

FACTORES REGULADORES DE LA BIOMASA DEL FITOPLANTON EN LAGUNAS DE LA LLANURA ALUVIAL DEL RIO PARANÁ MEDIO CON ACTIVIDAD GANADERA

Papaleo Ariana^{AB}, Piedrabuena Abigail^{AB}

^A *Instituto Nacional de Limnología (INALI, UNL-CONICET), Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, Santa Fe (3000), Argentina*

^B *Escuela Superior de Sanidad, Facultad de Bioquímica y Cs. Biológicas UNL*

Área: Ciencias Naturales

Sub-Área: Ciencias de la tierra y el espacio

Grupo: X

Palabras clave: lagunas, clorofila-a, nutrientes.

INTRODUCCIÓN

Los humedales fluviales están conformados por las llanuras laterales al río, el cual las inunda periódicamente regulando la dinámica de la biota, nutrientes y materia orgánica (Neiff, 1997). Estos ambientes reciben y transforman muchas especies químicas, mejorando la calidad del agua (Reddy y col., 1999). Proporcionan hábitats para la vida silvestre, contribuyen a la regulación del régimen hidrológico y remueven contaminantes (Cooper y Findlater, 1990; Reddy y col., 1999). La llanura aluvial del río Paraná alcanza su mayor desarrollo en la margen derecha del tramo medio. En esta región, los productores ganaderos suelen implementar un manejo rotacional. Los animales son alternadamente dispuestos en diferentes potreros con superficie variable (≈50-150 hectáreas) (Mesa et al., 2015), con la finalidad de mantener pasturas tiernas. Al desplazarse libremente sobre amplias áreas, el ganado ingresa a los cuerpos de agua existentes en los potreros para alimentarse de macrófitas acuáticas, beber y refrescarse, depositando en dichos ambientes los residuos generados por la actividad ganadera, que son ricos en materia orgánica y nutrientes (Mesa et al., 2015) como el fósforo (contenidos principalmente en las heces) y el nitrógeno (contenido en cantidades importantes tanto en orina como en heces) (Kaiqin y col., 1997). Por otra parte, cuando el ganado tiene acceso a los cuerpos de agua, puede aumentar las concentraciones de nutrientes y materia orgánica en el ambiente acuático debido a que estimula su liberación al remover los sedimentos del fondo (Line y col., 1998).

La concentración de nutrientes y de clorofila-a constituye un indicador del estado trófico de un sistema acuático (Vollenweider, 1968). El florecimiento de algas puede perturbar el funcionamiento normal del ambiente acuático, causando una serie de problemas tales como la ocurrencia de eventos anóxicos, incremento de la turbidez y desarrollo de especies capaces de producir toxinas (Vollenweider, 1990; Carpenter y col., 1999). Estos cambios afectan el valor del recurso hídrico para diversos usos, como así también sus funciones ecológicas y ecosistémicas (Sigua, 2010). En el río Paraná la dinámica del fitoplancton se encuentra regulada principalmente por el pulso hidrosedimentológico y las variables físicas asociadas al mismo, mientras que en las lagunas de la llanura adquieren más importancia las variables químicas (García de Emiliani, 1990; O'Farrell y col., 1996; Unrein, 2002; Zalocar de Domitrovic y col., 2007).

El aumento de la concentración de nutrientes estimula la productividad primaria (Huszar y col., 2006).

Proyecto acreditado en el que se enmarca la investigación: Autodepuración de lagunas de la llanura aluvial del río Paraná Medio con uso ganadero: aportes para optimizar la remoción de nutrientes y materia orgánica.

Director del proyecto y de los autores: Mayora, Gisela.

Bonetto y col. (1994) señalaron que la limitación de la productividad primaria del fitoplancton en las lagunas de la llanura aluvial del Paraná Inferior ocasionada por la penetración de la luz y la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) cambia frecuentemente. No obstante, la concentración de clorofila-a también depende de otros factores tales como la temperatura, el tiempo de residencia del agua y su aporte desde ambientes conectados (Reynolds y Descy, 1996). Los factores reguladores de la biomasa del fitoplancton no han sido analizados en lagunas de la llanura aluvial del río Paraná con actividad ganadera. El objetivo de este trabajo es analizar la variabilidad de la biomasa del fitoplancton y su relación con diferentes variables físicas y -químicas en lagunas de la llanura aluvial del río Paraná Medio incluidas en potreros.

METODOLOGÍA

Sitios de estudio

Las lagunas estudiadas se ubican en diferentes potreros de la llanura aluvial del río Paraná Medio y se encuentran aisladas del sistema lotico (excepto durante aguas altas extraordinarias): Laguna L1 (31° 41' 00" S, 60° 31' 24" O), Laguna L2 (31° 40' 94" S, 60° 30' 62" O) y Laguna L3 (31° 67' 94" S, 60° 50' 95" O).

