

Serie Conservación de la Naturaleza
Nº **16**

La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino

H. R. Fernández*

E. Domínguez*

F. Romero**

M. G. Cuezco*

(*) CONICET, Facultad de Ciencias Naturales
e Instituto Miguel Lillo.

Miguel Lillo 205, (T4000JFE) S. M. de Tucumán.

(**) Fundación Miguel Lillo.

Miguel Lillo 251, (T4000JFE) S. M. de Tucumán.

Serie Conservación de la Naturaleza

Nº **16**



Fundación Miguel Lillo

1931 - 75 ° *Aniversario* - 2006

Calidad de agua y bioindicación en ríos de montaña / Hugo
Fernández ...[et.al.]. - 1a ed. - Tucumán : Fund. Miguel Lillo,
2006.
0 p. : il. ; 20x15 cm.

ISBN 950-668-012-4

1. Recursos Naturales-Agua. 2. Contaminación.
CDD 333.91

SERIE CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

Esta serie comprende trabajos relacionados con el problema de la conservación de la flora, fauna y recursos naturales autóctonos, incluyendo lo relativo al grado de explotación y/o destrucción alcanzado y a los medios de protección proyectados o en aplicación.

I S S N 0 3 2 5 - 9 6 2 5

Fernández, H. R.; E. Domínguez; F. Romero; M. G. Cuezco.- LA CALIDAD DEL
AGUA Y LA BIOINDICACIÓN EN LOS RÍOS DE MONTAÑA DEL NOROESTE ARGENTINO

I S B N - 1 0 9 5 0 - 6 6 8 - 0 1 2 - 4

I S B N - 1 3 9 7 8 - 9 5 0 - 6 6 8 - 0 1 2 - 1

© 2006, FUNDACIÓN MIGUEL LILLO. Todos los derechos reservados.

Fundación Miguel Lillo
Miguel Lillo 251
(T4000JFE) San Miguel de Tucumán
Argentina
Telefax +54 381 433 0868

Publicación indexada en *Biological Abstracts*, *Zoological Record*,
Periodica (México), *Biosis Previews*, *Cambridge Scientific Abstracts*

Canje:

Centro de Información Geo-Biológico del Noroeste Argentino,
Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251,
(T4000JFE) San Miguel de Tucumán, Argentina.

Diseño: Gustavo Sánchez.

Prohibida su reproducción total o parcial.

Impreso en la Argentina.

Printed in Argentina.

PRÓLOGO

Hace 15 años los temas referidos al ambiente y su calidad no estaban instalados en la sociedad como lo están hoy. El Estado estaba desacreditado y era culpable de todos nuestros males y las privatizaciones aparecían como la solución a todos los problemas. Hoy con una crisis casi superada (tres años de crecimiento a más del 6% anual parecen avalarlo) debemos volver la mirada a los temas importantes, y el ambiente saludable lo es. Los puntos a considerar en ese camino son la interdisciplinariedad en el abordaje técnico de los problemas y el diálogo intersectorial de los involucrados (causantes y afectados). Todo esto, sin olvidar que debemos exigir el compromiso de los gobernantes a la hora de velar por la buena calidad del ambiente, como lo garantiza la Constitución.

Este nuevo número de la serie *Conservación de la Naturaleza* nos da la oportunidad para divulgar los resultados de nuestros proyectos así como la información por ellos producida, integrándolos con datos no siempre disponibles para todos, generando así un “*corpus*” que esperamos sirva tanto a los técnicos como a los docentes y políticos.

Este es el producto final que sintetiza años de trabajo en un tema con muchas facetas, que tiene en el número 12 de esta misma serie, su hito anterior. Hoy el escenario global cambió, el ambiente se volvió más complejo y la escala requiere de nuevos enfoques regionales.

Por otro lado, también aumentó el interés en el tema, nuestro grupo de trabajo se ha consolidado, la base de datos se ha enriquecido y los objetivos se han ampliado e incrementado. Esperamos que en el futuro se acrecienten también las perspectivas de estudio sobre el tema, en nuestros investigadores, motivadas por esta publicación. Hay muchas asignaturas pendientes, tales como la problemática de los pesticidas, la contaminación difusa, y la incorporación de otras técnicas como la información satelital para ayudar en la búsqueda de soluciones.

Consideramos que es nuestra obligación como investigadores encontrar y diseñar las herramientas necesarias para que los organismos gubernamentales puedan realizar un manejo sustentable de los recursos naturales, esperamos que esta publicación sea otro paso en ese sentido.

Los autores

INTRODUCCIÓN

Aunque pretendamos dar aquí un enfoque regional, no podemos sustraernos al gran avance que han tenido todas las mediciones a escala global (clima, vegetación, uso de la tierra, emisión de gases, escorrentía, etc.), que nos ponen ante diagramas de flujo que ya no son meras cajas etiquetadas. Ahora poseemos cifras (aceptando que a veces son estimativas) que nos dan un verdadero estado de situación de procesos geo-físico-químicos y antrópicos. Por ejemplo, el hombre se apropia del 27% de la parte de agua dulce renovable terrestre (24.980 km³/año); este porcentaje incluye el uso que nos interesa comentar aquí: unos 2.350 km³/año para navegación, pesca, vida silvestre, vegetación riparia, agua de calidad y conservación de la biodiversidad acuática; y unos 4.430 km³/año de agua para la población según Postel *et al.* (1996).

Por otro lado Dodds (1997) ha señalado que una cantidad significativa del agua, a escala global, se origina en áreas cultivadas (4.377 km³/año), lo que representa un 8% del área total considerada para los cálculos que incluían, con fines comparativos, hielo, Tundra, bosques varios, etc. Este volumen de agua proveniente de áreas cultivadas, tiene una influencia enorme sobre

H. R. Fernández, E. Domínguez, F. Romero, M. G. Cuezco, "Calidad de agua y bioindicación en ríos de montaña". *Serie Conservación de la Naturaleza* Nº 16, ISSN 0325-9625. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 2006.

la calidad de agua, comparado con arroyos y ríos con otra cobertura vegetal. Pero esta importancia no se refleja en el interés de los investigadores que han enfatizado sus estudios en ríos y arroyos de zonas con bosques templados del hemisferio norte, principalmente.

