

ANÁLISIS DE LAS INTERACCIONES TRÓFICAS EN MICROCOSMOS: ESTUDIO PRELIMINAR

G. RUIZ; D. ARDOHAIN; L. SOLARI & N. GABELLONE

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"
e-mail: gonzalo@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. The aim of the study was to analyze the effect of planktivorous fish on the trophic interactions between a palatable algae and a filter feeding (*Daphnia spinulata*). A lab experiment was performed using microcosms of 2 l. Three treatments were carried out: with fishes (P), with cladocerans (C), with fishes and cladocerans (CP) and a control (A). They were inoculated with 200 ml of *Scenedesmus acutus*. The experiment lasted 5 days and samples were taken every 8 hours. Microcosms were kept at a 16:8 hours of light:dark cycle with constant temperature and with a non limiting level of nutrients (P and N) for algal development. pH values were constant. Turbidity was used as an indirect means of algal biomass ($r = 0.95$; $p < 0.05$). The clearing effect of *D. spinulata* was more marked at the end of the experiment, with turbidity dropping down in the treatment without fish (C), and showing significant differences when compared with treatments (P) and (A). Differences in turbidity between (P) and (A) showed a possible recycling of nutrients by the fish. Algal palatability was also evident, because cladoceran populations were tripled in density. In (CP), predation by fish was observed resulting in the absence of *Daphnia spinulata* at the end of the experiment. In experiments with algal mono specific culture, turbidity could be used as an indirect means of algal biomass because, since its register is immediate, it can be measured repeatedly causing minimal disturbance.

Keywords: trophic interactions, microcosms, palatable algae, cladocerans, planktivorous fish.
Palabras claves: interacciones tróficas, microcosmos, algas palatables, peces planctvoros.

INTRODUCCIÓN

Los controles «top-down» (control por depredación) y «botton-up» (control por nutrientes) se han señalado como dos aproximaciones válidas que explican las fuerzas que conducen el flujo de energía dentro de las cadenas tróficas. Para analizar cómo funcionan estos controles en las cadenas tróficas de las lagunas pampeanas es necesario conocer el comportamiento de especies autóctonas, tanto de pastoreadores como de depredadores, en estos cuerpos de agua.

Interacciones como el efecto de depredadores vertebrados e invertebrados sobre el zooplancton pastoreador están relacionadas con la transición entre estados alternativos de equilibrio (aguas claras y oscuras) presentes en lagos someros de Europa (Meijer *et al.*, 1999; Scheffer *et al.*, 1993) y recientemente han comenzado a ser analizadas en ciertas lagunas de la provincia de Buenos Aires (Boveri y Quirós, 2002; González Sagrario y Balseiro, 2002;

Solari *et al.*, 2002, 2003; Ruiz *et al.*, 2005.)

Sin embargo se está comenzando a considerar que interacciones más complejas e indirectas pueden condicionar a estos controles y volverlos poco efectivos (Carpenter, 1988).

Los peces pueden ser una importante fuente de P en algunos sistemas o sumideros temporarios y almacenajes en otros. La planctivoría puede cambiar la estructura de tamaños de las comunidades fito y zooplanctónicas y en forma indirecta afectar las tasas de regeneración de nutrientes por el zooplancton y las tasas de incorporación de nutrientes por las algas (Novalés-Flamarique *et al.*, 1993). Por otra parte, la complejidad de las interacciones que se presentan en los sistemas naturales dificulta su identificación y aislamiento y plantea la utilidad de estudiarlos mediante un enfoque experimental (Carpenter *et al.*, 1985).

El objetivo de este trabajo fue analizar las interacciones tróficas de *Daphnia spinulata* (Birabén), filtrador presente en las