Actividades de campo y laboratorio

Se tomaron muestras de agua subsuperficial (por triplicado) en las lagunas L1, L2 y L3, en el periodo de junio de 2016 a marzo de 2017. Se realizaron determinaciones in situ de la conductividad, oxígeno disuelto y pH (sensores de campo Hanna). Los datos de nivel hidrométrico del cauce principal del río (estación Puerto Paraná) fueron proporcionados por el Centro de Información meteorológica (CIM, FICH-UNL).

En el laboratorio, se realizaron determinaciones analíticas siguiendo los procedimientos descriptos en APHA (2005). Para ello, un volumen conocido de cada muestra de agua se filtró utilizando filtros de fibra de vidrio (tamaño de poro: 1,2 μm) para la determinación espectrofotométrica de clorofila-a, la cual se extrajo utilizando acetona (90%) y un macerador con vástago de teflón. El agua se re-filtró (tamaño de poro: 0,45 μm) para la determinación de los componentes disueltos. Se realizó determinaciones colorimétricas de amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato + nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), fósforo reactivo soluble (PRS) y materia orgánica disuelta cromofórica (MODC). El fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y turbidez se determinaron en submuestras de agua no filtradas. El primero se estimó por medio de digestión con ácidos nítrico y sulfúrico y posterior determinación del PRS, la concentración de NT por medio de digestión con persulfato de potasio en medio alcalino y posterior determinación del $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, y la turbidez utilizando un espectrofotómetro HACH DR2000.

Análisis de datos

Los factores reguladores de la variabilidad temporal de la clorofila-a en cada laguna se evaluaron con un análisis de regresión lineal múltiple incluyendo simultáneamente como variables explicativas todas aquellas que no presentaron co-linealidad. Posteriormente se eliminaron en forma consecutiva, una por una (eliminación "backward"), las variables con mayor valor de p hasta que las variables explicativas remanentes presentaron un valor de $p < 0,05$ considerado como estadísticamente significativo (Hastie y col., 2009).

RESULTADOS Y CONCLUSION

En la laguna L1, la clorofila-a que mostró una concentración promedio de 13,66 µg/L (tabla 1) fue significativamente explicada mediante una regresión lineal múltiple ($R^2=0,82$, $F=17,6$, $p<0,01$), por las concentraciones de amonio ($p<0,01$) y fósforo reactivo soluble ($p<0,05$) que fueron las variables independientes significativas (relaciones negativas con la clorofila-a). Las algas habrían consumido estos compuestos para aumentar su biomasa, disminuyendo sus concentraciones.

Laguna 1	Clorofila-a (µg/L)	Amonio (µg/L)	PRS (µg/L)	
	13,66	3,19	25,19	Promedio
	9,79	2,90	14,08	desviación estandar

Tabla 1: valores promedios y desviaciones estándar de las variables significativas para la laguna 1

En la laguna L2, la clorofila-a, con una concentración promedio de 38.69 µg/L (tabla 2), fue explicada con una regresión lineal ($p<0,01$; $F=739$; $R^2=0,99$) por las concentraciones de nitrito ($p<0,01$), de nitrato ($p<0,01$) y de fosforo reactivo soluble ($p<0,01$); la relación con el nitrito y el nitrato fue negativa, por lo cual podría indicar, similarmente a lo señalado para la laguna L1, que al aumentar la biomasa del fitoplancton disminuyó la concentración de estas formas del de nitrógeno inorgánico en el agua debido a su consumo por el fitoplancton. En el caso del fosforo reactivo soluble, la relación fue positiva, lo que indicaría que en esta laguna el ingreso de fósforo reactivo soluble estimuló el desarrollo del fitoplancton.

Laguna 2	Clorofila-a (µg/L)	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	PRS (µg/L)	
	38,69	0,12	35,79	37,13	Promedio
	45,81	0,15	59,09	24,18	Desviación estandar

Tabla 2: valores promedios y desviaciones estándar de las variables significativas para la laguna 2

En la laguna L3, la clorofila-a, con una concentración de 84,03 µg/L (tabla 3), presentó asociaciones significativas en la regresión lineal ($R^2=0,99$; $F=166,9$; $p<0,01$) con la conductividad ($p<0,01$) con una relación positiva, turbidez ($p<0,01$), fosforo reactivo soluble ($p<0,01$) y nivel hidrométrico del cauce principal ($p<0,01$) con relaciones negativas. En este cuerpo de agua, el aumento del nivel del agua habría producido un efecto de dilución, disminuyendo los valores de conductividad y clorofila-a, la turbidez habría perjudicado al fitoplancton al disminuir la disponibilidad de luz mientras que el fósforo reactivo soluble habría sido consumido por las algas, disminuyendo su concentración.