Esta es una pequeña muestra de la cantidad de datos disponibles, que nos permiten hacer algunas predicciones: cuál será la necesidad de agua en los próximos 30 años, cómo se alterará el ciclo hidrológico bajo el efecto invernadero o cuáles serán las futuras áreas de conflicto (Bengtsson, 1997; Falkenmark, 1998; Vörösmarty *et al.*, 1997; Peterson *et al.*, 2002). Es tal la velocidad de los cambios que se están produciendo, que debemos adelantarnos con herramientas para dar respuestas en campos tales como el control y monitoreo biológico de los cuerpos de agua, el manejo de las cuencas, la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sustentable, por citar algunos. Entre estas herramientas desarrolladas, existen distintos métodos para evaluar la calidad del agua (Rosemberg y Resh, 1993).

Esta situación es crítica en países como el nuestro, donde la presión sobre los recursos y el ambiente es enorme (foto 1). Emprendimientos exitosos en la región, como el turismo y la minería presentan nuevos desafíos a los técnicos y científicos (Krause *et al.*, 1998; Fossati *et al.*, 2001; Fernández y Molineri, 2006).

Todavía no tenemos un esquema nacional sobre la metodología a aplicar en bioindicación (la europea, la estadounidense o aún otra), y si se usará la comunidad completa, una taxocenosis, o se usarán en cambio bioensayos, una combinación de ellas o ninguna. Así vemos hoy, lamentablemente, la situación a escala nacional.

Desde que empezamos nuestro trabajo en la región (Domínguez y Fernández, 1992; González y Domínguez, 1994), se han operado cambios muy importantes sobre el tema en Europa y Estados Unidos. Mientras nosotros



Foto 1. Dique Villa Lola sobre el río de las Cañas, afluente del río Medinas, Tucumán (Argentina).

elegimos un índice europeo (Domínguez y Fernández, 1998) en Estados Unidos comenzó a desarrollarse toda una metodología por parte de la EPA (1991) que ha sido discutida en la revista de la North American Benthological Society.

Existen numerosos índices empíricos elaborados sobre la base de bioindicadores (Cairns y Pratt, 1993; Linke *et al.*, 2005), y el índice a elegir deberá servir para diagnóstico y herramienta de monitoreo (Lenat y Barbour, 1990). Debe ser posible de usar, pensando que alguna vez será adoptado por las autoridades provinciales para tomar decisiones, sustentados en su facilidad de uso y bajo costo. Lamentablemente, hasta ahora fue restringido al uso académico con pruebas y ajustes, aunque creemos que dentro de no mucho tiempo surgirá la necesidad perentoria de contar con esta herramienta, presionados, por ejemplo, por exigencias internacionales.

Nuestros objetivos fueron, presentar un diagnóstico de la situación ambiental para los ríos del Noroeste Argentino (NOA) y analizar la posibilidad de desarrollar un índice integrado de fácil aplicación para dichos ríos.

ESTADO ECOLÓGICO DE LOS RÍOS

Las exigencias internacionales son justamente las que han empujado a los españoles a pasar de una etapa de bioindicación a una fase “ecosistémica”. Es así que la *Directiva Marco del Agua*, estableció en el año 2000, que ante el fracaso en la recuperación de las comunidades biológicas (a pesar del mejoramiento en la calidad físico-química) se debía replantear el ataque al problema (Prat *et al.*, 1999). Surge así el término “**estado ecológico**” (muy relacionado al estadounidense *ecological integrity*) como concepto marco. El estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales (Prat *et al.*, 1999). En la valoración del estado ecológico de un cuerpo de agua la bioindicación es uno de los muchos elementos a ser tenidos en cuenta (Bonada *et al.*, 2002). Este concepto cobra una dimensión mayor aún, cuando se integra con las nuevas perspectivas aportadas por las distintas escalas de aproximación a un problema. Una de tales escalas, de interés para nosotros, es la escala de cuenca y la otra es la escala regional.

La región

La región del NOA se ubica aproximadamente entre los paralelos de 22° y 30° de latitud S y los meridianos de 62° y 69° de longitud O con un total de 557.921 km² (Fig. 1).

Dentro de esta gran área, Bianchi y Yáñez (1992) reconocen tres regiones bien diferenciadas de las cuales a nosotros nos interesa, por ahora, la región de Las Sierras. Esta es una región que tiene como característica su heterogeneidad, con un paisaje cambiante (principalmente Yungas) que corresponde (en parte) a la zona de mayor interés económico. Las Yungas tienen la capacidad de “producir” agua todo el año (foto 2) en el NOA (Brown y Grau, 1993), exportando aproximada-

