COMUNICACIONES

Macrófitas acuáticas de un arroyo urbano en Uruguay: su relación con la calidad del agua

Rafael Arocena & Néstor Mazzeo

Facultad de Ciencias, Seccion Limnología. Tristán Narvaja 1674, 11200 Montevideo, Uruguay.

(Rec. 7-IX-1993. Acep. 21-III-1994)

Abstract: The specific composition of macrophytes of an urban river in Uruguay is compared with oxygen, pH, alkalinity, suspended matter, total phosphorus (TP) and total inorganic nitrogen (TN). There is an important amount of organic matter in the system, mainly caused by industrial activities. The Mantel test and matrix correlation results show that composition of macrophytes is related to abiotic parameters. Alkalinity, TP and TIN appear to play a major role in the development of these macrophytes, because they showed significant differences among sampling stations.

Key words: Aquatic macrophytes, organic pollution, streams, bioindicators.

Los efectos de la calidad del agua sobre las macrófitas acuáticas han recibido poca atención, a pesar de que las enraizadas están permanentemente expuestas a los contaminantes, por lo que su composición específica puede indicar el estado de los ríos y la influencia de la contaminación (Vrhvsek *et al.* 1981). Sin embargo, hay que considerar que la distribución de las macrófitas depende de varios factores, principalmente la velocidad del agua, sus características físico-químicas y las del sedimento, o la sombra de la vegetación ribereña.

El objetivo de este trabajo es determinar la composición específica de las macrófitas acuáticas en relación con la calidad del agua a lo largo de un arroyo. Se procura establecer la utilidad de esta información para la detección de alteraciones en un sistema sujeto a contaminación orgánica.

El arroyo Toledo-Carrasco (Fig. 1), de 42 km de largo, es de 50. orden (sistema de Horton) en su desembocadura en el Río de la Plata. De cauce pequeño y baja pendiente, recorre áreas agrícolas de erosión elevada, y urbanas donde recibe residuos orgánicos. Esta contaminación es más elevada en su tramo inferior,

canalizado para facilitar el escurrimiento de sus aguas. Sólo en la estación A, el arroyo está flanqueado por un bosque marginal de Salix humboldtiana Willd. y Acer negundo L. que lo ensombrece. Las estaciones A y B no reciben aportes puntuales y la B presenta la mejor calidad de agua. Aguas abajo de la estación C y en la D vierten sus aguas residuales dos procesadoras de pescado. La estación E corresponde a una zona de recuperación parcial de la calidad de agua. Las estaciones F y G se encuentran en el tramo canalizado del arroyo donde no existen aportes puntuales. Finalmente, las estaciones H e I reciben las aguas provenientes de zonas industriales, presentando la calidad de agua más baja de todo el curso (Cuadro 1) (Arocena et al. 1989).

Los promedios anuales de 15 muestreos realizados en 1988 para material en suspensión, oxígeno disuelto, pH, alcalinidad, fósforo total (Pt) y nitrógeno total inorgánico (Nti, suma del amonio, nitrato y nitrito), fueron tomados de Arocena et al. (1992), por su relación con la contaminación orgánica y su influencia en la distribución de las macrófitas acuáticas. Estas fueron muestreadas en la primavera de 1989,

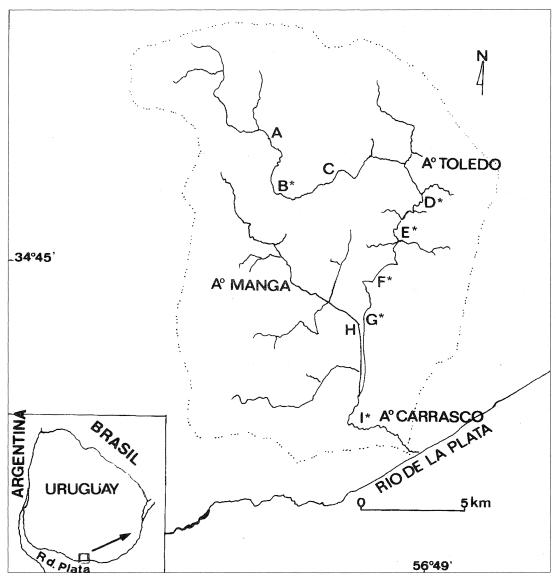


Fig. 1. Ubicación del arroyo Toledo-Carrasco y de las estaciones de muestreo de macrófitas acuáticas. El asterisco marca las estaciones donde se registraron parámetros físico-químicos del agua.

otoño de 1990 e invierno de 1991 a lo largo del arroyo, realizándose un inventario con un criterio de isovaloración de las especies sin considerar su abundancia.

