Aplicación de indicadores biológicos en el noroeste argentino: el caso de la cuenca Salí Dulce

Eduardo Domínguez
Fátima Romero
Hugo R. Fernández
María Gabriela Cuezzo

Aplicación de indicadores biológicos en el noroeste argentino: el caso de la cuenca Salí-Dulce

Eduardo Domínguez, Fátima Romero,
Hugo R. Fernández y María Gabriela Cuezzo

Resumen

El Noroeste Argentino (NOA), incluye las provincias de Jujuy, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Catamarca y La Rioja y representa el 20% de la superficie de la Argentina. En el NOA se identifican 24 cuencas principales agrupadas en cinco Sistemas Hidrográficos extendidos en 11 ecorregiones, desde los Andes por arriba de los 4.000 msnm a la llanura chaqueña por debajo de los 500 msnm. La primera aplicación de índices bióticos acuáticos del NOA data de los noventa, en algunos afluentes de la cuenca Salí-Dulce. Por su nivel de contaminación y por ser una cuenca endorreica del sistema Mar Chiquita con una elevada densidad poblacional, esta cuenca ha merecido una atención especial y se expone aquí su historia como un caso particular. Los diagnósticos sobre calidad de agua en cuerpos lóticos se basan principalmente en macroinvertebrados bentónicos mientras que en ecosistemas lénticos se usó plancton, bacterias coliformes y peces, y menos frecuentemente aves y vegetación de ribera.

Palabras clave: Índices biológicos, Cuenca Salí-Dulce, contaminación acuática, integridad ecológica.

Abstract

The NOA (Northwestern Argentina) region includes the provinces of Jujuy, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Catamarca and La Rioja and represents approximately 20% of Argentina. In the NOA can be identified 24 main basins grouped in five Hydrographic systems, extending across 11 ecoregions, from the Andes above 4.000 m.a.s.l. to the Chaco and plains below 500 m.a.s.l. The first application of a freshwater biotic index is from the 1990s, in some tributaries of the Salí-Dulce basin, due to its level of pollution and because it is an endorheic basin of the Mar Chiquita system with a high population density. This basin has deserved special attention and its history is presented here as a particular study case. In the NOA, water quality diagnoses in lotic bodies are based mainly on benthic macroinvertebrates, whereas in lentic ecosystems, plankton, coliform bacteria and fish were used, and less frequently birds and riparian vegetation.

Keywords: *Biological index, Salí-Dulce Basin, water pollution, ecological integrity.*

Introducción

La historia de la bioindicación o de los indicadores biológicos en el Noroeste argentino (NOA) se desarrolló por la necesidad de dar respuestas a las demandas de algunos sectores de la comunidad. En un comienzo, estos estudios estuvieron enfocados hacia la problemática de conocer el estado de la cuenca del río Salí, con la posterior necesidad de caracterizar la situación regional en este tema. Cabe destacar que para llevar a cabo estos estudios se dispuso de fondos indispensables aportados por entes gubernamentales (Secretaria de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán) y no gubernamentales (Fundación Ordeñana), que permitieron el desarrollo de las primeras investigaciones en el NOA. El resultado de las mismas constituyó uno de los primeros aportes al conocimiento del estado de los ríos en el NOA, y fue plasmado en una publicación centrada en los ríos de la provincia de Tucumán (Domínguez y Fernández, 1998) que a pesar de su carácter local, tuvo amplia difusión en Sudamérica. Esta publicación inicial marcó el comienzo del uso de la bioindicación como herramienta indispensable para el conocimiento del estado de los ríos en el NOA (Mirande *et al.,* 1999; Moraña y Salusso, 1999; Seeligmann *et al.,* 1999; Seeligmann *et al.,* 2002; Romero *et al.,* 2006; Romero *et al.,* 2011).

En la actualidad, la importancia que ha cobrado la bioindicación como herramienta en la región NOA, no se limita al interés del ámbito académico sino que se ha extendido al espacio político y de gestión. Así por ejemplo, en la provincia de Tucumán, en el marco de un acuerdo entre la Universidad Nacional por medio del Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN-CONICET-UNT, Facultad de Ciencias Naturales e IML) y la Secretaría de Ambiente de la provincia de Tucumán, se está desarrollando un protocolo para la aplicación de bioindicadores como herramienta de control del estado de los ecosistemas acuáticos, por parte de este organismo provincial.

En la Argentina, actualmente aún no se ha establecido un protocolo formal a nivel nacional sobre la metodología de bioindicación a aplicar, hecho ya señalado hace más de una década (Fernández *et al.,* 2006). Tampoco se avanzó mucho en la posibilidad de adoptar conceptos como integridad ecológica y "estado ecológico" (Fernández *et al.,* 2006), a pesar de que la aplicación de los mismos resultó en una revolución en la forma de contemplar los indicadores biológicos para Europa (Prat *et al.,* 2009). Estos nuevos enfoques siguen siendo materia pendiente en los estudios del NOA.

