



FUNDACIÓN MIGUEL LILLO

Tucumán, República Argentina, 1998

12

SERIE CONSERVACION DE LA NATURALEZA

CALIDAD DE LOS RIOS

de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina)

medida por un índice biótico

por

Eduardo Domínguez

Hugo R. Fernández

Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí
(Tucumán, Argentina)
medida por un índice biótico

por Eduardo Domínguez y Hugo R. Fernández

PRÓLOGO

En el año 1992, gracias a un subsidio otorgado por la Fundación Ordeñana y al apoyo de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la U.N.T. pudimos llevar a cabo un relevamiento del estado de un conjunto importante de ríos de Tucumán.

La idea con la que iniciamos este estudio fue la de establecer, en base a indicadores biológicos, una categorización de los ríos de la provincia de Tucumán. Esta tarea necesitaba una etapa previa de evaluación de los organismos que serían utilizados para establecer la categorización, ya que esto no se había hecho antes, no sólo en nuestra provincia, sino tampoco en toda la región.

Una vez establecidos estos parámetros pudimos abocarnos a la determinación del estado de los ríos de la provincia, su categorización y tipificación en base a su fauna bentónica.

Por último, y en base a los datos obtenidos, elaboramos una serie de recomendaciones que consideramos podrían de alguna manera paliar el impacto de las actividades humanas sobre un ambiente cada vez más alterado, transformando a las mismas industrias en controladoras de sus propios efluentes. Este estudio resultó en una serie de trabajos parciales presentados en congresos, y fue finalmente plasmado en un informe presentado ante la Fundación Ordeñana. Debido a que los resultados obtenidos son frecuentemente solicitados para distintos fines, consideramos necesaria su publicación, facilitando así el acceso a los datos. Agradecemos a la Fundación Miguel Lillo por ayudarnos a cumplir con esta meta.

La experiencia lograda a través de este estudio, sirvió también como base para la creación del Proyecto Evaluación de la Calidad del agua de los ríos de Tucumán (Proyecto ECART), dentro del cual continuamos realizando estudios sobre distintos aspectos de los ríos de nuestra provincia.

Esperamos que esta publicación brinde un punto de partida para posteriores estudios y un mejor aprovechamiento de los ríos de la provincia de Tucumán y como extensión a los del Noroeste argentino.

*Eduardo Domínguez
Hugo R. Fernández
Noviembre, 1996.*

INTRODUCCIÓN

La actividad humana ha afectado los ríos y arroyos en todas partes del mundo, de tal forma que ahora es extremadamente difícil encontrar un curso de agua que no haya sido alterado de algún modo y es probablemente imposible encontrar un río inalterado (Hynes, 1970).

La provincia de Tucumán se encuentra surcada por numerosos ríos, la mayoría de los cuales nacen en las montañas de su propio territorio, donde se caracterizan por presentar lechos pedregosos, aguas bien oxigenadas y poca o ninguna contaminación. La dirección general de éstos es de este a oeste, conformando la cuenca del

Río Salí, de orientación norte-sud (Mapa 1). Esta riqueza de cursos de aguas le dan a la provincia una fisonomía y capacidades singulares, especialmente en lo que a posibilidades agrícolas-ganaderas e industriales se refiere.

Sin embargo, debido a sus características subtropicales, con régimen de lluvias estacionales y amplia variación de temperatura entre las diferentes estaciones, presenta una gran fragilidad ante la presión antrópica, que no siempre es entendida ni valorada.

Así por ejemplo, las áreas de montaña tienen un efecto captador de la humedad que llevan los

vientos y actúan como un regulador del caudal de los ríos al retener parte de las precipitaciones estivales, liberándolas lentamente durante el invierno. Este delicado equilibrio se ve amenazado por el sobrepastoreo y quema de pastizales de las zonas de altura.

El aumento de la población origina problemas de eliminación de residuos cloacales y por otro las industrias vierten efluentes con variado poder contaminante. Las connotaciones de la contaminación del medio acuático, tema que nos ocupa en el presente informe, son varias. Existe un impacto directo en las características del río y el conjunto de seres vivos (biota) que la habitan. El impacto indirecto, a pesar de ser importante, muchas veces no es claramente identificable o mensurable: colmatación de diques, eutrofización, inutilización de infraestructuras relacionadas con estos ambientes (tomas de agua, balnearios, usinas, etc.) e incluso perjuicio de tierras aledañas por salinización del agua utilizada para riego (González y Domínguez, 1994). Todo esto sin tener en cuenta el costo estético por alteración del paisaje.

Según Leynaud (1979) los vertidos contaminantes pueden provocar profundas modificaciones en los componentes físico-químicos de los medios acuáticos receptores y en las comunidades que pueblan dichos medios. Asimismo, la polución de las aguas dulces es la más diversificada puesto que a todas las secuelas de la contaminación terrestre (cloacas, fertilizantes, herbicidas, fungicidas, etc.) se añade un extraordinario número de desechos de todo tipo.

Debido a la importancia creciente de los problemas de contaminación, es necesario determinar parámetros que permitan controlar el estado de los ríos y establecer un mapa de situación de la Provincia en base a ellos para una mejor evaluación y planificación de políticas futuras. Durante mucho tiempo todos los controles se han basado en variables físicas, químicas y bacteriológicas, pero en general estos análisis deben realizarse en laboratorio y el valor de sus resultados es muy restringido temporalmente. Así, una descarga puede evitar su detección por análisis químicos, por ejemplo, siendo volcada durante los fines de semana o conociendo previamente las fechas de toma de muestras. En este sentido surge como una alternativa el uso de los organismos acuáticos, que no tienen posibilidades de abandonar estos ambientes y que dada su diferente capacidad de tolerancia pueden ser utilizados para estimar el grado de impacto en caso de que lo hubiere. Este es un proceso de bajo costo, se puede realizar *in situ* y nos permite detectar situaciones anómalas aún cuando se hayan producido con anterioridad.

Sin embargo, como lo destacara Margalef (1983), la consideración de los animales introduce problemas de biogeografía y no siempre las distintas especies de un género son equivalentes en su tolerancia. Según este autor, sobre la lista final de los organismos presentes con su representación y su posición en el sistema de saprobios ("sistema basado en la adaptación de diversos organismos a las sucesivas fases de recomposición de la materia orgánica"), se pueden calcular índices que dan la posición media del con-

junto en una escala de saprobiedad. Son conocidos como índices bióticos (IB), y constituyen un método de análisis que, basándose en la sensibilidad a los contaminantes de varios grupos faunísticos típicos del ambiente acuático como asimismo en la riqueza del bentos (especialmente la fracción de macroinvertebrados), permiten definir la calidad biológica de un curso de agua mediante valores numéricos convencionales (Ghetti, 1986).

Kothé (1962) sostiene que la diversidad de las comunidades o de algunas taxocenosis de aguas polutas están rebajadas, tanto por su activo dinamismo como por la exclusión de un gran número de organismos y es lo que se conoce como el déficit de especies que caracteriza a las aguas contaminadas.

Esto lleva a que para el establecimiento de parámetros válidos en nuestra Provincia, sea necesario un estudio detallado de nuestros ríos y su biota, así como la tolerancia de los componentes de ésta con las distintas alteraciones físicas y químicas que producen los diferentes contaminantes. El trabajo se hace más arduo cuando se debe trabajar con biota poco conocida, de una región subtropical con una gran riqueza de especies (Fernández et al., 1995). Por lo tanto, y esperando alcanzar alguna vez la instalación del biomonitorio como un medio de detección de los efectos de eventos episódicos o acumulativos de contaminación, se deben realizar primero las tareas de evaluación biológica de los ríos (Barboure, et al, 1996). Llegar a la caracterización de los ríos de modo tal que pueden clasificarse según un criterio determinado que sirve para orientar en la gestión de las aguas (Rallo et al., 1988).

En nuestro país existen antecedentes sobre el desarrollo de índices bióticos con alcance regional (Gualdoni et al, 1991, Gualdoni et al, 1994).

Desde los primeros intentos realizados por Thienemann, (1925), Liebmann (1959), y Woodiwiss (1964) entre otros, basados en la idea de usar organismos como indicadores de una determinada condición ambiental, fundada a su vez en el gradiente de saprobiedad desarrollado en 1902, los investigadores europeos han avanzado a pie firme hacia el desarrollo de bioindicadores en limnología (Woodiwiss, 1978, Tuffery, 1979, Ghetti, 1986, Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988, Graça, 1993). Sin embargo hoy se enfrentan con una disyuntiva, por un lado se ha calibrado y unificado un método para la Comunidad Europea (Ghetti e Bonazzi, 1980), mientras que por otro lado hay una reevaluación crítica sobre los mismos (Nicolai et al., 1992), con una búsqueda de alternativas que incluyan más información, por ejemplo a partir del área marginal (Braioni et al., 1994).

Los estadounidenses quedaron rezagados en esta primera etapa (Cairns & Pratt, 1993), hasta que luego de las primeras reuniones organizadas por la Agencia de Protección Ambiental sobre la base del "Water Clean Act" se estableció que era necesario cambiar la crítica situación ambiental del momento en los cuerpos de agua. Con esos objetivos se realizó inmediatamente un simposio especial sobre el tema en 1986 (Hilsenhoff, 1988). No fue muy difícil a los estadounidenses recomponerse sobre los cimientos de una gran masa de información elaborada alrededor de la ecología de ríos (Vannote et al., 1980, Cummins,

1988, Minshall, 1988, Ward & Standford, 1991 etc.) hasta establecer un hito en el libro "Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates" editado por Rosemberg & Resh (1993). Podemos afirmar que en los Estados Unidos se ha establecido ya, desde Florida (Barbour et al., 1996) a Oregon (Fore et al., 1996), la idea de poseer métodos para evaluar la respuesta de la biota a las diferentes actividades humanas. Las bases metodológicas tienen su punto de partida en los " índices de integridad biológica" (Karr, 1981) y los " protocolos de bioevaluación rápida" (Plafkin et al., 1989). Australia también se ha plegado recientemente a la institucionalización de los criterios de biomonitorio (Norris, et al., 1995) estableciendo como punto de partida la " reunión de Camberra" en octubre de 1993.

Ante esta situación, no debemos demorar más el inicio de las tareas necesarias para establecer nuestro propio método de medición de la calidad ambiental. La historia geológica y biológica compartida por nuestro territorio con otras áreas de la región, harán que los resultados de estos estudios sean mucho más extrapolables que los obtenidos en Europa y America del Norte.

Hidrología

Podemos decir que el río Salí constituye el colector general de los curso de agua que escurren en la provincia de Tucumán. A partir de la confluencia con el Río Marapa adopta el nombre de Río Hondo, conservando dicho nombre hasta su ingreso a la provincia de Santiago del Estero y a partir del cierre frontal se lo conoce como Río Dulce, manteniendo esta denominación hasta su

desembocadura en la laguna de Los Porongos (provincia de Córdoba).

El régimen de los ríos esta muy ligado al de las precipitaciones, caracterizándose por tener caudales elevados entre noviembre y abril, con crecientes en enero y febrero. La disminución de las lluvias se produce entre junio y octubre, acentuándose en agosto y setiembre.