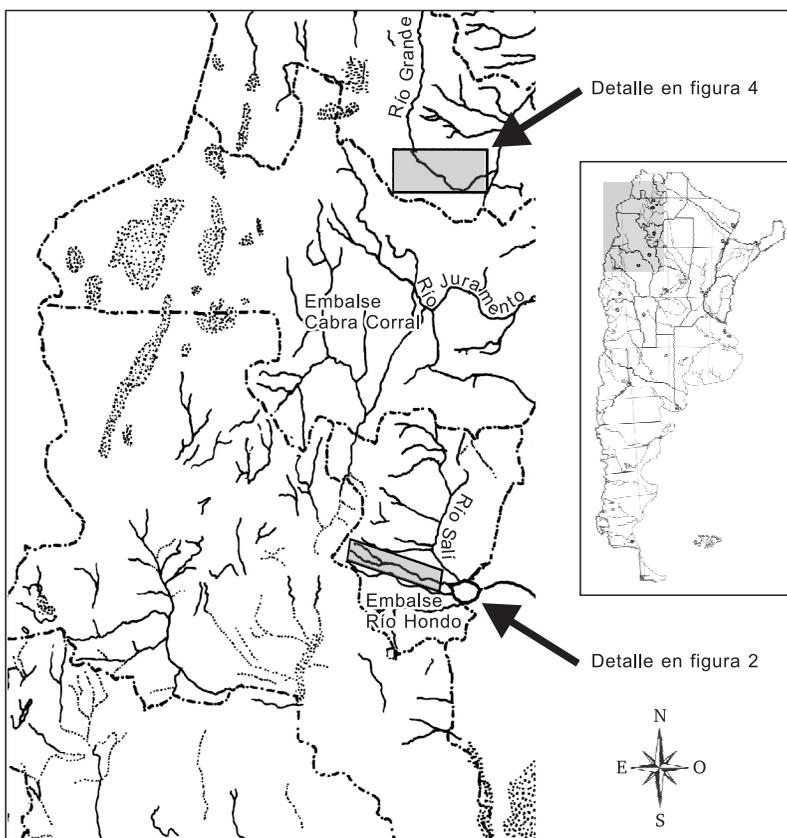


Figura 1. Detalle de la región Noroeste de Argentina mostrando las principales cuencas. Se recuadran los ríos estudiados en detalle.



Foto 2. Afluente de un río de Yungas, Termas de Reyes, Jujuy (Argentina).

mente 42.500.000 m³ por año a las cuencas de los ríos Salí y Bermejo, principalmente.

Podríamos definir con fines prácticos a la región de Las Sierras y las Yungas que la ocupan como una ecorregión que puede ser subdividida a su vez en dos o tres partes menores. Entendemos que una ecorregión es un área geográficamente homogénea en apariencia, fácilmente asociable con patrones espaciales de hábitat, nutrientes y alteraciones y están basados en clima, fisiografía, geología, suelos y vegetación (Davis y Simon, 1995).

En esta escala de análisis, es alrededor de la ecorregión de las Yungas, donde centraremos nuestro interés, dadas las enormes superficies involucradas.

Situación ambiental de ríos del NOA

Las provincias del NOA presentan situaciones ambientales diferentes, con distintas evaluaciones y variadas

percepciones de sus problemas. A pesar de existir un volumen significativo de informes, publicaciones y otro tipo de trabajos, la mayor parte de la información es puntual y fragmentaria y no existen contribuciones globales para la región que permitan tener una idea sobre la realidad ambiental de la misma. Esto a pesar de haber contado como foro de discusión con congresos ambientales periódicos en la región. De datos expuestos en estas reuniones podemos extraer como ideas generales, que la reconocida contaminación del río Salí pudo cuantificarse en 1997, entre 500 y 15×10^6 kg de DBO_5 por día (M. Hidalgo. com. pers.), con un gran aporte constituido por la vinaza (un producto secundario de la producción de alcohol). En ese sentido, es importante destacar que la vinaza mantiene durante siete meses al año una DBO_5 entre 200 y 500 mg/L (J. López Hernández, com. pers.).

También podemos decir que a la entrada del embalse de Río Hondo la DBO_5 puede variar entre 3 y 1.200 mg/L (Seeligmann *et al.*, 2001) con indicadores bióticos que señalan condiciones de mesosaprobios y beta- α -mesosaprobios (Seeligmann, 1998; Seeligmann, 1999). El rango de variación de estos últimos se debe a la estacionalidad de la actividad industrial azucarera (muy contaminante) que

Clase	Valor (BMWP')	Significado
I	>50	Aguas muy limpias
	40-50	Aguas no contaminadas
I	30-40	Con algún grado de contaminación
III	20-30	Aguas contaminadas
IV	10-20	Aguas muy contaminadas
V	<10	Aguas fuertemente contaminadas

Tabla 1. Clases de calidad y significación de los valores del índice BMWP' (modificado de Alba- Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988, en Domínguez y Fernández, 1998).



Foto 3. Río Gastona, Tucumán (Argentina).

coincide con el período de aguas bajas (Domínguez y Fernández, 1998). Esto es muy evidente si comparamos los ríos del sur de la provincia de Tucumán (foto 3) con alguno del norte de la misma, como el río Vipos, que según el índice biótico utilizado (Biological Monitoring Working Party o “BMWP”) no muestra síntomas de contaminación orgánica (Domínguez y Fernández, 1992; 1998), con valores por arriba de los 40 puntos (Tabla 1).

Si tenemos en cuenta que solo el 40% de la población de Tucumán posee servicios de cloacas y, del porcentaje restante, un 10% vive en el pedemonte y mesetas aluviales de los ríos, no es difícil coincidir con el informe de la Universidad Nacional de Tucumán (UNT, 1990) que sostiene que el 50% de los sistemas fluviales están afectados por contaminación química, física o bacteriológica.

En Catamarca se han observado severos procesos de degradación del paisaje de una pequeña cuenca de las

Sierras del Aconquija, que favorecido por el tipo de sustrato, pendiente regional, uso agrícola y sobrepastoreo han dado como consecuencia una modificación de la dinámica fluvial de sus ríos que aumentaron peligrosamente el poder erosivo de los mismos. No se pueden dejar de señalar los riesgos a los que ya se han expuesto los recursos hídricos de esta provincia (Baching *et al.*, 2000) y las vecinas (Boemo *et al.*, 1991; Seeligmann *et al.*, 1999) por el aumento de la explotación minera, en los que no parece muy claro el resultado de la ecuación inversión, calidad de vida y contaminación.

En Jujuy también la explotación metalífera ha producido una degradación cualitativa a nivel geomorfológico, hidrográfico, vegetacional y faunístico en zonas de la Puna. A otro nivel, una parte del río Grande, presentaba en 1994 aguas contaminadas (índice biótico promedio que no supera los 30 puntos, ver Tabla 1). En el año 1961 el Consejo Federal de Inversiones (CFI, 1961) ya advertía en la evaluación sobre recursos naturales de la Nación el riesgo que significaba la contaminación producida por la ciudad de San Salvador de Jujuy sobre el Río Grande. Estudios realizados recientemente (Moraña *et al.*, 2000) revelan que esta situación no se ha revertido aún.