Laguna 3	Clorofila-a (µg/L)	Conductividad (µS)	Nivel hidrometrico (m)	PRS (µg/L)	Turbidez (UFT)		
	84,03	120,32		3,04	18,13	59,00	Promedio
	116,03	25,90		0,33	25,56	34,90	Desviación estandar

Tabla 3: valores promedios y desviaciones estándar de las variables significativas para la laguna 3

Es posible concluir que, debido a que la relación entre los nutrientes y el fitoplancton es recíproca (los nutrientes estimulan el desarrollo de las algas mientras que éstas disminuyen la concentración de nutrientes mediante su consumo), se pueden observar tanto relaciones positivas como negativas entre los nutrientes y la clorofila-a. No obstante, dado que en general las relaciones fueron negativas, el fitoplancton tendría un importante rol en la remoción de nutrientes disueltos en estas lagunas. Finalmente, el

ganado aporta nutrientes beneficiosos para las algas, pero también re suspende sedimentos que incrementan la turbidez disminuyendo la disponibilidad de luz, por lo que podría no observarse un aumento de la biomasa algal a pesar del aporte de nutrientes mediante las heces y orina.

BIBLIOGRAFÍA BÁSICA

- APHA, 2005.** Standard Methods for the examination of water and wastewater, 18th edition. American Public Health Association, Washington D.C.
- Neiff, J.J., 1997.** El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. In: Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos. Malvárez, A.I. y P. Kandus (eds.). ORCYT-
- Reddy, K. R., O'connor G. A. Y Schelske, C. L., 1999.** Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.
- Carpenter, S.; Ludwig, D. y Brock, W., 1999.** Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9, in press.
- Cooper, P. F. Y Findlater, B. C., 1990.** Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Kaiqin, X. U.; Chun, H. y Sudo, R., 1997.** Present status of livestock wastewater and its characteristics. *Journal of Water and Waste* 39:1097-1105.
- Line, D. E.; Harman, W. A. y Jennings, G. D., 1998.** Comparing sampling schemes for monitoring pollutant export from a dairy pasture. *Journal of American Water Research Assessment* 34:1265–1273.
- Mesa, L.; Mayora, G.; Saigo, M. y Giri, F., 2015.** Nutrient dynamics in wetlands of the Middle Paraná River subjected to rotational cattle management. *Wetlands* 35: 1117–1125.
- Sigua, G. C., 2010.** Sustainable cow-calf operations and water quality: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 30:631-648.
- Vollenweider, R. A., 1990.** Eutrophication: Conventional and non-conventional considerations and comments on selected topics. *Mem Ist Ital Idro-biol* 47: 77-134.
- García de emiliani, M.O., 1990.** Phytoplankton ecology of the Middle Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 3, 391-417.
- Bonetto, C.; De cabo, L.; Gabellone, N.; Vinocur, A.; Donadelli, J.; Unrein, F., 1994.** Nutrient dynamics in the deltaic floodplain of the Lower Paraná River. *Arch. Hydrobiol.* 131(3), 277-295.
- Huszar, V.; Caraco, N.F.; Roland, F.; Cole, J., 2006.** Nutrientchlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit Biogeochemistry. 79(1-2), 239-250.
- O'Farrell, I.; Izaguirre, I. y Vinocur, A., 1996.** Phytoplankton ecology of the Lower Paraná River (Argentina). *Arch. Hydrobiol.* 115: 75 – 89.
- Unrein, F., 2002.** Changes in phytoplankton community along a transversal section of the Lower Parana floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 468: 123 – 134.
- Zalocar de Domitrovic, Y.; Devercelli, M. y García de Emiliani, M.O., 2007.** Phytoplankton. En: *The Middle Paraná River. Limnology of a subtropical wetland* (Eds.: Iriondo, M.; Paggi, J.C. y Parma, J.) Springer-Verlag, Berlin, p. 175 – 203.
- Vollenweider, R.A., 1968.** Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Technical 55 Report DC5/SC1/68.27. Organization for Economic Cooperation and Development. Paris. p. 250.
- Reynolds, C.S.; Descy, J.P., 1996.** The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 113, Large Rivers. 10, 161-187.
- Hastie, T.; Tibshirani, R. y Friedman, J., 2009.** The elements of statistical learning-data mining, inference and prediction, Springer, pp. 739.