La intensidad de las lluvias (más de 1.000 mm anuales en algunas zonas) sumada a la pendiente de las laderas donde nacen la mayoría de los ríos, dan lugar a violentas crecientes. La regulación de los caudales de escurrimiento es provista en gran parte por el espeso manto boscoso y la correspondiente subcapa de terreno vegetal. Como datos ilustrativos podemos citar que el caudal promedio anual de la cuenca superior hasta la Presa El Cadillal es de 15 m³/seg. Podemos destacar los elevados caudales promedios de los ríos Balderrama (13,466 m³/seg), Gastona (20,510 m³/seg), Chico (12,156 m³/seg) y Medina (18,052 m³/seg). En contraste tenemos al río Colorado (0,767 m³/seg) y Famaillá (1,361 m³/seg) entre otros. Con valores intermedios tenemos el tramo superior del río Salí (El Tala) con (5,920 m³/seg), Pueblo Viejo (7,727 m³/seg) y Marapa (5,700 m³/seg) entre otros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreos

Previo al trabajo se establecieron las estaciones de muestreo donde se tomaron muestras para análisis físicos, químicos, bacteriológicos y biológicos. Los análisis físicos, químicos y bacteriológicos fueron realizados en el Centro de In-

vestigaciones y Transferencia en Química Aplicada (CIQ) de la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (Universidad Nacional de Tucumán) y la Dirección de Saneamiento Ambiental de la Provincia.

Las muestras para análisis biológicos fueron tomadas con muestreador tipo "red con armazón en forma de D" (fig. 1) de 30 cm de ancho o

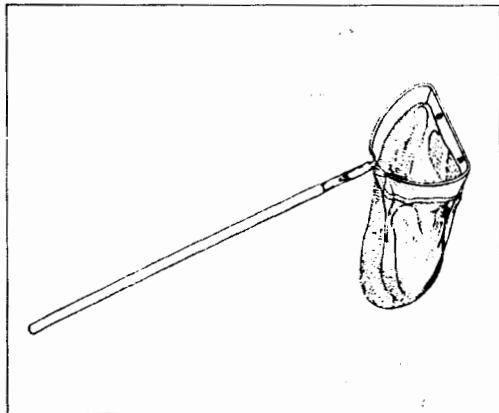


Fig. 1.- Red con armazón en forma de D utilizado durante el trabajo de muestreo.

abertura por 26 cm de alto y 16 cm de profundidad de red; lleva adosado un mango lo suficientemente largo para trabajar apoyándolo sobre el lecho mientras se remueve la zona bentónica o para introducirlo entre la vegetación ribereña. Estas metodologías fueron aplicadas según la época del año ya sea por las crecientes estivales o en época de caudales disminuidos en invierno. El tamaño de malla es de 400 micrones y los muestreos se hicieron con un esfuerzo de trabajo que permitía hacer comparables las muestras. Se tomó una muestra en cada estación del año 1992. Las muestras fueron fijadas en el campo con for-

mol al 4 % para su estudio en laboratorio. Luego de la separación de las muestras se procedió a determinar el material hasta los niveles taxónomicos discernibles, según los grupos. Estos grupos fueron correlacionados con las otras variables para la estimación de los IB. En base a estos índices se elaboró un mapa de situación de los ríos de la provincia, utilizando los colores ya establecidos para cada rango de calidad de agua (Ghetti, 1986, Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988).

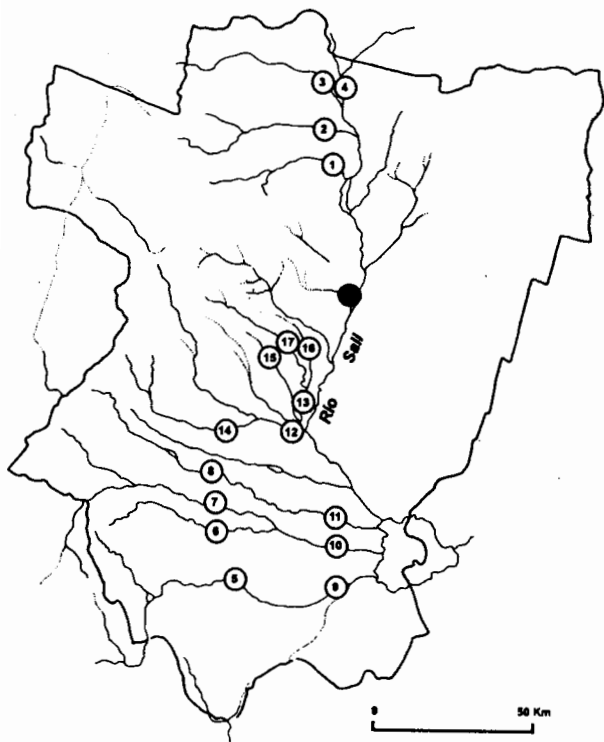
Índice

El índice empleado es una modificación del índice desarrollado para Inglaterra conocido como "Biological Monitoring Working Party" (Armitage et al., 1983) subsecuentemente adaptado por Alba-Tercedor y Sánchez - Ortega (1988) para España, que analiza la composición del bentos a nivel de familia de los integrantes, de acuerdo a su tolerancia a la contaminación. A cada familia se le asigna un puntaje de acuerdo a su capacidad de supervivencia ante distintos niveles de contaminación atribuyéndose valores más altos (hasta un máximo de 10) a los organismos menos tolerantes (=más sensibles). El puntaje final del índice se obtiene sumando los valores de todos los componentes de cada muestra contándose una vez cada taxón. Estos valores se utilizan luego para caracterizar los ríos, comparándolos con una tabla de referencia para la región.

Estaciones de muestreo

Para la realización del presente trabajo se establecieron diferentes estaciones de muestreo en

los ríos más representativos y de fácil acceso (Mapa 1). Se trató de establecer las estaciones en el mismo curso de agua antes y después de zonas



Mapa 1.- Localización de las estaciones de muestreo de la provincia.

con volcado de elementos contaminantes, aunque esto no fue siempre posible.

Las estaciones elegidas fueron:

- 1.- Río Vipos, cruce con ruta Nac. 9.
- 2.- Río Choromoro, cruce con ruta Nac. 9.
- 3.- Río Acequiones, cruce con ruta Nac. 9.
- 4.- Río Salí (Tala), camino vecinal a 2 Km

ruta Nac. 9

5.- Río Marapa, camino vecinal a 1 km ruta Prov. 38.

6.- Río Chico, tramo superior (T.S.), cruce con ruta Prov. 38.

7.- Río Medinas, cruce con ruta Prov. 38 (Fotos 1 y 2)

8.- Río Gastona, tramo superior (T.S.), cruce ruta Prov. 38.

9.- Río Graneros, cruce ruta Nac. 157.

10.- Río Chico, tramo inferior (T.I.), cruce ruta Nac. 157.

11.- Río Gastona, tramo inferior (T.I.), cruce ruta Nac. 157.

12.- Río Balderrama, cruce ruta Nac. 157.

13.- Río Colorado, tramo inferior, (T.I.) cruce ruta Nac. 157.

14.- Río Pueblo Viejo, cruce ruta Prov. 38.

15.- Río Famaillá, cruce ruta Prov. 38.

16.- Río Calimayo, cruce ruta Prov. 380.

17.- Río Colorado, tramo superior (T.S.) cruce ruta Prov. 380.

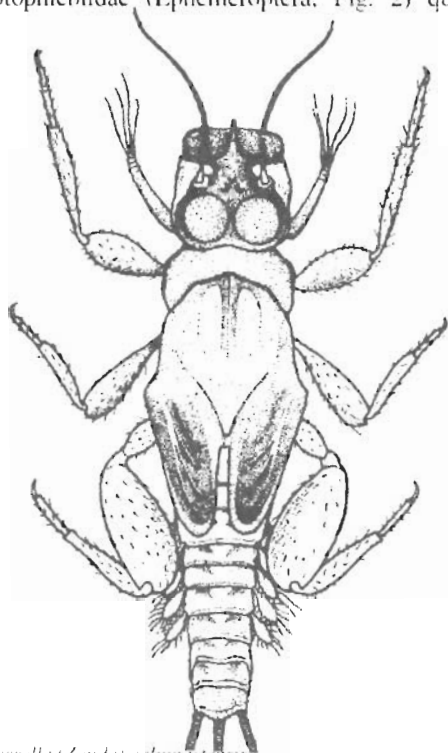
RESULTADOS

Los ríos de Tucumán, a pesar de su cercanía geográfica, presentan características fisiográficas y físico-químicas muy diferentes. A esto debemos sumar las diferencias causadas por las particularidades hidráulicas debidas a pendiente, altitud, precipitaciones etc., así por ejemplo, a nivel de hábitat bentónico, muchos de los ríos y arroyos del sureste de la provincia son arenosos, mientras que los del centro, norte y oeste tienden a ser rocosos. Este hecho induce cambios en la constitución de las comunidades por estar direc-



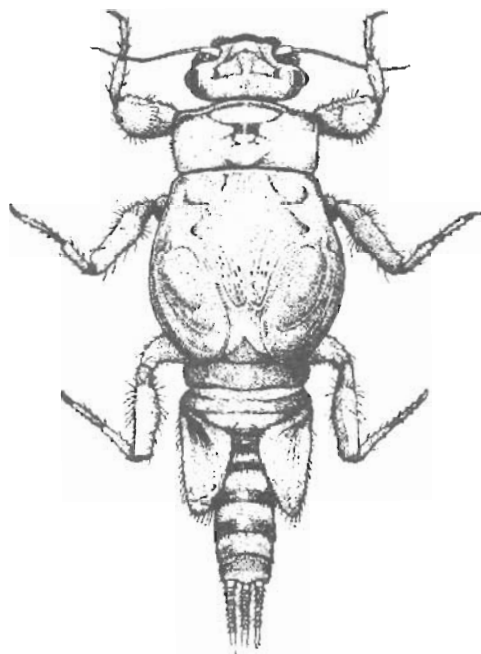
Fotos 1-2.- Río Medinas. 1, primavera, época sin zafra. 2, invierno, época de zafra, se nota la turbidez del agua, restos de bagazo. Hay volcado de efluentes con poco caudal en los ríos.

tamente relacionado con los requerimientos de hábitat por los distintos organismos. Se planteó entonces la necesidad de estimar cuáles de estos organismos eran dables esperar en determinados ambientes, para no calcular valores influenciados por diferencias ocasionadas por factores "naturales" como son los históricos y morfológicos de cada río, en lugar de alteraciones producidas por el hombre. Así por ejemplo, en un río arenoso del sur de la provincia no se encontrarán normalmente muchos representantes de la Familia Leptophlebiidae (Ephemeroptera, Fig. 2) que



Traverella (Zonda) calingastensis

Figura 2.- Especies de Ephemeroptera indicadoras de buenas condiciones del ambiente (ver Tabla 8). Izquierda. Familia Leptophlebiidae; derecha, Familia Tricorythidae)



Tricorythodes popayanicus

son muy buenos indicadores de aguas no contaminadas. Se podrán encontrar en su lugar, en ríos no alterados, representantes de la Familia Tricorythidae fig. 2), cuyas branquias están protegidas por el primer par que se ha modificado en un opérculo que evita que se cubran de arena.