En Salta, en las cuencas altas de los ríos Potrero, Arias y Vaqueros, ubicados al noroeste de la ciudad capital, un estudio reveló recientemente (Burgos *et al.*, 2002) la presencia de “aguas no contaminadas a muy limpias” (valores de BMWP’ superando los 44 puntos, ver Tabla 1). Sin embargo, la porción del río Vaqueros que cruza la ciudad de Salta, presenta contaminación que se agrava por la menor capacidad depuradora del río entre mayo-julio, donde la comunidad planctónica ha sido usada como indicadora. No debemos dejar de remarcar la importancia que tiene la estacionalidad de las lluvias en la zona central de la región NOA, con altos

índices de predictibilidad ($>0,5$ en una escala de 0-1) que influye marcadamente en la dilución de contaminantes en verano y su concentración en invierno, al disminuir los caudales y en algunos casos por aumento de la actividad industrial.

LA COMUNIDAD BENTÓNICA COMO INDICADORA DE CALIDAD DE AGUAS Y ESTADO DE LA CUENCA

La comunidad bentónica nos permite hacer, en un aspecto aplicado, diagnósticos a dos niveles:

- a) calidad del agua;
- b) situación de la cuenca.

En el primer caso que es casi una necesidad en nuestros días, nos permite tomar decisiones de manejo, administración, punitivos, etc. En el segundo caso, al ampliar la escala a un nivel de paisaje, reconocemos que el resultado final sobre el curso de agua está en la cuenca, con una acumulación de efectos que a su vez interactúan de modos no siempre claros. A este nivel de análisis se incorporan focos contaminantes de diversa envergadura (por ejemplo: fábricas, ciudades) y fuentes difusas de contaminación (por ejemplo: campos de cultivo). Además, suma las consecuencias de otras causas (por ej. deforestación) que se integran a partir de un espacio muy grande como es el área de la cuenca. Un aspecto interesante en ese sentido, es la relación jerárquica que existe en las distintas escalas de análisis de una cuenca. Esto nos lleva a determinar cuáles son los factores que deben ser tenidos en cuenta a cada nivel como predominante en su influencia sobre la comunidad (Townsend *et al.*, 2003). A partir de su comprensión, podremos establecer cuáles de los impactos antrópicos influyen a cada escala de análisis.

Un índice para el NOA

En la región noroeste fuimos pioneros en la búsqueda de un índice biótico apropiado, debido a la magnitud del problema local. Así, en una primera experiencia en 1992 tratamos de obtener un diagnóstico de los ríos de Tucumán que, aunque sabíamos que muchos estaban muy mal (río Colorado; río Gastona y río Chico), nos permitiera presentar resultados de un estudio sistemático que abarcara un año. Probamos un índice empírico que trabaja a nivel de familias (Tablas 2 y 3), porque sólo aquellos que usan niveles taxonómicos altos como el “BMWP” podían ser aplicado en nuestra región (Alba-Tercedor y Sánchez Ortega, 1998).

Taxón/mes	Set	Oct	Nov	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Júl	Ago
Baetidae	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0
Leptohyphidae	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Anisoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Chironomidae	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Syrphidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephydriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Elmidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Noteridae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Oligochaeta	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hirudínea	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 2. Matriz de presencia-ausencia de las familias y taxones de macroinvertebrados bentónicos en el período 1992-1993, en la estación La Trinidad sobre el río Medinas.

Debimos adecuar este índice a nuestra biogeografía (Domínguez y Fernández, 1992) y el trabajo fue subvencionado por una Fundación privada (hoy desaparecida) que nos hizo augurar en ese momento un futuro promisorio para la investigación en este campo (Domínguez y Fernández, 1998). Trabajamos luego con este mismo índice en el río Medina durante el período 1992-93 (Fig. 2) donde se trató de establecer la precisión del mismo mediante la utilización de variables químicas. El río

Taxón / estación	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j
Baetidae	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0
Leptophlebiidae	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Leptohyphidae	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
Hydroptilidae	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0
Glossosomatidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1
Zygoptera	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Empididae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0
Psychodidae	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1
Chironomidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Chironomidae rojo	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ephydriidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Elmidae	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Hydrophilidae	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hemiptera	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Oligochaeta	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1
Acarina	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Physidae	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0
Aeglidae	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 3. Matriz de presencia-ausencia de las familias y taxones de macroinvertebrados bentónicos del período 1994, en el Río Grande (Jujuy). Referencias en Fig. 4.

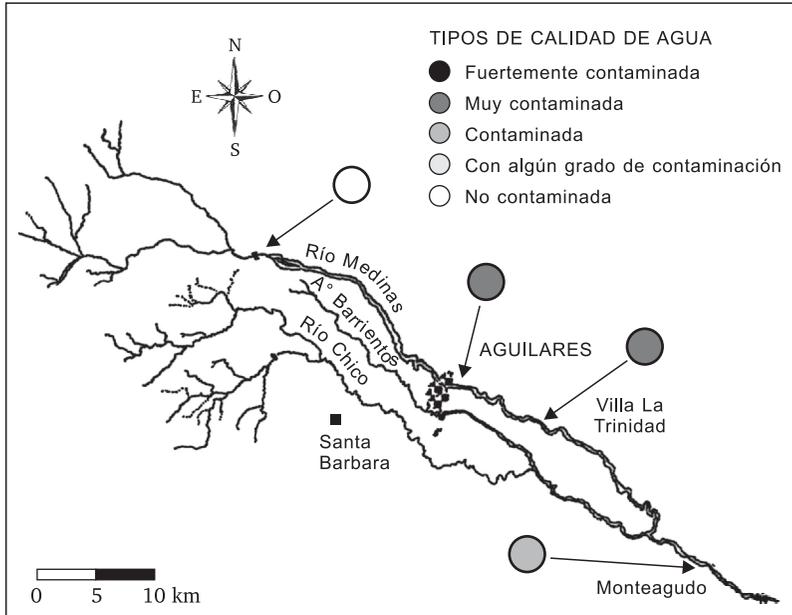


Figura 2. Calidad del agua superficial del tramo estudiado en el río Medinas. Período 1992-1993.

