que el herbicida causó un incremento de *r* estrategias y una disminución de la abundancia y biomasa de los organismos de mayor tamaño; en la comunidad bentónica los grupos funcionales persistieron, aunque con un menor número de especies. Tal como enfatizaron BÉRARD & PELTE (1999) es necesario considerar la complejidad del sistema al

momento de analizar el impacto de los herbicidas en las comunidades acuáticas, analizando la composición de especies, las interacciones inter e intraespecíficas y factores ambientales tales como los parámetros físicoquímicos. Esta interacción entre herbicidas y factores biológicos y ambientales pueden reducir o incrementar las consecuencias de la contaminación en ecosistemas acuáticos.

**Agradecimientos.** A la Universidad Nacional del Litoral, por el financiamiento del trabajo (proyecto CAI+D'96). A Mercedes Marchese por su colaboración en las tareas experimentales y discusión crítica de los resultados obtenidos. A S. J. de Paggi y a J. C. Paggi por la identificación de algunas especies zooplantónicas. A un revisor anónimo, por sus valiosas sugerencias.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERDI, J. L.; SÁENZ, M. E. *et al.* 1996. Comparative acute toxicity of two herbicides, Paraquat and Glyphosate, to *Daphnia magna* y *D. spinulata*. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, **57**:229-235.
- BÉRARD, A. & PELTE, T. 1999. Les herbicides inhibiteurs du photo-système II, effets sur les communautés algales et leur dynamique. **Rev. Sci. Eau**, Quebec, **12**(2):333-361.
- CASAFE. 1995. **Guía de productos fitosanitarios de la República Argentina**. 7ed. Buenos Aires, Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. 1335p.
- COOPER, S. D. & BARMUTA, L. 1993. Field experiments in biomonitoring. *In*: ROSENBERG, D. & RESH, V. H. eds. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman. p.399-441.
- DÍAS, C. D. 1999. Morphological abnormalities of *Acartia liljeborgi* (Copepoda, Crustacea) in the Espírito Santo Bay (ES, Brazil). **Hydrobiologia**, Dordrecht, **394**:249-251.
- EDWARDS, P. J.; FLETCHER, M. R. & BERNY, P. 2000. Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of Paraquat. **Agr. Ecosyst. Environ.**, Amsterdam, **79**(2-3):95-103.
- FAIRCHILD, J. F.; LA POINT, T. W. & SCHWARTZ, T. R. 1994. Effects of an herbicide and insecticide mixture in aquatic mesocosms. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, **27**:527-533.
- FERNÁNDEZ, M.; IBÁÑEZ, M. *et al.* 1998. Spatial and temporal trends of Paraquat, Diquat, and Difenzoquat contamination in water from marsh areas of the Valencian community (Spain). **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, **35**:377-384.
- FIDALGO, M. L. 1991. Impact of an industrial trout farm on the zooplanktonic populations in Caniçada Reservoir (River Cavado, Northern Portugal). *In*: GIUSSANI, G.; VAN LIERE, L. & MOSS, B. eds. **Ecosystem research in freshwater environment recovery**. Pallanza, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., v.48, p.39-52.
- GLIWICZ, Z. M. & LAMPERT, W. 1993. Body-size related survival of cladocerans in a trophic gradient: an enclosure study. **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart, **129**(1):1-23.
- HANAZATO T. 1991. Effects of repeated application of carbaryl on zooplankton communities in experimental ponds with or without the predator *Chaoborus*. **Environ. Pollut.**, Oxford, **74**:309-324.
- . 1998. Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effects of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities. **Environ. Pollut.**, Oxford, **101**:361-373.
- HANAZATO, T. & YASUMO, M. 1990. Influence of *Chaoborus* density on the effects of an insecticide on zooplankton communities in ponds. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **194**:183-197.
- HAVENS, K. E. 1994. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. **Environ. Pollut.**, Oxford, **84**:245-251.
- HELLAWELL, H. A. 1989. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. London, Elsevier applied Science. 546 p.
- KELLER, W. & YAN, N. D. 1991. Recovery of crustacean zooplankton species richness in sudbury area lakes following water quality improvements. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, **48**:1635-1643.
- KOSINSKI, R. J. 1984. The effect of terrestrial herbicides on the community structure of stream periphyton. **Environ. Pollut.**, Oxford, **36A**:165-189.
- LAJMANOVICH, R. C.; IZAGUIRRE, M. F. & CASCO, V. H. 1997. Paraquat tolerance and alteration of internal gill structure of *Scinax nasica* tadpoles (Anura: Hylidae). **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, **34**:364-369.

- LAKSHMINARAYANA, J. S. S.; O'NEIL, H. J. *et al.* 1992. Fate and effects of the herbicide atrazine in flow-through agricultural tile drainage discharge on planktonic drift of a natural stream. **Environ. Pollut.**, Oxford, **76**:201-210.
- LAMPERT, W., FLECKNER, W. *et al.* 1989. Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **188**:415-424.
- NIMMO, D. R. & MCEWEN, L. C. 1998. Pesticides. In: CALOW, P. **Handbook of Ecotoxicology**. Oxford, Blackwell Sciences. cap.8, p.619-667.
- OLIVEROS, O. B. 1980. Campaña limnológica "Keratella I" en el Río Paraná Medio: Aspectos tróficos de peces de ambientes leníticos. **Ecología**, Buenos Aires, **4**:115-126.
- OMAIR, M.; VANDERPLOEG, H. A. *et al.* 1999. First observations of tumor-like abnormalities (exophytic lesions) on Lake Michigan zooplankton. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, **56**:1711-1715.
- PAGGI, S. J. DE. 1997. Efectos de los pesticidas sobre el zooplancton de las aguas continentales: análisis revisivo. **Revta FABICIB**, Santa Fe, **1**:103-114.
- PARMA DE CROUX, M. J.; ARQUIEL, P. *et al.* 1999. Acute toxicity of Paraquat to a commonly neotropical fish species (*Apareiodon affinis*) (Pisces, Hemiodidae). **Polak. Arch. Hydrob.**, Dziekanow Lesny, **46**(1):57-62.
- PRATT, J. R. & BARREIRO, R. 1998. Influence of trophic status on the toxic effects of a herbicide: a microcosms study. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, **35**:404-441.
- SCHINDLER, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, **44**:6-25.
- SOKAL, R. & ROHLF, F. J. 1969. **Biometría**. Buenos Aires, Blume. 832p.
- SOTO, D. 1989. The relevance of reproductive characteristics of zooplankters to experimental studies in outdoor enclosures. **Hydrobiologia**, Dordrecht, **182**:35-47.
- TORTORELLI, M. C.; HERNÁNDEZ, D. A. *et al.* 1989. Effects of paraquat on mortality and cardiorespiratory function of catfish fry *Plecostomus commersoni*. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, New York, **19**:53-259.
- VISMARA, C.; BATTISTA, V. *et al.* 2000. Paraquat induced embryotoxicity on *Xenopus laevis* development. **Aquat. Toxicol.**, Amsterdam, **49**(3):171-179.
- WONG, P. K. 2000. Effects of 2,4-D, glyphosate and paraquat on growth, photosynthesis and chlorophyll-a synthesis of *Scenedesmus quadricauda* Breb. **Chemosphere**, Oxford, **41**(1-2):177-182.