A pesar del énfasis puesto en este grupo, se utilizaron todos los elementos de la fauna bentónica encontrados, para dar así más precisión al estudio, minimizando los posibles errores de muestreo y variaciones producidas por los ciclos normales de los ríos.

Dentro de los organismos más sensibles a las alteraciones y con la máxima puntuación (tabla

8), encontramos Leptophlebiidae y Tricorythidae (Ephemeroptera), Plecoptera, Megaloptera, Psephenidae (Coleoptera) y Leptoceridae (Trichoptera), que desaparecen inmediatamente cuando se producen alteraciones. Con una leve disminución en el nivel de oxígeno disuelto ya no se encuentran en el medio; por ello se les adjudicó un valor alto para el cálculo del IB elegido. Dado que este no es un método cuantitativo, la presencia de algunos de los organismos antes mencionados ya asegura una buena calidad de agua (resultando en un valor del IB no menor de 40). Sin embargo, como una de las premisas fundamentales era obtener resultados extrapolables, se usaron organismos de tolerancia intermedia (Fernández y Schnack, 1977) adjudicándoles puntajes medios. Cuando estos organismos se encuentran en una riqueza alta, podemos lograr valores entre 30 y 40, lo que indicaría aguas levemente a medianamente alteradas según los índices. Dentro de ellos encontramos por ejemplo a Oligoneuridae entre los efemerópteros y Unionidae entre los moluscos.

Los grupos como dípteros quironómidos, culícidos y efídridos como así también la mayoría de las familias de oligoquetos son muy resistentes a bajos niveles de O_2 disuelto, por lo que su presencia como únicos organismos determina aguas de mediana a altamente contaminadas e incluso un aumento en su numerosidad están señalando un ambiente alterado (Fernández y Schnack, 1977). Los grupos taxonómicos colectados en las diferentes estaciones a lo largo del año se encuentran detallados en las Tablas 1-3.

En el verano se produce una caída en los niveles de ciertos iones (SO_4^{2-} , Na^+ , HCO_3^- ; figs. 3-

17 y Tabla 4) que es acompañada por el IB en los ríos Chico (T.I. [fig. 10] y T.S. [fig. 6]); Medina [fig. 7]; Graneros [fig. 9], Gastona (T.I. [fig. 11]), Balderrama [fig. 12], Famaillá [fig. 15] y Colorado (T.S. [fig. 17]). El efecto contrario se observa en otro grupo de ríos como el Vipos [fig. 3], Salí (Tala [fig. 4]), Marapa [fig. 5], Gastona (T.S. [fig. 8]); Colorado (T.I. [fig. 13]) y Pueblo Viejo [fig. 14].

Otra de las variables analizadas fue la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) [Tabla 6]. Por encima de 4 mg/l los organismos aerobios comienzan a desaparecer (Margalef, 1983, Branco, 1984), pero se vió que aún con valores más bajos se producen cambios en la comunidad acuática, faltando ya los organismos más sensibles. Debido al tipo de descarga, se observó variaciones en los valores de DBO a lo largo del año.

En base a las clases de calidad de agua discriminados por el BMWP' (Tabla 5) podemos formar los siguientes grupos de ríos (fig. 19).

CLASE I

- Río Vipos, Marapa, Salí, Gastona (T.S.), Pueblo Viejo, Famaillá, Colorado (T.S.).

CLASE II

- Río Graneros, Chico (T.I.), Balderrama

CLASE III

- Río Chico (T.S.), Medinas

CLASE IV

- Río Choromoro, Acequiones y Gastona (T.I.)

CLASE V

- Río Colorado (T.I.), Calimayo

Esta información fue cartografiada en el Mapa 2. Solo se colorearon las estaciones de muestreo y no tramos más largos de río, como sería deseable, por falta de muestreos intermedios que provean los datos necesarios.

Las bacterias también sirven como indicadores de contaminación, y cuando su número es menor a 100.000 por ml representan aguas no contaminadas, entre 100.000 y 1.000.000 por ml aguas medianamente contaminadas y más de 2.000.000 por ml altamente contaminadas. Como podemos ver estos valores también son correlacionables con los de los índices bióticos, por ejemplo en el río Medinas, las bacterias totales se mantuvieron en Primavera y Verano por debajo de los valores indicadores de contaminación (70.000 UFC/ml y 7.000 UFC/ml respectivamente), mientras que en Otoño e Invierno hubo un notable crecimiento (8×10^6 UFC/ml). Tomando las bacterias coliformes totales vemos que también siguen el mismo patrón (13.000 UFC/ml y 9.600 UFC/ml) para crecer luego a 300.000 UFC/ml y 1×10^6 UFC/l mostrando el deterioro del río en estas dos estaciones del año.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Índices bióticos

Uno de los más efectivos modos de comunicar información sobre la situación de la calidad del agua a políticos y público en general es con índices (Lohani, 1981).

De los tres tipos de índices básicos (diversidad, comparativos y bióticos) que pueden servir para expresar la relación entre comunidades acuáticas y calidad de agua (Mesanza et al., 1988); elegimos el Índice de tipo Biótico por ser

el más válido y menos criticado. Actualmente la provincia cuenta con una legislación ambiental que necesita los elementos técnicos para que los organismos encargados del control hagan cumplir sus disposiciones. Al observar los resultados obtenidos en España con el índice B.M.W.P'. por su fiabilidad, rapidez de obtención y la facilidad de su utilización al no requerir identificación más que a nivel de familia, nos llevó a su utilización para una generalización en la Provincia. Nuevos muestreos permitirán completar las tablas de organismos y posteriormente realizar los ajustes necesarios a las clases de calidad y la significación de los valores del BMWP'. En nuestro caso por ejemplo, y a diferencia de lo sugerido por Fernández y Schnack (1977) adjudicamos a Anisoptera y Zygoptera (Odonata) un puntaje elevado aunque posiblemente las diferentes familias de estos Subórdenes serán muy diferentes en tolerancia.

En una etapa posterior sería deseable establecer el uso de índices biológicos del tipo E.B.I. (Extended Biological Indexes) para la Provincia por ser más precisos (Ghetti, 1986). Para ello deberíamos saber con más precisión los requerimientos ecológicos de los grupos faunísticos utilizados como indicadores. A partir de estos se deberán elaborar listas sistemáticas para elegir las unidades sistemáticas (U.S.). Estos resultados serían aplicables a nivel de la red hidrográfica para obtener una cartografía más precisa y completa de las aguas que la obtenida en este trabajo.

En resumen, consideramos que la utilización de los índices bióticos (I.B.) basados en el efecto que produce la contaminación sobre la fauna y la flora, proveen de un método barato, sencillo y

certero para la evaluación de impactos en el ambiente y recomendamos su aplicación.

Los ríos

Dentro de las diferentes clases de ríos determinadas, podemos observar algunos patrones diferentes sobre la base de la relación entre el IB y las variables abióticas. En los ríos de Clase I, podemos notar en general una relación inversa, excepto en los ríos Famaillá (fig. 15) y Colorado (T. S.) (fig. 17). En estos últimos, dado que las variables abióticas se encuentran dentro de los límites adecuados, la disminución del IB sería debida al aumento estacional de caudal de estos ríos, con la consecuente complicación para el muestreo. No obstante ello, en el río Famaillá (Tabla 7) el valor del IB se encuentra dentro de los parámetros establecidos para la clase. En los otros ríos (con buena calidad de agua) el aumento del caudal no afecta, como era de esperar, la calidad del agua si bien perturba las comunidades (Townsend, 1989). Un caso especial es el río Famaillá que posee un alto valor de calidad de agua pero ve afectado su índice durante el verano.

El río Colorado (T. S.) es la excepción y la disminución del I.B., conjunta con los valores de DBO y concentración de iones no sería atribuible a contaminación. Notese la diferencia de éste con el Río Calimayo (fig. 16), a pesar de correr paralelos y estar separados por menos de 2 Km. En cuanto a la DBO, en los casos que se disponen datos, a pesar de encontrarse pequeñas fluctuaciones los valores se encontraron muy por debajo de 4 mg/l, límite por encima del cual comienzan a peligrar los organismos aeróbicos.

En los ríos de Clase II (figs. 9, 10 y 12) y III (figs. 6 y 7) se producen caídas en verano en los valores de las concentraciones de iones, las que fueron siempre acompañadas por una brusca caída en el IB, llegando en algunos casos a valores de 0. En dos de los tres ríos de Clase II se produjo una fuerte recuperación en el otoño, mientras que en los de clase III, esta recuperación fue mucho menos pronunciada, probablemente reflejando el estado de alteración más prolongado del ecosistema.

En los ríos de Clase IV, el río Gastona (T. I.) (fig. 11), presenta una brusca caída en el IB en el verano (de 30 a 0) y una muy leve recuperación en el otoño. Esta pobre recuperación coincide con un elevado valor de DBO (438 mg/l). Los otros dos ríos (Choromoro y Acequiones) que parecen poseer características similares en cuanto a régimen (se secan en Otoño-Invierno) presentan en Primavera y Verano diferencias notables en su IB, siendo el Acequiones el más variable (Tabla 7). En estos ríos, sujetos a períodos estacionales en los que se secan, el bajo valor de IB, especialmente en primavera, podría deberse al tiempo necesario para la colonización.

En los ríos de Clase V, los valores de IB se mantienen bajos todo el año (menores a 10). En el Arroyo Calimayo no se colectó en ningún momento organismos. Los valores de DBO fueron excepcionalmente altos (hasta 1.760 mg/l) así como los de Sodio (hasta 20 meq/l). Las condiciones del Río Colorado (T. I.) se deterioran notablemente con respecto a las del Tramo Superior debido al aporte del Río Calimayo. Así, por ejemplo en invierno, la DBO alcanza valores de 695 mg/l, mientras que antes de la unión con el

Calimayo eran de 0,4 mg/l. El IB en el Río Colorado (T. I.) osciló entre 5 y 8. El incremento del IB durante el verano se debería al aumento del caudal que "mejoraría" la calidad del agua por dilución, favoreciendo la aparición de algunas especies.

Recomendaciones

En base a la categorización de los ríos realizada, surge que existen cursos de agua muy contaminados (marcados con rojo en el Mapa 2) y en los cuales no es aprovechable el recurso. Tal es el caso del Río Calimayo, el que inclusive al unirse con el Río Colorado deteriora gravemente las condiciones de éste, que en estaciones aguas arriba presenta excelentes características.

El otro extremo lo constituyen los ríos en muy buen estado (marcados con azul en el Mapa 2) y a los que habría que proteger. Ello por varias razones: Por ejemplo en el Río Vipos se encuentran las tomas de agua potable de Dipos. La estación 8 en el Río Gastona se encuentra aguas arriba de la Ciudad de Concepción, donde es utilizado como balneario por la población y cualquier alteración tendría efectos negativos directos, ya sea por el deterioro paisajístico como por la posible transmisión de enfermedades.

Vemos que por la ruta 157 hacia el sur de la provincia, todos los ríos presentan algún grado de contaminación.