Medina tiene 123 km de largo y una cuenca con un área de 2.349 km², de aguas caracterizadas como hidrogeno-carbonáticas alcalinas-térreas de baja salinidad (Perondi *et al.*, 1996). Este río posee un asentamiento importante y una fábrica azucarera en sus márgenes a 30 km de sus nacientes. Según censo de 1991 el mencionado asentamiento posee 26.657 habitantes con 5.898 viviendas de las cuales 2.760 presentan conexiones cloacales que desembocan en una planta de tratamiento de efluentes que descarga en el arroyo Barrientos (Fig. 2). El resto (3.138 viviendas), descargan en pozos que contribuyen a la contaminación difusa del río. El tramo del río después del núcleo urbano e industria azucarera presenta una alta contaminación que va disminuyendo progresivamente hacia el último punto de muestreo (ver Fig. 2).

Se probó además en el mismo río una variante del BMWP' conocida como ASPT' surgido como un intento por incluir la riqueza del río ($ASPT = BMWP / \text{Número de taxa presentes}$) y quebrar falsos resultados debidos a la suma de muchos taxones de bajo puntaje. Sin embargo, sus resultados fueron más complicados en su interpretación. Tomando una de las estaciones de muestreo (La Trinidad) y luego de aplicar ambos índices vimos que no se correlacionan con las variables medidas ($p > 0,05$). Sorprendentemente ambos índices tampoco están correlacionados entre sí ($r_s = 0,497$, $p > 0,05$).

El ordenamiento realizado mediante un análisis de correspondencia canónica (ACC, Ter Braak, 1987) de la misma estación (Fig. 3) muestra que su eje I ($\lambda = 0,742$) y II ($\lambda = 0,565$) no correlacionan con los índices calculados ($p > 0,05$). El eje II, en cambio, muestra un gradiente que se correlaciona significativamente ($r_s = 0,663$, $p < 0,05$) con la conductividad a la que parecen responder los Hirudíneos, y los insectos como Elmidae (Coleoptera) y Ephyridae (Diptera, Fig. 3). Este eje está, además, inversamente correlacionado ($r_s = -0,854$,

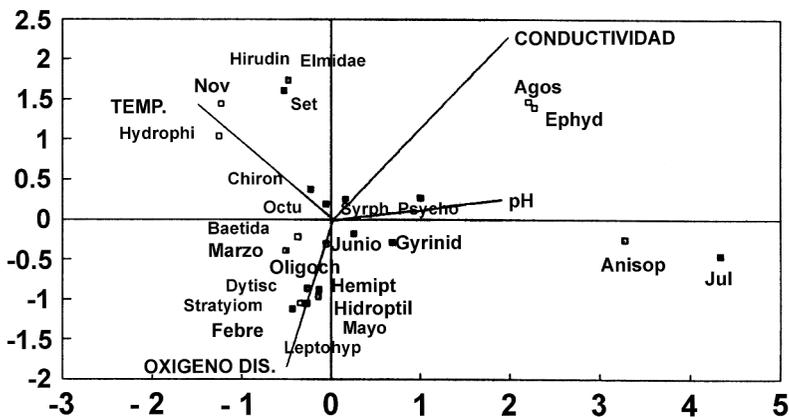


Figura 3. Análisis de Correspondencia Canónica de la estación Trinidad en el río Medinas. Período 1992-1993.

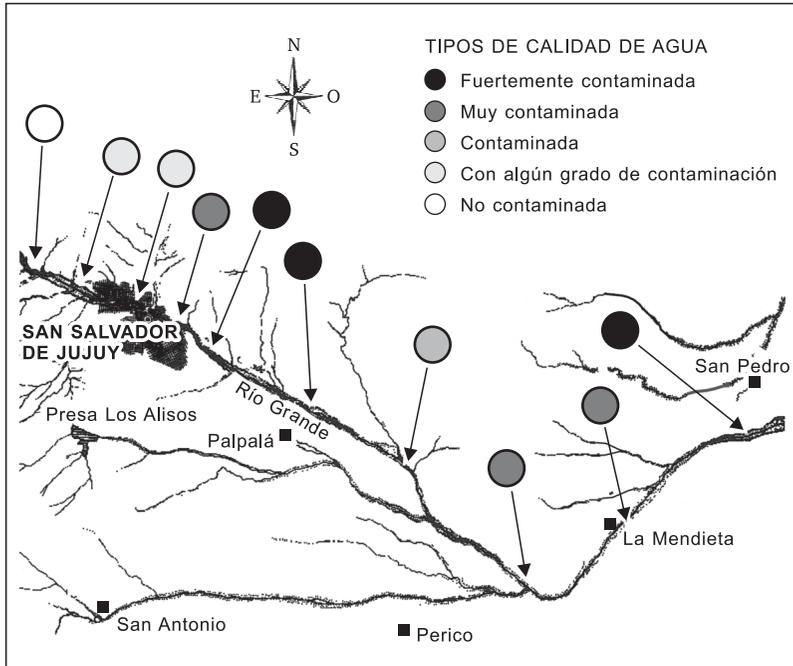


Figura 4. Calidad biológica promedio del agua superficial en un tramo del río Grande (Jujuy). Año 1994.

$p < 0,05$) con el oxígeno disuelto, causa a la que sí responde Leptohyphidae (Ephemeroptera) según su contribución al eje. El análisis señala que este eje explica un 27,65% de la varianza de la relación especie-ambiente.

Los resultados obtenidos con ACC usando la taxocenosis de peces muestran dos componentes importantes determinando el ordenamiento. Por un lado el eje I, correspondiente a aguas arriba-aguas abajo y un eje II determinado por la estacionalidad (Fernández y Bechara, en prep.).

Casi simultáneamente utilizamos el índice en la Provincia de Jujuy, a pedido de la empresa estatal de aguas y cloacas (hoy privatizada) para determinar la situación en el río Grande (Fig. 4), en el tramo com-

prendido desde la desembocadura del río Yala y la ciudad de San Pedro (foto 4), entre el otoño y la primavera de 1994. El Río Grande drena una cuenca de 8.790 km² con un caudal medido a la altura de la estación “c”, tabla 3 (Puente Senador Pérez) de 24,74 m³ sg⁻¹ con una marcada variación estacional.