lagunas pampeanas, con un cultivo algal mono-específico en condiciones de presencia y ausencia de depredación por peces planctívoros autóctonos (*Cheirodon interruptus* (Jenyns)). A tal fin se plantearon las siguientes hipótesis: 1) el pastoreo realizado por *Daphnia spinulata* produce un efecto de clareado sobre el fitoplancton; 2) *Cheirodon interruptus* es un planctívoro eficaz sobre el zooplancton; 3) la turbidez puede utilizarse como una medida indirecta de clorofila y biomasa en cultivos algales mono-específicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se colocaron bajo una campana de laboratorio dos acuarios de 0,6 m x 0,3 m x 1 m y se llenaron con agua de red hasta una altura de 15 cm. Los acuarreos fueron iluminados con diez tubos fluorescentes Philips TLD 30WI54 con un temporizador que aseguró un ciclo de iluminación de 16 x 8 hs. y se mantuvieron a una temperatura de 24 °C con un calefactor. En cada acuario se introdujeron 8 recipientes de vidrio (microcosmos) de 2,5 l de capacidad. En cada recipiente, con un volumen inicial de 2 l de agua mineralizada, se inocularon 200 ml (0,1 g l⁻¹) de un cultivo de *Scenedesmus acutus* Meyen, clorofita altamente palatable para el zooplancton (Gliwicz y Guisande, 1992; Müller-Navarra, 1995). Los microcosmos se mantuvieron bajo aireación constante para evitar la sedimentación de las algas y el déficit de oxígeno. Se agregaron fosfato mono-potásico (K₂HPO₄) y nitrato de potasio (NO₃K) en exceso para obtener una concentración de 3 mg l⁻¹ de N y 300 µg l⁻¹ de P en cada recipiente.

Se realizaron tres tratamientos y uno denominado control (A) por cuadruplicado. En el control (A) sólo se agregó el cultivo algal. Los efectos de pastoreo por herbívoros se testearon por la adición de *Daphnia spinulata* en los tratamientos (C) (cladóceros + cultivo algal) y (CP) (cladóceros + cultivo algal + peces). A tal fin se agregaron en ambos tratamientos 100 individuos adultos de *D. spinulata* (en su mayoría hembras grávidas), que fueron separados bajo lupa y utilizando una cámara de Bogorov (Gannon, 1971). Los efectos de depredación por peces fueron testeados con la incorporación de *Cheirodon inte-*

ruptus. Cuatro individuos de este pez planctófago fueron previamente medidos y pesados (representando 1,3 g. l⁻¹ aproximadamente) y se agregaron a los tratamientos (P) (peces + cultivo algal) y (CP). En (CP) fueron testeados los efectos de pastoreo y depredación (Figura 1).

Los parámetros físico-químicos conductividad, turbidez, concentración de oxígeno disuelto, pH y temperatura se midieron con intervalos de ocho horas durante los cinco días del experimento con un sensor múltiple Horiba U-10. Para medir clorofila *a*, se filtraron diariamente 30 ml de cada uno de los recipientes a través de filtros Whatman GF/C para su posterior extracción con acetona y lectura espectrofotométrica (APHA, 1995). El volumen filtrado se devolvió a los respectivos microcosmos. Una vez por día se extrajeron 50 ml de muestra para analizar fósforo total (TP), fósforo reactivo soluble (SRP), nitrógeno total (TN) y nitritos más nitratos, según APHA (1995). El volumen final en los microcosmos fue un 10 % menor en relación al volumen al inicio del experimento ya que no se repuso el líquido utilizado para el análisis de nutrientes.

Se extrajeron muestras de *S. acutus* y se calculó su biovolumen (mm³ l⁻¹) median-

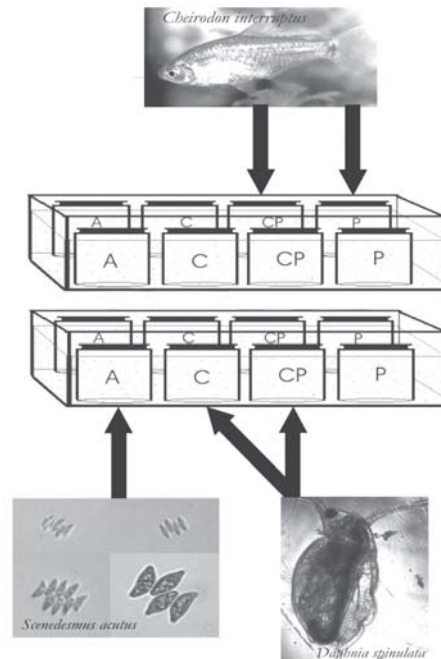


Figura 1. Representación esquemática de los tratamientos con sus réplicas: con cladóceros (C), cladóceros + peces (CP), peces (P) y el control sólo con cultivo algal (A).