Con los datos estandarizados de los parámetros físico-químicos se efectuó un agrupamiento (método UPGMA o de pares imponderados con promedios aritméticos) de las estaciones mediante el coeficiente distancia euclidiana. Los cortes de los dendrogramas se efectuaron según el criterio de Romesburg (1984).

Las variables físico-químicas no presentaron una distribución normal a pesar de ser transformadas, por lo que se utilizó el método no paramétrico de Friedman para establecer diferencias significativas entre estaciones.

A partir de una matriz de presencia-ausencia de especies se efectuaron los análisis de: a) agrupamiento de ocho estaciones luego de excluir la estación A por su escasez de macrófitas debida al ensombrecimiento; b) agrupamiento de las especies; c) agrupamiento de

seis estaciones, de las cuales también se cuenta con los datos físico-químicos del agua. Para estos análisis se utilizó el coeficiente de Jaccard, que no pondera las ausencias, porque algunas especies pudieron no ser censadas.

Para comparar el agrupamiento florístico con el físico-químico, se correlacionaron ambas matrices y se aplicó la prueba de Mantel. Como el primer agrupamiento se basa en una matriz de similitud y el segundo en una de disimilitud, para poder compararlos se usó el complemento del coeficiente de Jaccard (1-J).

Las estaciones más similares según los parámetros físico-químicos del agua (Cuadro 1), son las contiguas E y F (Fig. 2b). Ambas ocupan suelos arcillosos y sulfatados e integran una zona de recuperación de la calidad del agua, con niveles de oxígeno disuelto mayores que en las demás estaciones excepto la A, y menores de Pt. La estación D integra una zona de degradación, donde disminuye el oxígeno y aumentan los nutrientes. A este grupo de estaciones se asocia la B, con el menor contenido de material en suspensión, más oxígeno y mayor alcalinidad a excepción de la estación I. La G es una zona de recuperación, con alta concentración de oxígeno y menor de nutrientes.

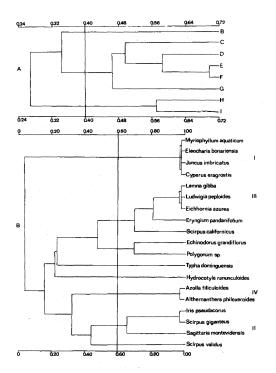


Fig. 2. A) Agrupamiento de seis estaciones de muestreo según las macrófitas acuáticas presentes. B) Agrupamiento de las mismas estaciones según los parámetros físico-químicos del agua.

CUADRO 1 Ambito de valores y promedios anuales \pm 1 desviación estándar para varias caracteristicas del agua en un arroyo urbano de Uruguay

Estación	В	D	E	F	G G	I
MES	9-130	21-149	21-213	7-194	10-184	33-118
(mg/l)	48±34	58±43	63±52	53±53	53±49	67±26
OD	39-105	12-115	10-185	36-111	9-124	0-48
(%)	65±19	44±29	50±49	57±20	60±35	16±16
pН	6.8-7.8	6.6-7.8	6.5-7.9	6.4-7.7	6.2-8.4	6.4-7.4
•	7.3±0.3	7.1±0.3	7.1±0.4	7.2±0.4	7.2±0.6	7.1±0.3
ALC	1.8-8.9	1.5-8.2	1.3-8.5	1.3-8.5	1.4-8.3	2.1-11.0
(meq/l)	6.0±2.1	5.6±1.9	5.0±2.1	5.2±2.2	5.0±2.1	6.7±2.4
Pt	12-53	8-78	7-45	6-31	0-45	6-80
(μ M)	28±11	27±18	21±10	18±7	17±10	34±17
Nti	19-1026	77-532	11-241	11-890	15-625	96-2335
(μ M)	259±239	175±118	116±77	203±217	120±143	741±600

Material en suspensión (MES), saturación de oxígeno (OD), pH, alcalinidad (ALC), fósforo total (Pt) y nitrógeno total inorgánico (Nti), por estación de muestreo. Datos tomados de Arocena et al. (1992)

La estación más contaminada es la I, que presenta los mayores valores de material en suspensión y Nti, y mínimo de oxígeno.

Se encontraron diferencias significativas (p<0.05) de alcalinidad, oxígeno, Pt y Nti entre estaciones. La conductividad no fue considerada en los análisis de agrupamiento por su alta correlación con la alcalinidad. Se prefirió utilizar esta última debido a su relación con la presencia de ciertas macrófitas (Kunii 1991).