Un caso interesante a analizar lo constituyen los ríos Medina (Fotos 1 y 2) y Chico (T. S.), que presentan el perfil de ríos contaminados (color amarillo), pero luego de confluir y recorrer el trecho hasta la ruta 157, donde fue muestreado nuevamente (Río Chico, T. I.) muestra algún

grado de recuperación; esta situación puede deberse por una parte a un proceso de dilución y por otro a la propia capacidad de autodepuración del río. En base a los datos disponibles, preliminares aún, consideramos posible que esta capacidad de autodepuración se encuentre cerca de su límite natural. Esto nos lleva a pensar que, de instalarse nuevas industrias a lo largo del mismo río deberían adecuar sus efluentes de manera que puedan ser degradados en un alto porcentaje antes de llegar a la descarga de la siguiente industria, para evitar la suma de altos contenidos de contaminantes.

Recomendamos, por un lado que el establecimiento de industrias se realice en ríos que se encuentran con algún grado de contaminación (verde) a contaminados (amarillo) siempre y cuando se preestablezcan y se hagan respetar los valores máximos tolerables de contaminación.

Casos especiales que necesitan estudio particular para una caracterización son los ríos Chomoro y Acequiones a causa de la falta de agua en invierno.

Con respecto a los ríos en buen estado, no se debería permitir la instalación de industrias salvo que cumplan estrictamente, desde su inauguración con normas estrictas de calidad de agua o en su defecto protegerlos mediante normas legales como reservas o áreas protegidas. Recordemos que un río en muy buen estado es un Recurso tanto para la provisión de agua en sus distintas variantes, como oferente de condiciones para el turismo y la pesca. Por otro lado el ecosistema y su biota en particular son desconocidas en casi todo.

Debemos aclarar que el cuadro de situación

que muestra el Mapa 2 está atemperado. Esto se debe a que los valores utilizados son promedios anuales mientras que la contaminación producida por la industria azucarera (por ejemplo) es estacional, permitiendo una recuperación del río en las etapas interzafra. Esto llevaría a que así como mejorarían los valores en los períodos sin actividad, también empeorarían notablemente en los de trabajo. Resultados como los obtenidos en este informe proveen las bases para la aplicación de nuevas leyes que ya prevén la evaluación del Impacto Ambiental de las distintas actividades humanas (Ley Provincial 5.253/91).

Consideramos que la actividad industrial y la protección del ambiente no son antagónicos, sino componentes que equilibrados son esenciales para un desarrollo sostenido. No podemos tener desarrollo sin industria, pero tampoco con la destrucción del ambiente, que es nuestro capital del futuro.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro especial agradecimiento a la Fundación Ordeñana, que nos otorgó una ayuda económica para la realización de este proyecto. También agradecemos especialmente a la Secretaría de Ciencia y Técnica y la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo de la U.N.T., Centro de Investigaciones Químicas y Transferencia (CIQ) de la Facultad de Ciencias Naturales de la U.N.T. y a la Dirección General de Saneamiento Ambiental de la Provincia, sin cuyo valioso aporte este estudio no se podría haber llevado a cabo. A los Licenciados L. A. Fernández y V. F. Romero por su apoyo en el trabajo

de campo y al Dr. Juan A. González por los comentarios.

LITERATURA CITADA

- Alba-Tercedor J. y 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.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, G.E. Griffith, R. Frydengorg, E. McCarron, J.S. Whitte and M.L. Bastian, 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 15(2): 185-211.
- 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.
- Branco, S. M., 1984. Limnología Sanitaria, Estudio de la Polución de Aguas continentales. Colección de Monografías Científicas, OEA. Serie de Biología. Monog. 28.
- Cairns, J. and J.R. Pratt, 1993. A History of Biological Monitoring using benthic macroinvertebrates: 10-27. En *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. D. M Rosenberg and V. R. Resh (eds.). Chapman & Hall, New York.
- Cummins, K. W., 1988. The study of stream Ecosystems: A Functional View: 247-262. En

Concepts of Ecosystem Ecology: A comparative view, L.R. Pomeroy & J. J. Alberts (eds.), Ecological studies 67, Springer-Verlag, New York.

● Fernández, L. y J.A. Schnack, 1977. Estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluidos de los Arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur*, 4 (8): 103-115.

● Fernández, H. R., R. Romero, L. Grosso, M.L. Grosso, M. Peralta y M. Rueda, 1995. La diversidad del zoobentos en ríos de montaña del NOA, I: el río Zerda, provincia de Tucumán, República Argentina. *Acta zool. Lilloana*, 43(1): 215-219.

● Fore, L.S., J.R. Karr and R. W. Wiseman. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternatives approaches. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 15(2): 212-231.

● Ghetti, P.F., 1986. Manuale di applicazione "I Macroinvertebrati nell' analisi di qualità dei corsi d'acqua". Tipografia Bertelli, Trento.

● Ghetti, P.F. e G. Bonazzi, 1980. Biological water assessment methods: 1-39. Vol. 2, Commission of the European Communities, Brussels.

● González J. A. y 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* 8. Fundación Miguel Lillo.

● Graça, M. A. S., 1993. Monitorização da qualidade da água: a abordagem biológica. Simpósio de sulfuretos polietálicos da faixa piritosa ibérica, boletim II: 1-13.

● Gualdoni, C.M. y M. del C. Corigliano, 1991. El ajuste de un índice biótico para uso re-

gional. *Rev. UNRC*, 11: 43-49.

● Gualdoni, C.M., A.M. Oberto y G. B. Raffaini, 1994. La aplicación de índices bióticos en la subcuenca del río Chocancharava (Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Rev. UNRC*, 14: 39-53.

● Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 7: 65-68.

● Hynes, H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Liverpool University Press, Liverpool. 555 pp.

● Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.

● Kothé, P., 1962. Hydrobiologie der Oderelbe. Natürliche, industrielle und wasserwirtschaftliche Faktoren in ihrer Auswirkung auf das Benthos des Stromgebietes oberhalb Hamburgs. *Arch. Hydrobiol. Supp.* 24: 221-343.

● Leynaud, G., 1979. Efectos tóxicos de la polución sobre la fauna piscícola: 159-174. En "La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas". C. Delamare-Deboutville (ed.). Mundi Prensa, Madrid.

● Liebmann, H., 1959. Die Bewertung der Wasserqualität. Münchner Beitr. Abwasser-Fischerei- u. Flußbiol. 6, R. Oldenbourg, München.

● Lohani, B.N., 1981. Water quality indices: 53-78. En "Water pollution and management reviews". C.K. Varshney (ed.). South Asian publishers Pvt Ltd., New Delhi.

● Margalef, R., 1983. Limnología. Omega, Barcelona.

● Mesanza, J. M.; D. Bargas y E. Orive. 1988. Calidad del agua de los ríos de Bizkaia en base al uso de varios índices bióticos: 181-195. En

"Biología Ambiental", actas del congreso de biología ambiental, Bizcaia. J.C. Iturrondobeitia (ed.). Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco, Bilbao.

● Minshall, G. W., 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 263-288

● Newman, P.J., M.A. Piavaux and R. A. Sweeting, 1992. River Water Quality-Ecological Assessment and Control. European Communities-Commission, EUR 14606 EN-FR, Luxemburgo.

● Nicolai, P., C. Creo, C. Orlandi, M. Bazzanti, R. Fochetti, M. Cavalieri, F. Bambacigno and G. Carchini, 1992. Problems in comparative application of Biological Methods for water quality assessment in a mediterranean lowland stream. En *River Water Quality-Ecological Assessment and control*. P.J. Newman & M. A. Piavaux and R. A. Sweeting (eds.). European Communities Commission, Luxembourg.

● Norris, R.H., 1995. Biological monitoring: the dilemma of data analysis. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 14(3): 440-450.

● Plafkin, J.L., M. T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross and R.M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrate and fish. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/440/4-89/001.

● Rallo, A.; M.A. Sevillano; M. Ojea; E. Rico; L. Docampo y J.C. Iturrondobeitia. 1988. Niveles de calidad del agua en las distintas cuencas fluviales vizcainas: Clasificación obtenida por el estudio faunístico de diversos taxones animales y en dos épocas del año: 217-222. En "Biología

Ambiental", actas del congreso de biología ambiental, Bizcaia. J.C. Iturrondobeitia (ed.). Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco, Bilbao.

● Rosenberg D. M and V.R. Resh, 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.

● Thienemann, A., 1925. Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine Limnologische Einführung. Die Binnengewässer 1: 1-25.

● Townsend, C., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8 (1): 36-48.

● Tuffery, G., 1979. Incidencia ecológicas de la polución de las aguas corrientes. Reveladores biológicos de la polución: 215-255. En "La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas". C. Delamarre-Debouteville (ed.). Mundi Prensa, Madrid.

● Vannote, T. L., G. W. Minshall, K.W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

● Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1991. Research directions in stream ecology. *Advances in Ecology*, 1: 121-132.

● Woodiwiss, F.S., 1978. Biological Water Assessment Methods. Seven Trent River Authorities, Gran Bretaña.

BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

● Mochkopsky, L., 1991. Recursos Hídricos del Noroeste Argentino. Provincia de Tucumán, Cuenca del Río Salí, su aprovechamiento como aporte al desarrollo económico provincial y regional. Informe técnico. 52 pp.

● Molineri C. y G. Molina, 1995. Introducción al uso de los indicadores biológicos: una reseña. Serie Monográfica y didáctica número 18. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Universidad Nacional de Tucumán.

● Resh, V. H. & J. K. Jackson, 1993. Contemporary Quantitative Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. En Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates, Rosenberg, D. M. & V. H. Resh (Eds.): 195-233, Chapman & Hall, New York.

● Verneaux, J., 1979 Aplicación del método de los "Índices bióticos" a nivel de red hidrográfica:

Cartografía de las calidad biológica de las aguas: 257-265. En "La contaminación de las aguas continentales. Incidencias sobre las biocenosis acuáticas". C. Delamare-Deboutville (ed.). Mundi Prensa, Madrid.

● Ward, J. V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. Journal of the North American Benthological Society, 8 (1): 2-9.

● Wilhm, J. F., 1975. Biological Indicators of Pollution. En River Ecology, B. A. Whitton (ed.): 375-402. Studies in Ecology Vol. 2.. Blackwell Scientific Publications.

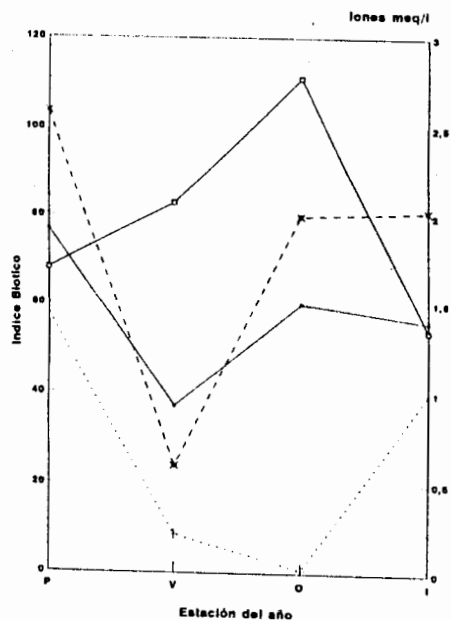


Figura 3.- Río Vipos.