Aquí nos dimos cuenta al cabo de un año de trabajo que los ingenieros querían resultados que señalaran a las empresas contaminantes. Fue difícil explicarles que por el área incluida y por ser una rápida bioevaluación de contaminación orgánica, es imposible determinar culpables. Lo interesante es que el índice funcionó casi sin modificación respecto al que usamos en Tucumán y también se vio que funciona mejor cuando queremos un diagnóstico puntual e instantáneo. Cabe mencionar que casi como un resultado colateral a este tipo de trabajo, se editó un libro (Fernández y Domínguez, 2001), que facilita en gran manera la determinación de los organismos utilizados para bioindicación (Ocon y Rodríguez Capitulo, 2005). Esto permite el uso de los bioindicadores como una herramienta para técnicos menos especializado en la taxonomía de estos organismos.

Situación actual

Estamos usando el BMWP' junto con el EPT (siglas de los tres grupos de insectos incluidos en su cálculo: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), y un métrico: el IPC (o índice de pérdida de comunidad) conjuntamente con índices de diversidad (Rosemberg y Resh, 1993) con tres fines:

- a) comparar la eficiencia de cada uno;
 - b) evaluar su aplicabilidad en el tiempo;
 - c) probarlos en condiciones de contaminación difusa.
- La contaminación difusa es actualmente más compleja



Foto 4. Río Grande, puente en San Pedro, Jujuy (Argentina).

en su detección que la contaminación producida puntualmente por cualquier industria. Generalmente los mayores productores de contaminación difusa son las áreas cultivadas (foto 5) con su cada vez mayor uso de agroquímicos. Para ello estudiamos el río Lules desde hace cuatro años en cuatro puntos de su tramo medio. Los resultados obtenidos en el análisis multivariado (Fernández *et al.*, 2002) han mostrado que el EPT esta correlacionado ($p < 0,05$) con el eje determinado por la materia orgánica (MO) y sólidos totales (ST). Cabe aclarar que la carga de MO no constituye contaminación en las concentraciones encontradas. Ninguno de los otros índices usados mostró correlación significativa con los ejes del análisis ni sus variables. Pero lo destacable de este estudio fue la sensibilidad mostrada por el EPT a los ST. Esta relación estaría mostrando el efecto erosivo en la cuenca, algo que no es fácilmente “detectable” por el resto de la comunidad. Sin embargo el cálculo de este índice requiere profesionales entrenados en la iden-



Foto 5. Área cultivada en valle de La Sala, cuenca río Lules, Tucumán (Argentina).

tificación de los grupos mencionados. Otros análisis aún en elaboración nos hacen coincidir con otros autores en que el uso de dos índices puede hacer más eficiente la evaluación del medio sin aumentar la complejidad del trabajo. Complementariamente se recomienda usar análisis multivariado como un reaseguro de los resultados obtenidos con los índices (Rosemberg y Resh, 1993, Fernández *et al.*, en prensa)

Simultáneamente, se están realizando en la cuenca del río Lules las primeras aproximaciones para el conocimiento del **estado ecológico del río**. Para ello se deben integrar la información proveniente, al menos, del área vecina al cuerpo de agua (Braioni *et al.*, 1994). Ello apuntando a los nuevos enfoques de limnología aplicada que entiende a los sistemas ecológicos íntimamente relacionados con su funcionamiento.

LOS NUTRIENTES

Los nutrientes son difíciles de seguir en sus ciclos y fuentes, con fuertes variaciones temporales.

Un aspecto importante a destacar en los bioindicadores es que no son capaces de detectar un aumento de los mismos (fosfatos y nitratos especialmente) por actividades antrópicas. Su efecto es indirecto, pero por ello no menos importante como lo sugieren Fernández *et al.* (en prensa) con vistas al impacto en una futura obra de ingeniería de embalsamiento sobre un río con importantes niveles de nutrientes como es el Río Lules. De este modo la obra esta condenada a un envejecimiento prematuro a causa de la proliferación de algas. Las medidas preventivas y de manejo, en ese sentido, son las únicas posibles para mitigar sus efectos y proteger la inversión. Es importante considerar la aplicación de la experiencia de países europeos en el manejo de las franjas de vegetación marginal y su capacidad de absorción de los nutrientes como el nitrato y aproximadamente la mitad del fosfato que viajan en escorrentía superficial (Peterjohn y Correll, 1984). Un complemento posible a los bioindicadores basados en la composición taxonómica de las comunidades es la utilización de grupos tróficos funcionales (EPA, 1991; Cummins *et al.*, 2005) y rasgos de vida (Charvet *et al.*, 1998) para una mayor precisión de las estimaciones. Algunas experiencias preliminares ya están en marcha en Bolivia (O. Fosatti, com. pers.)

EL FUTURO

Como ya se dijo, nuestro primer objetivo fue superar la etapa de criterios narrativos y pasar a una etapa con criterios numéricos. Hemos llegado ya a esa etapa y el índice obtenido para el NOA, que fue una herramienta largamente buscada por su carácter sintético, ha podido ser usado con buenos resultados. Las perspectivas futuras se enfocan hacia la realización de un mapa diagnóstico local y regional de calidad de agua. En este punto sería muy importante el trabajo coordinado entre instituciones y organizaciones específicas, por ejemplo el comité de cuencas, pero la división de los ámbitos nacionales, provinciales y privados aún conspiran contra proyectos mayores.

Asimismo, es importante explorar las nuevas perspectivas surgidas hace años en Europa que incluye además de la comunidad bentónica, algunas variables claves y que dio origen al RIVPAC (Wright, 1995) seguido en Australia por el AUSRIVAS (Simpson y Norris, 2000) en continuo mejoramiento (Linke, *et al.*, 2005). Su principio es integrador con variables ambientales y de hábitat ante las fallas y críticas detectadas a los IB y métricos. Debemos tener en cuenta también que necesitamos evaluaciones integrales del ecosistema es decir, estimar el estado ecológico de las aguas continentales y no solamente la situación puntual. En este punto la perspectiva de considerar la cuenca como unidad de análisis es muy conveniente por la íntima relación de lo que sucede en la misma y los ríos que la drenan.