Todas las macrófitas estuvieron presentes en los tres muestreos, excepto Lemna gibba y Azolla filiculoides en invierno. Se registraron 19 especies (Cuadro2): tres flotantes (L. gibba, Eichhornia azurea y A. filiculoides) y 16 sésiles. De éstas, tres tienen hojas flotantes (Ludwigia peploides, Hydrocotyle ranunculoides y Alternanthera philoxeroides); una es sumergida (Myriophyllum aquaticum) y 12 son emergentes.

Se distinguen tres grupos de estaciones según las macrófitas presentes (Fig. 3A). El primero corresponde a la estación B, con el conjunto I de especies (Fig. 3B), presentes fundamentalmente en esta estación, donde además fueron encontradas L. gibba, L. peploides, E. azurea y Eryngium pandanifolium.

Un segundo grupo está formado por las estaciones H e I, donde se registró el conjunto II de especies predominantes en esta zona, así como *E. azurea*, *E. pandanifolium* y *Scirpus californicus*.

El tercer agrupamiento incluye un subgrupo formado por la estación G, con el mayor número de especies, incluído el conjunto III de amplia distribución, el IV exclusivo de esta estación, y Polygonum sp., E. pandanifolium, Iris pseudacorus, Sagittaria montevidensis, S. californicus y Scirpus giganteus. Otro subgrupo lo conforman las estaciones D, E y F, que difiere del anterior por la ausencia de A. filiculoides, A. philoxeroides, I. pseudacorus e H. ranunculoides, y la presencia de Echinodorus grandiflorus y Typha dominguensis. Por último la estación C se distingue del subgrupo anterior por la presencia de I. pseudacorus y la ausencia de S. montevidensis, T. dominguensis y S. californicus.

El número de especies por estación varió entre 1 en la A y 11 en la G, correspondiente a la zona de recuperación del arroyo. Las estaciones D y H, con cinco especies, y la C e I con seis son las más contaminadas, mientras que B (8), E (8) y F (9) presentan la mejor calidad de agua.

La correlación de matrices (r=0.724) y la prueba de Mantel (t=1.98, p=0.974) muestran que los cambios en la composición específica reflejan diferencias en la calidad de agua (Fig. 4).

Siendo muy alta la probabilidad de colonización de sitios próximos, la ausencia de una especie en uno de ellos puede indicar condiciones desfavorables para tal colonización y permanencia. Aunque también puede deberse a

CUADRO 2

Inventario y distribución de las macrófitas acuáticas registradas en el arroyo Toledo-Carraco

Eryngium pandanifolium Cham. et Schlecht. Eichhornia azurea (Swartz) Kunth Lemna gibba L. Ludwigia peploides (HBK) Raven Scirpus californicus (C.A. Mey) Steudel Iris pseudacorus L. Sagittaria montevidensis Cham. et Schlecht Polygonum sp. L. Scirpus giganteus Kunth Eleocharis bonariensis Nees Hydrocotyle ranunculoides L. Echinodorus grandiflorus (Cham. et Schlecht). Micheli Myriophyllum aquaticum (Velloso) Verdc. Azolla filiculoides Lam. Alternanthera philoxeroides (Mart.) Gris. Juncus imbricatus Laharpe Cyperus eragrostis Lam. Typha dominguensis Pers. Scirpus validus Vahl.

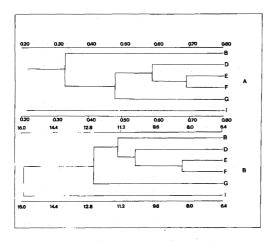


Fig. 3. A) Agrupamiento de las estaciones de muestreo según las macrófitas acuáticas presentes. B) Agrupamiento de las especies según su distribución.

otros factores, la presencia de especies indicaría la calidad del ambiente si se descarta la incidencia de otras variables. La estación A se excluyó de los análisis porque su escasez de especies obedecería al efecto sombra. Las estaciones G, H e I, fueron en cambio incluidas a pesar de la canalización, porque comparten varias especies con el resto del arroyo y es de esperar que la composición florística se restablezca a mediano plazo de este tipo de alteración (Raven 1986). Otro factor importante en la presencia de especies enraizadas es el sedimento, pero según datos de Arocena et al. (1991), el tamaño de grano no muestra diferencias significativas entre estaciones.