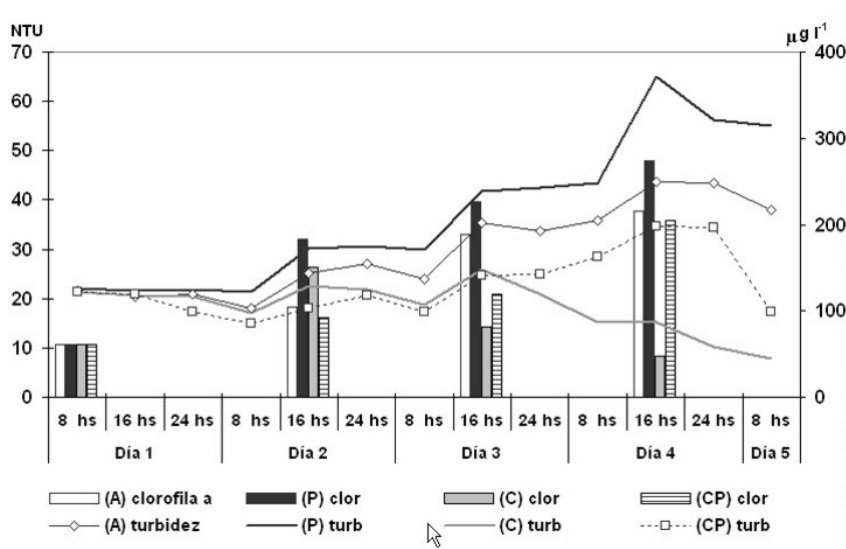


Figura 2. Variación de la turbidez y de la clorofila a a lo largo del experimento. Valores promedio para los tratamientos y el control. (A): control; (C): tratamiento con cladóceros; (P): tratamiento con peces; (CP): tratamiento con peces y cladóceros.

te la aplicación de las dimensiones celulares a las fórmulas para formas geométricas sólidas (Lewis, 1976; Wetzel y Likens, 1991). La concentración de biovolumen algal obtenida en $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ se expresó en unidades de biomasa de peso húmedo (mg l^{-1}), asumiendo una gravedad específica de 1 g cm^{-3} (García de Emiliani, 1993). Se realizó una regresión lineal entre la turbidez y el biovolumen algal. El diseño experimental se realizó de modo tal que la única fuente de turbidez incorporada a los microcosmos fue el cultivo algal y por lo tanto se la utilizó como parámetro para la estimación del cultivo. Los efectos de la herbivoría y de la depredación se analizaron mediante diferencias en la turbidez. A tal fin se realizó un Anova de dos factores con varias muestras por tratamiento, entre los tratamientos entre sí y entre éstos y el control. Los efectos con probabilidades $< 0,05$ se consideraron significativos.

RESULTADOS

Los principales parámetros físico-químicos mostraron valores estables durante todo el experimento para los tratamientos y el control (Tabla 1). La temperatura osciló entre $22,7$ y $25,2 \text{ }^\circ \text{C}$. El pH fue alcalino y varió entre $8,31$ y $8,97$. La conductividad presentó un intervalo entre 970 y $1270 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ aumentando hacia el final del experimento; mientras que la concentración de oxígeno disuelto varió entre $4,8$ y $8,9 \text{ mg l}^{-1}$, registrándose los valores más bajos durante la noche y los mayores a las 16 hrs.

La turbidez aumentó en los tratamientos sin pastoreo de *D. spinulata* (P y A) a lo largo de la experimentación. Los mayores valores se registraron durante el cuarto día a las 16 horas con 65 y $43,75 \text{ NTU}$ para (P) y (A) respectivamente (Figura 2).

	(A)	(P)	(C)	(CP)
Temperatura ($^\circ \text{C}$)	$24,4 \pm 0,3$	$24,4 \pm 0,7$	$24,4 \pm 0,3$	$24,4 \pm 0,3$
pH	$8,6 \pm 0,1$	$8,6 \pm 0,1$	$8,6 \pm 0,1$	$8,6 \pm 0,13$
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$1093,4 \pm 72,4$	$1098,0 \pm 72,2$	$1094,0 \pm 72,9$	$1098 \pm 75,6$
Turbidez (NTU)	$29,7 \pm 8,9$	$37,0 \pm 14,8$	$18,3 \pm 5,0$	$22,7 \pm 6,5$
Oxígeno disuelto (mg l^{-1})	$7,2 \pm 0,9$	$7,1 \pm 0,8$	$7,1 \pm 0,9$	$7,05 \pm 0,9$

Tabla 1. Valores promedio y desviación estándar de los parámetros físico-químicos medidos en los tratamientos con sus réplicas: control (A); tratamiento con peces (P); tratamiento con cladóceros (C); tratamiento con peces y cladóceros (CP).