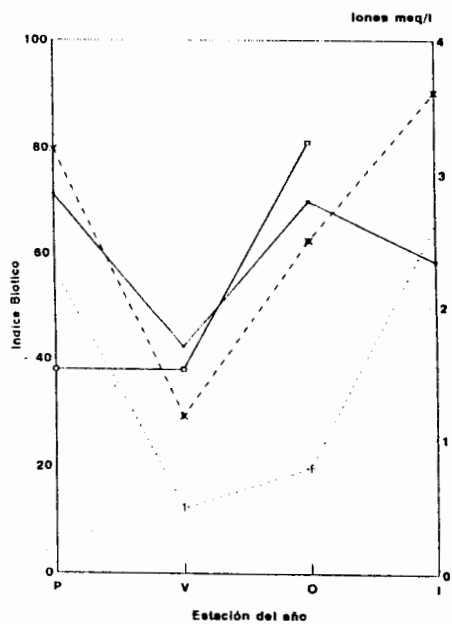


Figura 4.- Río Salf.

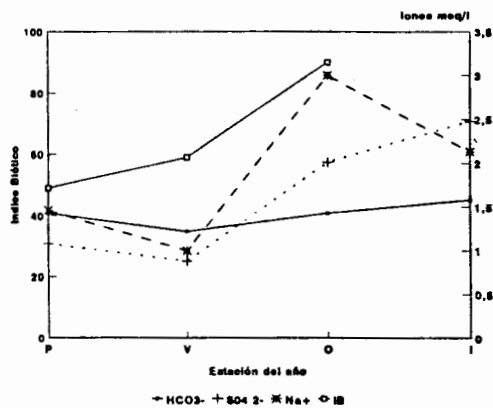
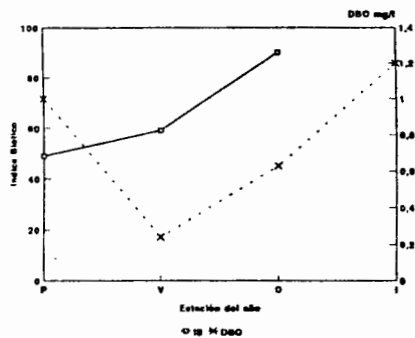


Figura 5.- Río Marapa.



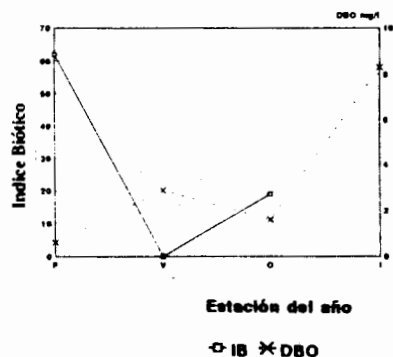
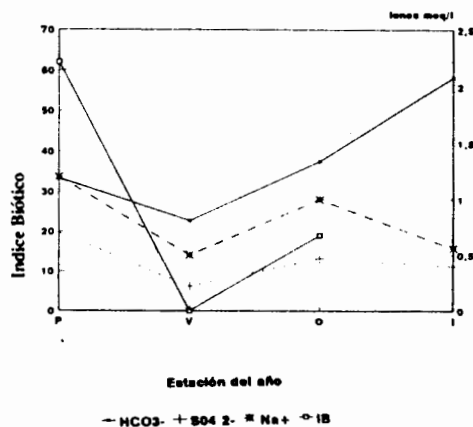
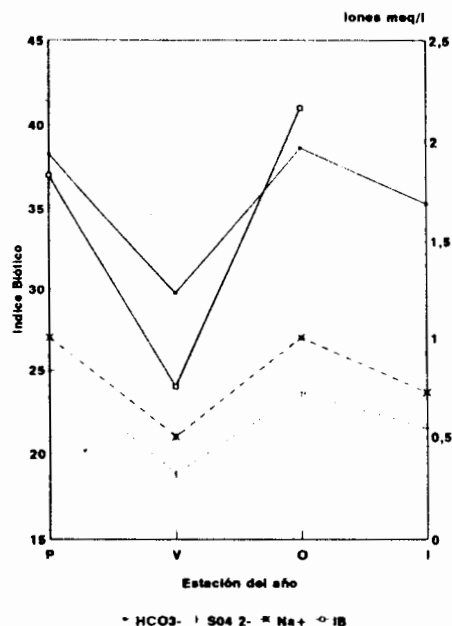


Figura 7.- Río Medinas.

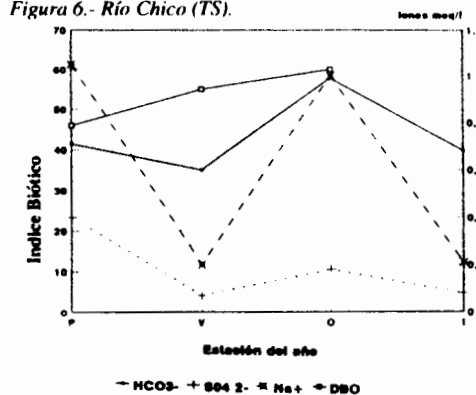


Figura 8.- Río Gastona (TS).

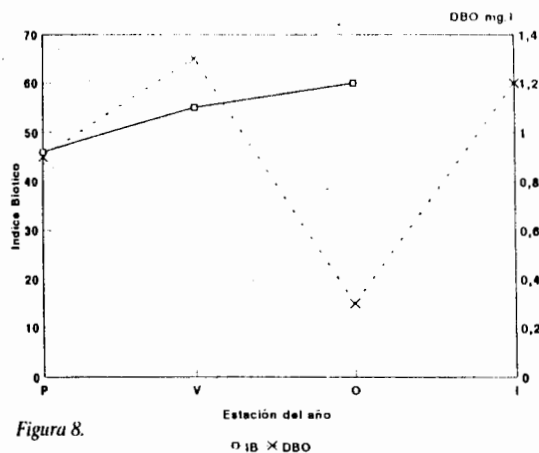


Figura 8.

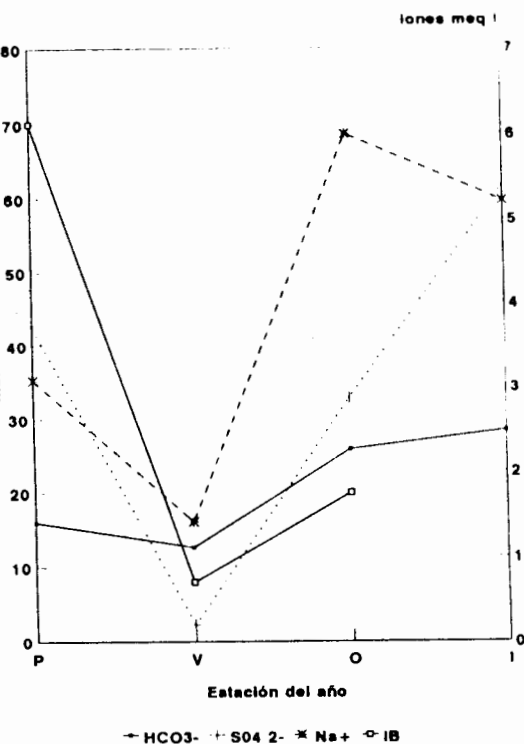
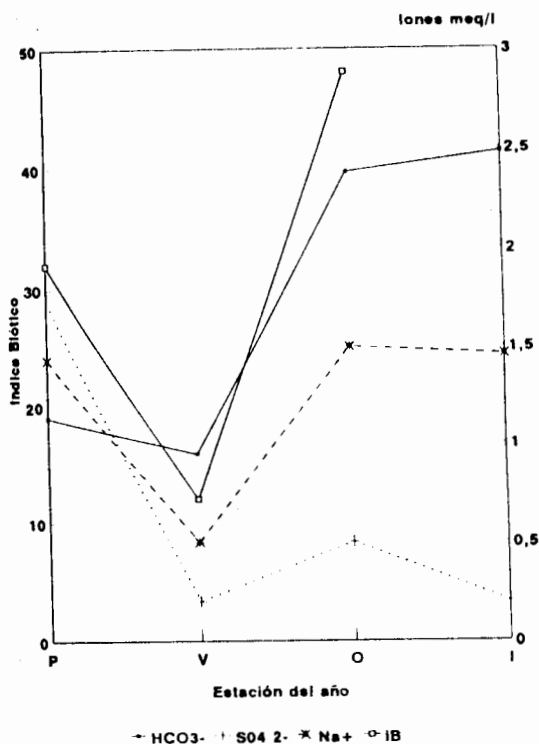


Figura 9.- Río Graneros.

Figura 10.- Río Chico.

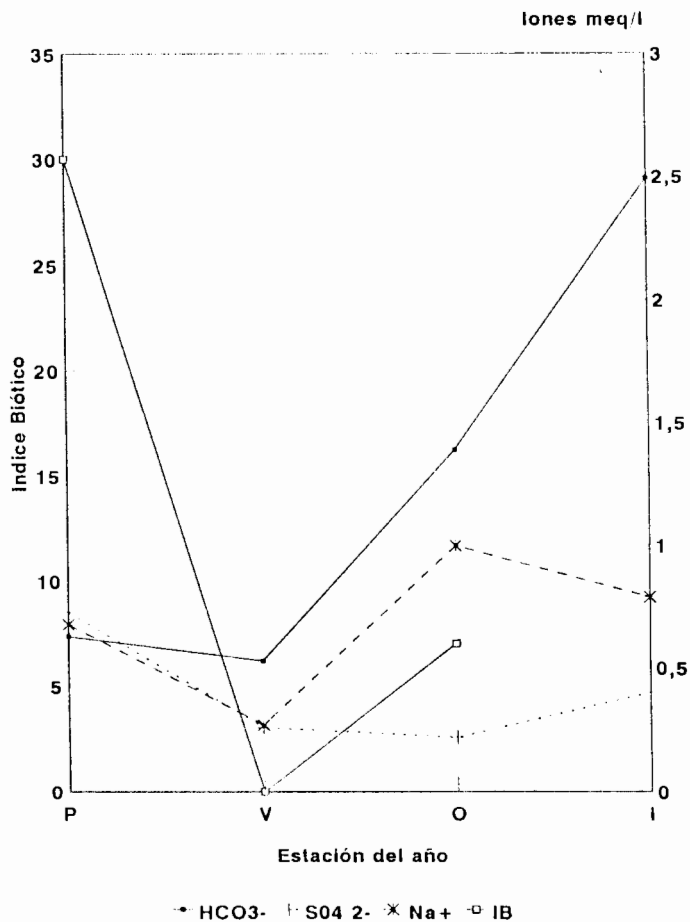


Figura 11.- Río Gastón.