Los cambios en la composición específica reflejan diferencias físico- químicas del agua, relacionadas con la disponibilidad de nutrientes o estado trófico del sistema y no con las variables dependientes de la descomposición de la materia orgánica o saprobicidad (Carbenier et al. 1990), como el oxígeno disuelto. Sin embargo, la vegetación enraizada incorpora nutrientes por las raíces, y su composición específica no necesariamente se correlaciona con los nutrientes del agua, aunque estos pueden provenir del sedimento de donde las mismas plantas lo transportan y liberan de nuevo al agua. Además, el pH y la alcalinidad pue-

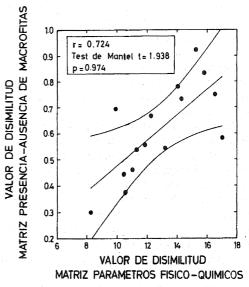


Fig. 4. Resultado de la prueba de Mantel y correlación entre las matrices generadas por la presencia-ausencia de macrófitas y parámetros físico-químicos del agua.

den tener un papel mayor en la distribución de las especies que las variables de estado trófico (Kunii 1991).

El conjunto de variables seleccionadas reflejan sólo en parte el estado trófico del sistema, pero representan la disponibilidad de materia orgánica en las diferentes estaciones, excepto el pH debido a la alta alcalinidad de estas aguas. Aunque es la variación del conjunto de las variables abióticas lo que determina los cambios en la composición vegetal, la alcalinidad, el Pt y el Nti tendrían una mayor incidencia por ser los parámetros que difieren entre estaciones.

M. aquaticum, Eleocharis bonariensis, Juncus imbricatus y Cyperus eragrostis estuvieron restringidas a la estación con menos sólidos en suspensión. Aunque estos no muestran diferencias significativas entre sitios, son un factor principal para las especies sumergidas. Lemna gibba, L. peploides y E. azurea presentaron en cambio una amplia distribución, indicando tolerancia a la contaminación orgánica. El resto de la vegetación emergente, excepto Echinodorus grandiflorus, T. dominguensis y Scirpus validus, no es lo suficientemente sensible a las diferencias físico- químicas entre sitios. Esto puede deberse a que los nutrientes en el agua son poco importantes para las emergentes.

A pesar del valor indicativo de algunas especies, los factores geográficos y del agua limitan la extrapolación de los resultados a otros sistemas. Dada esta limitación y la correlación obtenida entre las matrices físico-química y florística, la comunidad de plantas acuáticas parece ser un indicador más valioso que las especies aisladas.

Al no disponer de información cuantitativa, los datos cualitativos pueden indicar la condición del arroyo en sus distintas secciones. Los métodos biológicos no identifican factores químicos individuales y no se han estandarizado, pero integran la información de todas las variables, así como eventos ocurridos en períodos de tiempo distantes. En sistemas similares, la composición específica de las macrófitas indicaría diferencias en la calidad de agua por aporte de materia orgánica a lo largo del sistema.

El método estadístico utilizado puede ser útil en sistemas donde las variables abióticas, por su gran variación, no tienen una distribución normal, ni existen transformaciones sencillas para normalizarlas, limitando el tipo de análisis multivariado a utilizar.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Eduardo Marchesi por su colaboración en la identificación de las especies, y a R. Sommaruga, W. Pintos y revisores anónimos por la corrección crítica del manuscrito.

REFERENCIAS

- Arocena, R., W. Pintos, G. Chalar & R. de León. 1989. Variaciones físicas y químicas del Arroyo Toledo-Carrasco en verano. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral. 20: 15-29.
- Arocena, R., G. Chalar & M. Cardezo. 1991. Análisis granulométrico y contenido de materia orgánica de los sedimentos del arroyo Toledo-Carrasco (Uruguay). Biología Acuática 15: 18-19.
- Arocena, R., G. Chalar, R. de León & W. Pintos. 1992. Evolución anual de algunos parámetros físico-químicos del Arroyo Toledo-Carrasco (Uruguay). Acta Limnologica Brasiliensia IV: 225-237.
- Carbenier, R., M. Trémolières, J. Mercier & A. Ortscheit. 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream water (Upper Rhine plain, Alsace). Vegetatio 86: 71-88.
- Kunii, H. 1991. Aquatic macrophyte composition in relation to environment factors of irrigation ponds around Lake Shinji, Shimane, Japan. Vegetatio 97: 137-148.
- Raven, P. 1986. Changes of in-channel vegetation following two-stage channel construction on a small rural Clay river. J. Appl. Ecol. 23 (1): 333-345.
- Romesburg, H. 1984. Cluster Analysis for Researchers. Lifetime Learning Publications. Belmont, California. 334 p.
- Vrhovsek, D., Martincik, A. & M. Kralj. 1981. Evaluation of the polluted river Savinja with the help of Macrophytes. Hydrobiologia 80: 97-110.