Otro aspecto a sistematizar en el futuro es el desarrollo de un sistema de monitoreo, que como bien sostiene Thank (1991), cumple un rol vital en países desarrollados, pero no así en los subdesarrollados donde es un aspecto descuidado de manejo del recurso. Incluso profesionales de la minería recomiendan monitoreos de las fuentes de agua, arriba y debajo de los embalses de desechos mineros (Krause *et al.*, 1998). Aquí, nuevamente, solo la coordinación y participación de profesionales diversos podrán diseñar un sistema óptimo (Lenat y Barbour, 1990).

Además, debido a la continuidad de las ecorregiones y a la creciente integración bi-nacional se ha encarado un proyecto conjunto con Universidades de Bolivia (Centros en Cochabamba y La Paz) para el desarrollo de un índice integrado de calidad de agua en la ecorregión de las Yungas. Con este fin se realizaron reuniones para la unificación de protocolos de muestreo y se comenzó con la toma de muestras en el año 2004. Estas reuniones confirmaron la necesidad y urgencia de estudios de diversidad de la fauna acuática. Estos serán útiles para el NOA y el sur de Bolivia, con la misma ecorregión, para determinar las comunidades de referencia. A partir de las mismas y con el apoyo del conocimiento de variables químicas y físicas podremos obtener un índice integrado sin límites geopolíticos, que nos den información sobre el estado de los ríos y las cuencas. Esta información nos permitirá tomar decisiones a futuro, para la preservación de nuestros recursos.

AGRADECIMIENTOS

A R. A. Fernández por la información aportada sobre efluentes cloacales en Tucumán. A los revisores por las sugerencias aportadas. A todos los integrantes del grupo de macroinvertebrados acuáticos de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Tucumán, de la Fundación Miguel Lillo y del CONICET que colaboraron de distintas maneras para hacer posible este trabajo. Al Consejo de Investigaciones de la UNT (Proyecto N° 26/G309), a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 01-12528) y al CONICET (PIP 02563) por el permanente apoyo económico.

LITERATURA CITADA

- Alba-Tercedor J. & A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Baching, A. L.; A. I. Ovejero & E. T. Vergara. 2000. Evaluación de situaciones de riesgo geológico en la cuenca del río Andalgalá, Sierra del Aconquija, Provincia de Catamarca. I Congreso de Ambiente y Calidad de vida, Catamarca.
- Bianchi A. R. & C. E. Yáñez. 1992. Las precipitaciones en el Noroeste Argentino. 2a. edic. INTA Salta.
- Bengtsson, L. 1997. A numerical simulation of Anthropogenic climate change. *Ambio* 26 (1): 58-65
- Boemo, A.; A. Varillas; A. S. R. de Sastre & P. Kirschbaum. 1991. Estudio cuantitativo de plomo en ríos de Salta. Congreso Regional: El NOA y su medio ambiente. Publicación N° 1468: 251-255, Universidad Nacional de Tucumán.
- Bonada, N. N. Prat, *et al.* (+21 autores). 2002. Inter-calibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnética* 21: 13-33.
- Braioni, A., M. G. Braioni, P. De Franceschi, F. Mason, S. Ruffo & B. Sambugar. 1994. Indici Ambientali sintetici di valutazione della qualità delle Rive. *Ambiente Risorse Salute* 23 (1): 45-52.

- Brown, A. D. & H. R. Grau. 1993. Selvas de Montaña. GTZ, Desarrollo Agroforestal Comunidades Rurales del Noroeste Argentino. Salta, Argentina, pp. 143.
- Burgos, G.; S. Belmonte & V. Nuñez. 2002. Calidad Biológica del agua en las altas cuencas de los ríos Potrero, Arias y Vaqueros (Salta, Argentina). II Congreso Iberoamericano de ambiente y calidad de vida, Resúmenes: pp. 249. Catamarca.
- Cairns J. & J. R. Pratt. 1993. A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates: 10-27. En: D. M. Rosenberg & V. H. Resh (Eds.), Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates Chapman & Hall, New York.
- Charvet, S.; A. Kosmala & B. Statzner. 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspective for a general tool in stream management. Arch. Hydrobiol. 142: 415-432.
- Consejo Federal de Inversiones (CFI). 1961. Recursos hidroeléctricos superficiales. Serie: Evaluación de los Recursos Naturales de La Argentina. Primera etapa. Tomo 4. Buenos Aires.
- Cummins, K. W.; R. W. Merritt & P. C. N. Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. Stud. Neotrop. Fauna and Environ. 40 (1): 69-89.
- Davis, W. S. & T. P. Simon. 1995. Introduction. En: W. S. Davis & T. P. Simon (Eds.). Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 3-6.
- Dodds, W. K. 1997. Distribution of runoff and rivers related to vegetative characteristics, latitude, and slope: A global perspective. J. N. Am. Benthol. Soc. 16 (1): 162-168.

- Domínguez, E. & H. R. Fernández. 1992. Informe preliminar sobre el estado de ciertos ríos de Tucumán, Congreso Regional: El NOA y su medio ambiente. Publicación N° 1468: 251-255, Univ. Nacional de Tucumán.
- Domínguez, E. & H. R. Fernández. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza, Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- EPA, Environmental Protection Agency. 1991. Biological Criteria: Research and Regulation. J. F. & A. inc., 169 pp.
- Falkenmark, M. 1998. Water Scarcity as a key Factor Behind Global Food Insecurity: Round Table Discussion. *Ambio* 27 (2): 148-154.
- Fernández, H. R. & E. Domínguez (Eds.). 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Serie: Investigaciones de la U.N.T. Subserie ciencias Exactas y Naturales. Secretaría de Ciencia y Técnica. Editorial Universitaria de Tucumán. pp. 283
- Fernández, H. R.; F. Romero; M. B. Vece; V. Manzo; C. Nieto & M. Orce. 2002. Evaluación de tres índices bióticos en un Río Subtropical de Montaña (Tucumán, Argentina). *Limnética* 21 (1-2): 1-13.
- Fernández, H. R.; F. Romero & E. Domínguez (en prensa). Intermountain basins use in Subtropical Regions and their influences on benthic fauna. *River Research and Applications*.
- Fernández, H. R. & C. Molineri. 2006. Toward a Sustainable Experience in an Intermountain Valley in Northwestern Argentina. *Ambio* 35 (6): 262-266.
- Fernández L. A. & J. Bechara. (en preparación). "Assessing the biological status of fish communities along a longitudinal gradient in a river receiving organic pollution (Tucumán Province, Argentina)".