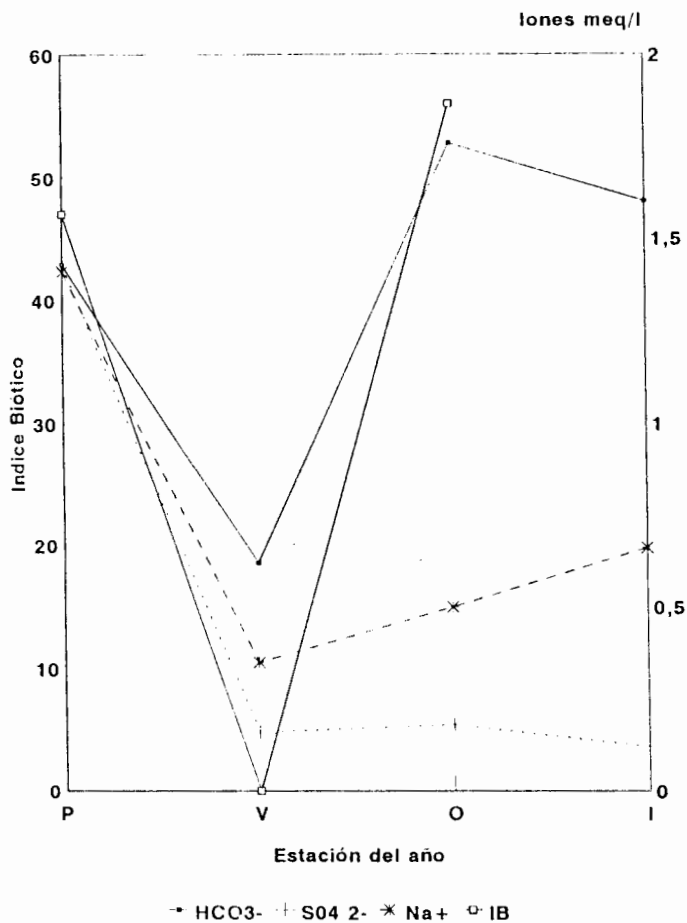


Figura 12.- Río Balderrama.

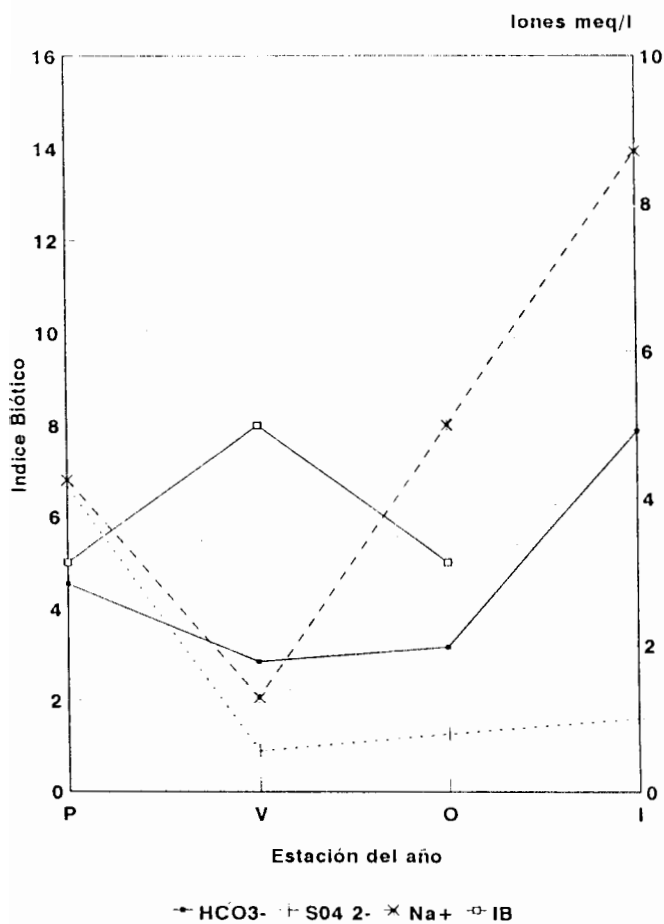


Figura 13.- Río Colorado (TI).

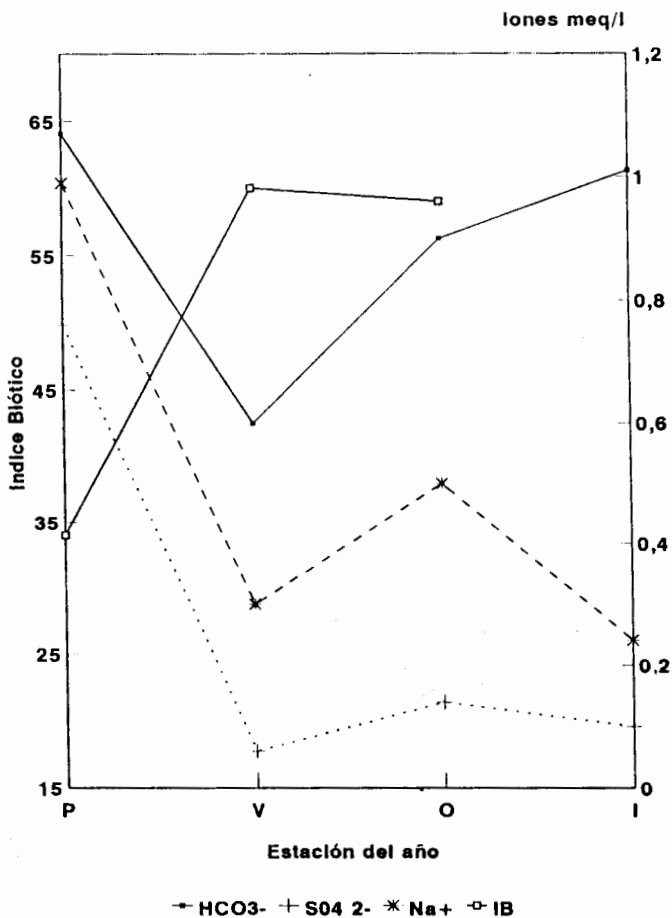


Figura 14.- Río Pueblo Viejo.

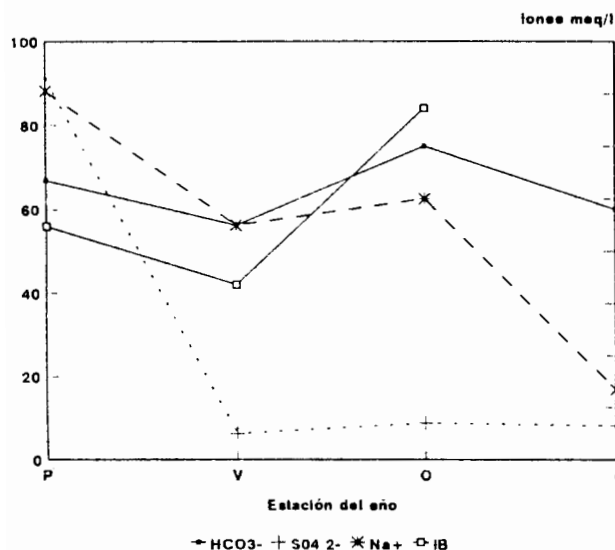
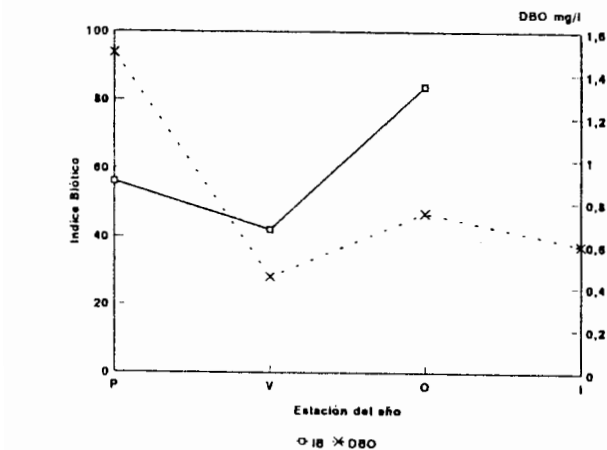


Figura 15.- Río Famaillá.

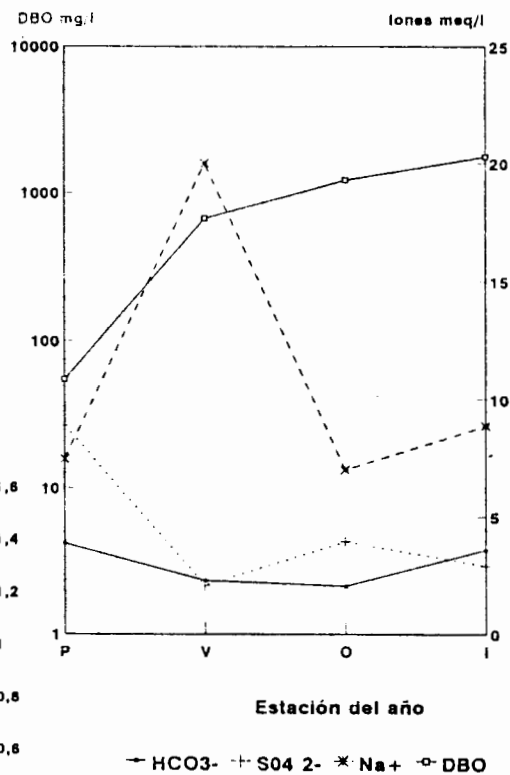


Figura 16.- Río Calimayo.

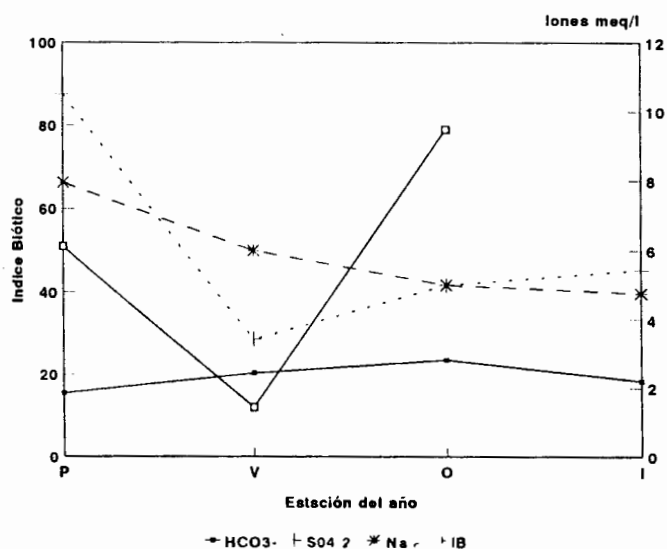
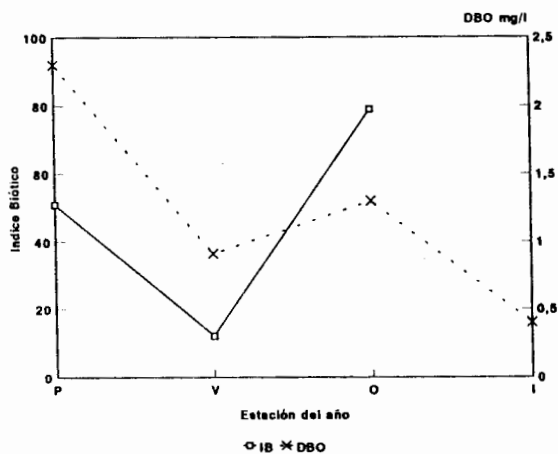


Figura 17.- Río Colorado.