Entre ambos tratamientos las diferencias en la turbidez fueron significativas ($p = 0,05$). El efecto de pastoreo (evidenciado por el clareado del cultivo algal) resultó altamente significativo entre (C) y (A) y entre (C) y (P) (para ambos $p < 0,001$). Los tratamientos con depredación por peces (CP) y sin depredación (C) presentaron diferencias significativas en turbidez ($p < 0,001$). En el tratamiento sin depredación (C), la turbidez disminuyó a partir del día tres hasta alcanzar su valor mínimo al final del experimento (7,75 NTU) evidenciando una mayor intensidad de pastoreo en ausencia de peces (Figura 2). El tratamiento (CP), con ambos efectos (pastoreo por cladóceros y depredación por peces), presentó diferencias significativas en la turbidez con (A) y (P) ($p < 0,001$). Hacia la mitad del experimento, la turbidez en este tratamiento comenzó a aumentar (24 NTU, día 3 a las 16:00 hs.) evidenciando una recuperación del cultivo y una presión de pastoreo mucho menor. Se observó hacia el final del experimento que (P) tuvo un 44 % más de turbidez que el control (A). Por su parte (CP) y (C) sufrieron un clareado de un 23 % y un 83 % respectivamente en comparación con el control.

Los valores de clorofila *a* siguieron una tendencia similar a la turbidez. En el cuarto día a las 16 horas se registraron valores máximos para (P) y (A) (274,35 y 215,76 $\mu\text{g l}^{-1}$ respectivamente), y mínimos para (C) (47,32 $\mu\text{g l}^{-1}$) (Figura 2). La turbidez estuvo directamente correlacionada con el biovolumen algal ($r = 0,95$; $p < 0,05$) y con la clorofila *a* ($r = 0,93$; $p < 0,05$) y se utilizó como medida indirecta de la biomasa algal. El biovolumen algal medido al inicio del experimento (10 mg l^{-1} en todos los tratamientos) se incrementó en ausencia de pastoreo hacia el cuarto día en (P) (15,3 mg l^{-1}) y en (A) (20,6 mg l^{-1}), mientras que en el tratamiento (C) disminuyó hasta alcanzar su valor mínimo el quinto día (6,29 mg l^{-1}). Los tratamientos (P) y (A) presentaron diferencias significativas en biovolumen con (C) y (CP) ($p < 0,05$).

El tratamiento (P) y el control (A) fueron los que presentaron menores valores de SRP (836,9 y 789,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ respectivamente) como consecuencia de la asimilación por parte de las algas. Esto se manifestó hacia el día 4 en coincidencia con los mayores valores de biomasa y turbi-

dez. Por otro lado el tratamiento (C) tuvo una mayor concentración de este nutriente (1159,9 $\mu\text{g l}^{-1}$) hacia el final del experimento

Los cladóceros fueron removidos en forma efectiva en el tratamiento (CP) por efecto de la depredación efectuada por los peces. En ausencia de depredación (C) *D. spinulata* triplicó su población hacia el final del experimento, hallándose un promedio de 300 individuos por microcosmos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La teoría de la cascada trófica predice que a causa de las interacciones tróficas un incremento en la biomasa de los planctívoros reduce la biomasa de los herbívoros e incrementa la biomasa del fitoplancton (Carpenter *et al.*, 1985). En el análisis realizado el control top-down fue evidente en el tratamiento (C), donde el efecto de clareado por parte de *D. spinulata* produjo una disminución marcada de la turbidez y, en consecuencia, de la biomasa fitoplanctónica hacia el final del experimento. Los altos valores de clorofila *a* (151,12 $\mu\text{g l}^{-1}$) hallados el segundo día en (C) indicaron un importante crecimiento algal incluso en condiciones de pastoreo, que se vio favorecido por el exceso de nutrientes. El control top-down también se observó en el tratamiento con depredación planctívora (CP) donde *Cheirodon interruptus* produjo una remoción completa del pastoreador. La mayor vulnerabilidad de *D. spinulata* estuvo dada en que es un alimento requerido por los peces planctívoros. Numerosos estudios demuestran el fuerte impacto de *Daphnia* sobre el fitoplancton cuando son liberadas de la depredación por parte de los peces (Meijer *et al.*, 1994; Scheffer y Rinaldi, 2000).

El control botton-up se manifestó en los tratamientos sin depredación y/o pastoreo (A) y (P) donde los nutrientes en exceso favorecieron el crecimiento algal. La mayor turbidez hallada en (P) podría evidenciar un aporte extra de nutrientes hacia las algas por parte de los peces. Se ha hallado en forma experimental que este aporte de tipo botton-up efectuado por peces puede ser más benéfico para el fitoplancton que el que realizan por depredación sobre el zooplancton (Matveev *et al.*, 2000). Entre el zooplancton, especialmente

los grandes cladóceros del género *Daphnia* son conocidos por su habilidad para provocar una disminución significativa de clorofila (Scheffer y Rinaldi, 2000). Esto coincide con los resultados hallados en este experimento en el que el tratamiento con pastoreo (C) presentó los valores más bajos de clorofila a partir del día 3.