- Fossati, O.; J. G. Wasson; C. Héry; G. Salinas & R. Marin. 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrates in clear water andean streams (Bolivia). *Arch. Hydrobiol* 151: 33-50.
- González, J. A. & E. Domínguez. 1994. Efectos de los efluentes de una planta elaboradora de papel sobre la calidad del agua y composición biótica en el arroyo Calimayo (Tucumán-Argentina). *Serie Conservación de la Naturaleza* N° 8. 1-20.
- Krause, A. P. G.; J. Pelicer & L. Lobovitch. 1998. Gestión de desechos mineros en los Altos Andes. *Prevención de la Contaminación* 6 (5): 8-9.
- Lenat D. R. & M. T. Barbour. 1990. Using Benthic Macroinvertebrate Community Structure for Rapid, Cost-Effective, Water Quality Monitoring Rapid Bioassessment. En: S. L. Loeb & A. Spacie (eds.), *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. Lewis Publ. Boca Raton, USA.
- Linke, S.; R. H. Norris; D. P. Faith & D. Stockwell. 2005. ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwat. Biology* 50: 147-158.
- Moraña, L. B.; M. M. Salusso & M. O. G. De Emiliani. 2000. Evaluación de la calidad de agua en la Cuenca del Río Grande (Alta Cuenca del Bermejo, Jujuy). XVIII Congreso Nacional del Agua, *Memorias*: 285-86, Santiago del Estero.
- Ocon, C. S. & A. Rodríguez Capítulo. 2005. Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Arch. Hydrobiol.* 159: 473-487.
- Perondi, M. E.; M. C. Galindo; M. B. Vece; M. C. Apella & M. del V. Hidalgo. 1996. Relevamiento de variables fisicoquímicas en el río Medina- provincia de Tucumán. *Serie Monográfica y Didáctica* n° 31,

- Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, U.N.T. pp. 24.
- Peterjohn, W. T. & D. L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65: 1466-1475.
- Peterson, B. J.; R. M. Holmes; J. W. McClelland; C. J. Vörösmarty; R. B. Lammers; A. I. Shiklomanov; I. A. Shiklomanov & S. Rahmstorf, 2002. Increasing River Discharge to the Arctic Ocean. *Science* 298: 2171-2173.
- Postel, S.; G. C. Daily & P. R. Ehrlich. 1996. Human appropriation of Renewable Fresh Water. *Science* 271: 785-788.
- Prat, N.; A. Munné; C. Sola; N. Bonada & M. Rieradevall. 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58: 181-192.
- Rosemberg V. H. & D. M. Resh (Eds.). 1993. *Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall. New York-London. 488 pp.
- Seeligmann, C. 1999. Dinámica del fitoplancton del río Salí (Tucumán Argentina) en relación a la contaminación. *Natura Neotropicalis* 30 (1y 2): 7-66.
- Seeligmann, C.; B. Tracanna; S. Martínez De Marco & S. Isasmendi. 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentino. *Limnética* 20 (1): 123-133.
- Seeligmann, C.; S. Martínez De Marco; S. Isasmendi & B. Tracanna. 1999. Impacto de la actividad minera sobre la ficoflora. *Memorias del Congreso Boliviano de Limnología y Recursos Acuáticos. Revista Boliviana de Ecología*, 6: 217-227.
- Simpson J. & R. H. Norris. 2000. Biological assessment of water quality: development of AUSRIVAS models

- and outputs. En: RIVPACS and Similar Techniques for Assessing the Biological Quality of Freshwaters. J. F. Wright, D. W. Sutcliffe & M. T. Furse (Eds.), Freshwater Biological Association and Environment Agency, Ableside, Cumbria, U.K. pp. 125-142.
- Thank, N. C. 1991. Wastewater reuse gains momentum in Mediterranean and Middle Eastern regions. *Water & Wastewater* 6 (1): 19-26.
- Ter Braak, C. J. F. 1987. Ordination. En: R. H. G. Jongman, C. J. F. Ter Braak & O. F. R. Van Tongeren (Eds). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Pudoc, Wageningen, pp. 90-173.
- Townsend, C. R.; S. Dolédec; R. Norris; K. Peacock & C. Arbuckle. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwat. Biology* 48: 768-785.
- UNT, 1990. Las Universidades del NOA y el medio ambiente. Pub. N° 1442, Univ. Nacional de Tucumán, 133 pp.
- Vörösmarty, C. J.; K. P. Shamma; B. M. Fekete; A. H. Copeland; J. Holden; J. Marble & J. A. Lough. 1997. The storage and Aging of Continental Runoff in Large Reservoirs Systems of the World. *Ambio*, 26 (4): 210-219.
- Wright, J. F. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian J. of Ecology* 20: 181-197.

ÍNDICE

Prólogo	5
Introducción	7
Estado ecológico de los ríos	11
<i>La región</i>	11
<i>Situación ambiental de ríos del NOA</i>	14
La comunidad bentónica como indicadora de calidad de aguas y estado de la cuenca	18
<i>Un índice para el NOA</i>	19
<i>Situación actual</i>	24
Los nutrientes	27
El futuro	28
Agradecimientos	30
Literatura citada	31

Se terminó de imprimir en el mes de octubre de 2006
en ARTES GRÁFICAS CRIVELLI.
Caseros 1551, (A4400ABE) Salta, Argentina.
Tirada: 500 ejemplares.