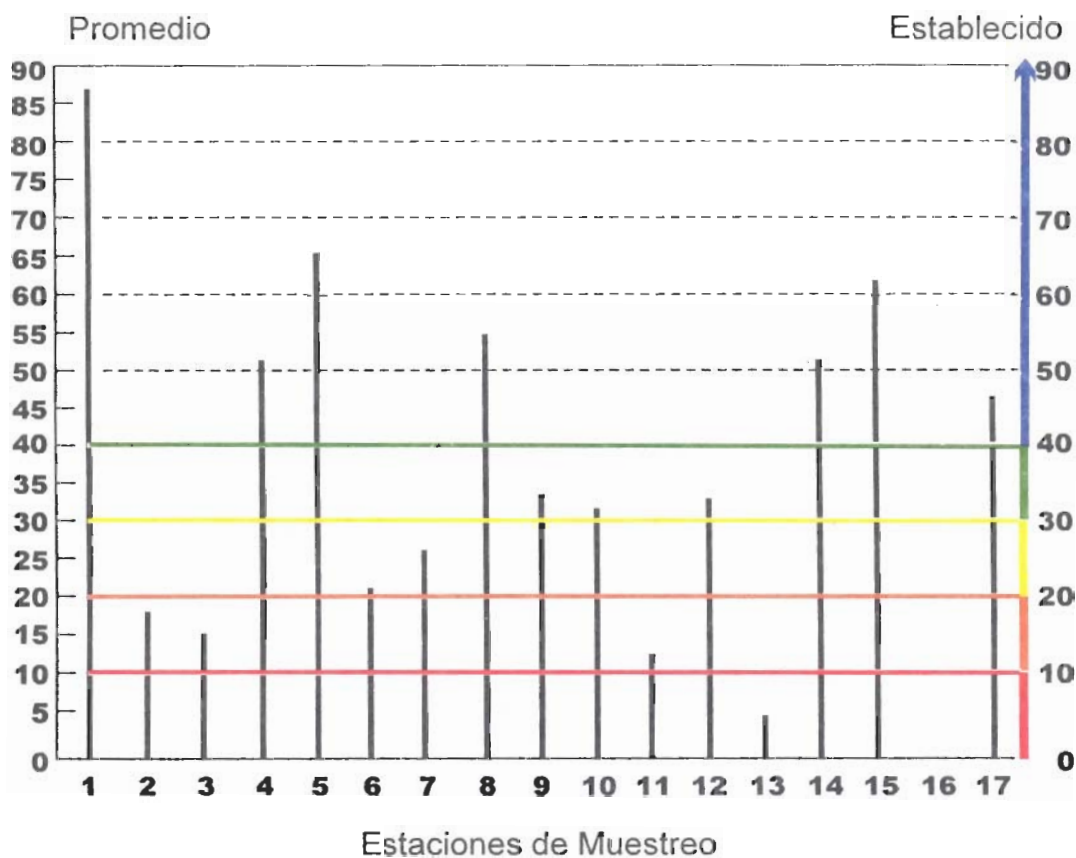
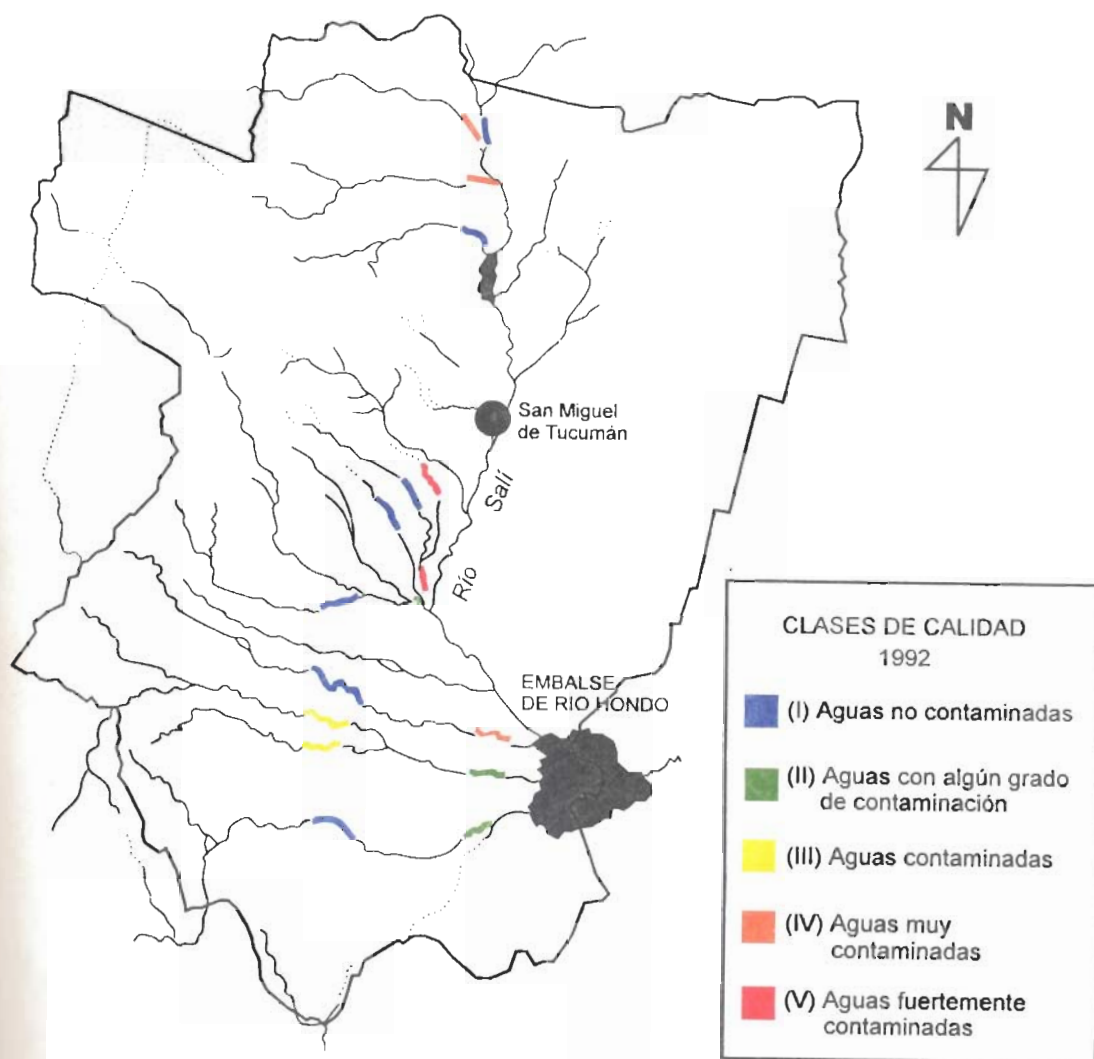


Figura 18.- promedio del índice biológico en los ríos estudiados y valores del índice establecido para las diferentes clases de calidad de agua, con los colores utilizados en la representación cartográfica.



Mapa 2.- calidad del agua (promedio) en los diferentes tramos muestreados (ver Tabla 5).

Taxon \ Río	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Ephemeroptera																	
Baetidae	a	b	b		c	c		a	c	c				c	c		
Trichoritidae	d	d	d	f	d	d		d						d	d		
Oligoneuridae	+			+													
Leptophlebiidae	+			+	+	+		+						+			
Plecoptera																	
Perlidae	+																
Trichoptera																	
Leptoceridae	+													+	+		
Hydroptilidae																	
Rhyacophylidae	+		+					+									
Odonata																	
Anisoptera				+	+									+	+		
Zygoptera					+									+	+		
Megaloptera	+																
Coleoptera																	
Staphylinidae								@		@							@
Elmidae	@	@	@	@				@									
Dytiscidae		+															
Psephenidae	+																
Diptera																	
Dolichopodidae			+														
Chironomidae	+				+			+		+			+		+		+
Simuliidae													+				
Ceratopogonidae																	+
Empididae														+			
Oligochaeta					@					@			@				@
Crustacea																	
Palaemonidae								@									
Copepoda					@												
Acarina					@			@									
Molusca					@												

Ephemeroptera:

a, Baetis, Callibaetis

b, Baetis

c, Dactylobaetis

d, Leptohyphes, Tricorythodes

e, Leptohyphes

f, Tricorythodes

Observaciones: *, larvas y adultos; +, larvas; @, adultos; sd, sin determinar.

Tabla 1.- Distribución de los taxones en los sitios de muestreo en primavera.

Taxon \ Río	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Ephemeroptera																	
Baetidae				a	c	d	d	b		d		d		d	d		c
Trichorittidae	f			f	e		f	f	f	f		f		f	f		f
Caenidae					+			+	+						+		+
Leptophlebiidae	+			+				+				+			+		+
Plecoptera																	
Perlidae	+			+	+									+			
Trichoptera																	
Glossosomatidae								+									
Leptoceridae	+			+	+							+		+	+		+
Hydroptilidae	+			+											+		+
Rhyacophyllidae	+										+						
Odonata																	
Anisoptera	+				+									+			+
Zygoptera					+					+		+			+		
Megaloptera				+													+
Coleoptera																	
Staphylinidae	*				*							@					
Elmidae	*			*			+	+						+			*
Dytiscidae	+														+		
Psephenidae	+																
Diptera																	
Dolichopodidae					+					+					+		
Chironomidae	+			+	+			+	+	+		+		+	+		
Simuliidae	+			+	+									+	+		
Ceratopogonidae	+				+			+		+			+		+		
Empididae				+				+						+	+		+
Tipulidae	+			+				+		+							+
Stratiomyidae	+				+												
Ephydriidae					+												+
Psychodidae																	+
Oligochaeta					@			@	@	@		@	@	@	@		@
Crustacea																	
Palaemonidae								@									
Copepoda					@												
Acarina								@									
Mollusca					@												

Ephemeroptera:

a, Baetis, Dactylobaetis; b, Baetodes, Dactylobaetis, Baetis
 c, Baetis, Baetodes; d, Leptohyphes
 e, Leptohyphes, Tricorythodes; f, Tricorythodes

Observaciones: *, larvas y adultos; +, larvas; @, adultos; sd, sin determinar.

Tabla 2.- Distribución de los taxones en los sitios de muestreo en verano.

Taxon \ Río	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Ephemeroptera																	
Baetidae	a	c			a	a	b	b	b	b	b	b		a	b		b
Trichoritidae	d			d		d	f	e	d			d		e	f		d
Oligoneuridae						+			+		+	+					
Caenidae					+		+		+								+
Leptophlebiidae	+								+								
Plecoptera																	
Perlidae	+			+				+									
Trichoptera																	
Leptoceridae	+					+	+	+	+			+		+	+		
Hydroptilidae				+			+								+		+
Rhyacophylidae	+	+		+				+									
Odonata																	
Anisoptera					+		+		+	+		+			+		+
Zygoptera					+	+	+		+		+	+		+	+		+
Coleoptera																	
Staphylinidae										+	+						+
Elmidae	*	*		*			+	+							+		
Dytiscidae					+					@			@				
Psephenidae	+																
Haliplidae					@												
Diptera																	
Chironomidae	+		+		+		+		+	+	+	+	+	+	+		+
Simuliidae									+	+	+						
Ceratopogonidae										+							
Oligochaeta					@		@			@	@						
Hirudinea					@												
Crustacea																	
Ostracoda					@										@		@
Copepoda					@												
Acarina							@		@								@
Molusca					@												

Ephemeroptera:

a, Baetis, Callibaetis

b, Baetis

c, Dactylobaetis

d, Leptohyphes, Tricorythodes

e, Leptohyphes

f, Tricorythodes

Observaciones: *, larvas y adultos; +, larvas; @, adultos; sd, sin determinar.