En este estudio de tipo preliminar los datos obtenidos aportaron un nuevo conocimiento al crecimiento poblacional de *Daphnia spinulata*, ya que en condiciones óptimas de temperatura, fotoperíodo y alimentación, ésta triplicó su densidad en cinco días. Así mismo *D. spinulata* se presentó como un pastoreador eficiente capaz de producir un importante efecto de clareado del agua en ausencia de depredadores. *Cheirodon interruptus* demostró ser un eficiente depredador sobre el zooplancton y, a su vez, una posible fuente de nutrientes aprovechables para el fitoplancton. Además en este tipo de experimentos con cultivos monoespecíficos algales la turbidez puede utilizarse como medida indirecta de la biomasa algal, ya que al ser instantáneo su registro facilita un mayor número de repeticiones con mínima perturbación.

AGRADECIMIENTOS

Al Lic. Hernán Benítez por su colaboración en la revisión de los gráficos y su apoyo en las tareas de laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association.** 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. APHA, Washington, D.C. 1550 pp.
- Boveri, M. y R. Quirós.** 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1274-1278.
- Carpenter, S. R. [ED.].** 1988. Complex interactions in lake communities. Springer-Verlag, New York, USA. 283 pp.
- Carpenter, S. R., J. F. Kitchell y J. R. Hodgson.** 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, 35, 634-639.
- García de Emiliani, M. O.** 1993. Seasonal succession of phytoplankton in a lake of Paraná River floodplain, Argentina. *Hydrobiologia*, 264: 101 - 114.
- Gannon, J. E.** 1971. Two counting cells for the enumeration of zooplankton microcrustacea. *Transactions of the American Microscopical Society*, 90 (4): 486-490.
- Gliwicz, Z. y C. Guisande.** 1992. Family planning in *Daphnia*: resitance to starvation in offspring born to mothers grown at different food level. *Oecologia*, 91: 463-467.
- González Sagrario, M. A. y E. Balseiro.** 2002. Phytoplankton biomass control by zooplankton in a shallow lake of Argentine Pampa. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1588 - 1592.
- Lewis, W. M.** 1976. Surface/Volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science*, 192: 885-887.
- Matveev, V., L. Matveeva y G. J. Jones.** 2000. Relative impacts of *Daphnia* grazing and direct stimulation by fish on phytoplankton abundance in mesocosm communities. *Freshwater Biology*, 44: 375 - 385.
- Meijer, M., E. Jeppesen, E. Van Donk y B. Moss.** 1994 Long-terms responses to fish-stock reduction in small shallow lakes. Interpretation of five-years results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia*, 275/276: 457-466.
- Meijer, M., I. de Boois, M. Scheffer, R. Portielje y H. Hosper.** 1999. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, 408/409: 13-30.
- Müller-Navarra, D.** 1995. Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 40: 1209-1214.
- Novales-Flamarique, I., S. Griesbach, M. Parent, A. Cattaneo y R. Peters.** 1993. Fish foraging behavior changes plankton-nutrient relations in laboratory microcosms. *Limnology and Oceanography*, 38: 290-298.
- Ruiz, G., L. Solari y N. Gabellone.** 2005. Estudio preliminar de las relaciones tróficas en el plancton de una laguna arreica de la provincia de Buenos Aires: Experimentación «*in situ*». *Biología Acuática*, 22: 231-237.
- Scheffer, M., S. Hosper, M. Meijer, B. Moss y E. Jeppesen.** 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 275 - 279.
- Scheffer, M. y S. Rinaldi.** 2000. Minimal models of top-down control of phytoplankton. *Freshwater Biology*, 45: 265-283.
- Solari, L., M. Mac Donagh y G. Ruiz.** 2002. Vertical distribution of phytoplankton in a pampean shallow lake. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1362-1366.
- Solari, L., N. Gabellone, M. Mac Donagh y G. Ruiz.** 2003. Estructura y dinámica del fitoplancton en la cuenca de una laguna pampeana (San Miguel del Monte, Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38 (1-2): 65-73.
- Wetzel, R. G. y G. E. Likens.** 1991. *Limnological analyses*. Second edition. New York: Springer-Verlag. 391 pp.