Tabla 3.- Distribución de los taxones en los sitios de muestreo en otoño.

Otoño

Río	pH	Conductividad	Res. Sólido	Ca 2+	Mg 2+	Na +	K +	Cl -	HCO ₃ -	SO ₄ 2 -
1	7.40	118	174	0.29	0.10	0.60	0.06	0.31	0.93	0.22
2	7.95	159	314	1.07	0.27	0.54	0.05	0.13	1.43	nd
3	8.05	176	301	1.15	0.37	0.60	0.04	0.17	1.48	0.28
4	7.95	221	460	1.15	0.40	1.17	0.06	0.32	1.69	0.49
5	7.75	295	116	1.27	0.70	1.00	0.15	0.66	1.22	0.88
6	8.05	198	31	1.35	0.61	0.50	0.15	0.13	1.23	0.32
7	8.00	128	9	0.87	0.38	0.50	0.15	0.10	0.81	0.22
8	7.95	85	28	0.69	0.18	0.20	0.15	0.05	0.60	0.07
9	7.25	208	168	0.60	0.53	1.41	0.10	0.47	1.11	0.20
10	7.30	112	510	0.60	0.27	0.50	0.11	0.15	0.95	0.20
11	7.10	57	309	0.50	0.12	0.27	0.09	0.12	0.53	0.26
12	6.75	66	338	0.40	0.11	0.35	0.11	0.16	0.62	0.16
13	7.50	211	484	0.91	0.33	1.29	0.19	0.46	1.78	0.56
14	6.70	80	58	0.56	0.14	0.30	0.10	0.08	0.60	0.06
15	7.30	127	103	0.70	0.26	0.90	0.10	0.10	0.90	0.10
16	6.15	1470	115	4.10	0.82	20.00	0.60	22.20	2.30	2.09
17	7.85	663	647	4.50	1.50	6.00	0.45	2.57	2.44	3.42

Tabla 4.- Datos físico-químicos en los sitios de los valores del BMWP y colores utilizados en la representación cartográfica.

Invierno

Rio	pH	Conductividad	Res. Solido	Ca 2+	Mg 2+	Na +	K +	Cl -	HCO3 -	SO4 2-
1	6.95	234	221	0.50	0.14	2.00	0.10	1.30	1.50	0.02
2	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
4	7.60	351	411	0.88	0.24	2.50	0.30	1.12	2.80	0.79
5	7.95	244	283	0.48	0.42	3.00	0.10	0.81	1.43	2.01
6	7.70	194	223	1.00	0.52	1.00	0.10	0.20	1.97	0.72
7	6.95	134	402	1.00	0.32	1.00	0.10	0.22	1.34	0.47
8	8.05	83	50	0.22	0.20	1.00	0.10	0.14	0.99	0.18
9	7.25	358	994	0.68	0.34	6.00	0.10	1.10	2.26	2.87
10	7.15	254	524	0.58	0.30	1.50	0.20	0.30	2.38	0.50
11	6.70	221	606	0.46	0.28	1.00	0.10	0.18	1.39	0.22
12	7.35	155	294	1.00	0.30	0.50	0.10	0.20	1.76	0.18
13	6.95	462	806	0.98	0.20	5.00	0.10	2.59	1.98	0.79
14	7.65	87	153	0.50	0.10	0.50	0.10	0.10	0.90	0.14
15	7.45	114	nd	0.36	0.10	1.00	0.10	0.14	1.20	0.14
16	4.55	728	1552	3.00	1.00	7.00	0.20	4.20	2.06	3.95
17	7.90	728	nd	5.00	1.00	5.00	0.20	2.73	2.82	5.00

Primavera

Río	pH	Conductividad	Res. Sólida	Ca 2+	Mg 2+	Na +	K +	Cl -	HCO3 -	SO4 2-
1	7.50	344	662	1.95	0.71	2.03	0.13	1.69	1.40	1.00
2										
3										
4	7.85	552	526	3.16	0.96	3.61	0.10	1.66	2.34	2.61
5	8.82	448	249	2.91	1.70	2.13	0.11	1.39	1.58	2.48
6	8.34	237	251	2.00	0.96	0.72	0.09	0.24	1.69	0.54
7	7.57	155	252	1.08	0.50	0.56	0.09	0.25	2.08	0.40
8	8.31	82	80	0.60	0.20	0.21	0.05	0.10	0.68	0.08
9	7.95	676	1480	3.66	2.08	5.21	0.08	2.14	2.48	5.39
10	7.25	429	1245	2.87	1.37	1.46	0.56	0.31	2.48	0.20
11	7.05	224	1183	0.96	0.58	0.79	0.88	0.21	2.49	0.40
12	7.65	205	901	1.50	0.66	0.66	0.14	0.24	1.60	0.12
13	6.95	715	2352	2.12	0.75	8.71	1.20	6.39	4.92	1.00
14	8.01	124	111	0.96	0.62	0.24	0.10	0.11	1.01	0.10
15	8.02	129	132	1.16	0.29	0.27	0.09	0.16	0.96	0.13
16	5.04	1120	1639	6.66	1.58	8.87	0.72	7.24	3.60	2.91
17	8.24	702	735	6.24	1.15	4.76	0.13	2.23	2.20	5.44

Verano

Rio	pH	Conductividad	Res. Solido	Ca 2+	Mg 2+	Na +	K +	Cl -	HCO3 -	SO4 2-	CO2 libre	Dureza total
1	8.30	455	109	1.67	0.62	2.59	0.22	2.10	1.92	1.44	0.62	115
2	8.35	244	21	1.95	0.53	0.42	0.12	0.25	2.08	0.51	0.31	124
3	8.25	312	100	1.95	0.69	0.54	0.14	0.30	2.19	1.58	0.62	132
4	7.95	552	296	2.50	0.86	3.19	0.22	1.30	2.85	2.27	0.92	168
5	8.05	234	234	0.82	0.45	1.46	0.18	0.40	1.43	1.08	0.62	64
6	8.35	237	221	1.10	0.64	1.00	0.23	0.20	1.94	0.88	0.92	88
7	8.55	155	139	0.55	0.21	1.20	0.17	0.25	1.19	0.70	0.31	38
8	9.00	72	117	0.12	no	1.05	0.14	0.20	0.71	0.40	0.62	6
9	7.80	293	249	1.29	0.92	3.09	0.22	0.20	1.40	3.72	1.12	100
10	7.45	157	324	0.93	0.30	1.44	0.31	0.10	1.14	1.74	2.24	62
11	7.55	77	60	0.51	0.13	0.68	0.14	0.10	0.63	0.73	1.68	32
12	7.65	160	215	0.93	0.20	1.41	0.31	0.20	1.22	1.43	0.84	57
13	7.25	363	296	2.42	0.78	4.25	0.45	0.90	2.84	4.16	4.75	160
14	7.30	81	35	0.65	0.17	0.99	0.12	0.10	1.07	0.76	0.81	41
15	7.65	121	97	0.93	0.17	1.41	0.12	0.10	1.07	1.46	0.28	55
16	7.75	552	495	3.98	1.43	7.47	0.31	1.40	3.88	8.91	1.12	271
17	8.35	656	581	4.60	1.40	7.95	0.31	1.90	1.85	10.51	1.95	301

CLASE	VALOR (BMWP')	SIGNIFICADO	COLOR
I	>50	Aguas muy limpias	A
	40-50	Aguas no contaminadas	z u l
II	30-40	Con algún grado de contaminación	Verde
III	20-30	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	10-20	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	<10	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

RIO	P	V	O
1.-VIPOS	68	83	111
2.-CHOROMORO	16	22	0
3.-ACEQUIONES	2	30	0
4.-SALI	38	38	81
5.-MARAPA	49	59	90
6.-CHICO (TS)	37	24	4
7.-MEDINAS	62	0	19
8.-GASTONA (TS)	46	55	60
9.-GRANEROS	70	8	20
10.-CHICO (TI)	32	12	48
11.-GASTONA (TI)	30	0	7
12.-BALDERRAMA	47	0	56
13.-COLORADO (TI)	5	8	5
14.-PUEBLO VIEJO	34	60	59
15.-FAMAILLA	56	42	84
16.-CALIMAYO	0	0	0
17.-COLORADO	51	12	79

Tablas 5-6.- 5: clases de calidad, significación de los valores del BMWP y colores utilizados en la representación cartográfica. 6: datos de DBO5 (mg/l) en los diferentes ríos a lo largo del año.

RIO	ESTACION			
	P	V	O	I
VIPOS	1,6	0,6	—	0,9
CHOROMORO	0,8	0,4	—	—
ACEQUIONES	1,6	0,3	—	—
SALI	0,8	3,3	—	0-2
MARAPA	1,0	0,2	0,6	1,2
CHICO (TS)	0,6	1,8	—	0,6
MEDINAS	0,6	2,8	1,6	8,3
GASTONA (TS)	0,9	1,3	0,3	1,2
PUEBLO VIEJO	2,2	1,5	—	0,5
FAMAILLA	1,5	0,4	0,7	0,6
CALIMAYO	55	670	1220	1760
COLORADO (TS)	2,3	0,9	1,3	0,4

Tabla 7.- Valores de BMWP para las diferentes estaciones de muestreo.

TAXON	PUNTAJE
Leptophlebiidae, Trichoritidae, Perlidae Corydalidae Libellulidae Leptoceridae, Odontoceridae Psephenidae Pyrilidae	10
Glossosomatidae, Philopotamidae Odonata (varias fam.)	8
Rhyacophilidae, Limnephilidae	7
Hydroptilidae Unionidae	6
Oligoneuridae Elmidae, Staphylinidae Hydropsychidae Tipulidae, Simuliidae Mycetopodidae	5
Baetidae, Caenidae Haliplidae Tabanidae, Dixidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae Ceratopogonidae, Psychodidae Palaemonidae, Aeglidae Hidracarina	4
Dytiscidae, Hydrophilidae Physidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Ancyliidae Trichodactylidae, Ostracoda, Copepoda Hemiptera (varias fam.) Hirudinea	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae Ampularidae	2
Oligochaeta Chironomidae (rojos)	1

Tabla 8.- Puntuaciones asignadas a los diferentes taxones de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP (modificado de Alba-Tercedor y Sánchez - Ortega, 1988).

*Se terminó de imprimir en el mes de octubre de 1998,
en los Talleres Gráficos offset de Fundación Miguel Lillo.
Miguel Lillo 251 - S.M. de Tucumán
- 4000 - Tucumán - R.A.*