El Noroeste Argentino (NOA): características hidrográficas y ecorregiones

El NOA está compuesto por las provincias de Jujuy, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Catamarca y La Rioja con una extensión de 563.126 km² que representa el

20,21% de la superficie total de la Argentina. Es una región sumamente diversa tanto en sistemas y cuencas hidrográficas como en ecorregiones. Existen seis sistemas hidrográficos que incluyen 24 cuencas principales, además de los sectores de la cuenca del río Pilcomayo que atraviesan el territorio argentino, así como ríos y arroyos afluentes del río Paraguay (Fig. 1, Tabla 1). La cuenca de mayor tamaño en el NOA es la del río Bermejo, cuyo cauce es compartido con Bolivia y forma parte del sistema del río Paraguay (Tabla 1); tiene sus nacientes en la República de Bolivia (Tarija) y se extiende en Salta y Jujuy. A partir de la confluencia del río San Francisco comienza la denominada "cuenca inferior o baja", donde después de atravesar la zona montañosa y cruzar la provincia de Salta ingresa a la provincia de Chaco. En este mismo sistema se encuentra también la cuenca del río San Francisco, ubicada principalmente al este de la provincia de Jujuy, pero ocupando también una pequeña porción de la provincia de Salta.

En orden de importancia por su superficie se encuentra la cuenca del río Salí-Dulce que pertenece al sistema hidrográfico Mar Chiquita donde viven aproximadamente 2,5 millones de personas y atraviesa cinco provincias: Salta, Catamarca, Tucumán, Santiago del Estero y Córdoba. El río Salí desagua la mayor parte del territorio de Tucumán recibiendo además afluentes de Salta y Catamarca. Al ingresar en Santiago del Estero, el río recibe el nombre de Río Dulce, y luego de atravesar esta provincia diagonalmente, desemboca en la laguna Mar Chiquita, en la provincia de Córdoba. Al aproximarse a su desembocadura, los desbordes del río alimentan una amplia área de bañados denominada Bañados del Río Dulce, reconocidos por su rica biodiversidad. Otra cuenca del mismo sistema hidrográfico la conforman los ríos Horcones-Urueña. Por otra parte, el río Rosario-Horcones nace al oeste de Rosario de la Frontera (Salta) y, con dirección este-sudeste, se dirige hacia El Mojón y Nueva Esperanza (Santiago del Estero). El río Urueña comparte sus nacientes en las provincias de Salta y Tucumán, luego ingresa en la provincia de Santiago de Estero, para dirigirse hacia el sur. Aguas abajo, la cuenca no posee límites muy bien definidos, debido a que el río discurre por un relieve plano formando bañados y/o esteros.

Gran parte de la cuenca del Río Pilcomayo se desarrolla en territorio boliviano, mientras que al ingresar en el noreste de la provincia de Salta constituye el límite internacional con Bolivia y Paraguay. Esta cuenca pertenece también al sistema hidrográfico del río Paraguay. Su desarrollo longitudinal es más o menos paralelo al escurrimiento del río Bermejo, desembocando en el río Paraguay luego de recorrer 940 Km en territorio argentino. El Pilcomayo es un río típico de llanura, cuyo cauce posee barrancas bajas y está sujeto a continuos desbordes durante las crecidas.

El sistema hidrográfico del río Colorado está compuesto por la cuenca del río Jáchal y la cuenca del río Vinchina-Bermejo (Tabla 1, Fig. 1). La cuenca del río Jáchal se localiza en el sector centro-norte de la provincia de San Juan; traspasa el límite interprovincial y abarca algunos sectores del noroeste de La Rioja y del sur de Catamarca. El río Jáchal nace en la Cordillera del Límite, a los 27°35'S por la fusión de las nieves, con el nombre de Salado; su régimen es nival de primavera-verano. Este río escurre por altiplanicies de más de 4.000 m de altura y recibe varios afluentes por la margen derecha, entre ellos al río Blanco. El río Vinchina-Bermejo ocupa el sector occidental de la provincia de La Rioja, una angosta franja del este de San Juan y sectores menores del SO de Catamarca y NO de San Luis. Las nacientes del río Vinchina-Bermejo, si bien no alcanzan la Cordillera del Límite, se alimenta de las aguas de fusión de las nieves cordilleranas. Su régimen es nival de primavera-verano, con grandes oscilaciones de caudal. En el sistema del Paraná identificamos la cuenca alta y media del Río Juramento, la que se desarrolla dentro de la provincia de Salta. Al entrar luego en Santiago del Estero, el curso principal cambia su nombre por el de río Salado, identificación que mantiene hasta su desembocadura en el río Paraná, luego de recorrer una distancia de 1.500 km, en la provincia de Santa Fe (Santo Tomé). La cuenca alta del Juramento agrupa importantes subcuencas como la de los ríos Calchaquí, Arias-Arenales, Chicoana, Santa María, Guasamayo y Las Conchas. En la cuenca media del río Juramento se encuentra el dique Cabra Corral; aguas abajo de este, recibe las aguas del río Metán o Medina, que a su vez ya recibió el caudal del río Las Cañas. Posteriormente el río Juramento ingresa en el territorio de Santiago del Estero cambiando su nombre por el de Salado, que atraviesa las provincias de Córdoba y Santa Fe, para desembocar finalmente en el Paraná.

Por otra parte, el sistema hidrográfico Serrano agrupa a su vez siete cuencas principales, menores en tamaño que las antes descriptas, las del Salar de Pipanaco, del río Abaucan, ríos de la falda oriental de Ambato, cuencas del río Velazco, la del río Conlara y cuencas de Pampa de las Salinas (Tabla 1). Este sistema abarca las provincias del suroeste del NOA en relación directa con las ecorregiones de Chaco Árido y Serrano, así como con el Monte.

En la extensa área que ocupa el NOA se identifican 11 ecorregiones (Cabrera & Willink, 1973) (Fig. 2) que son agrupadas en solo ocho de acuerdo con Olson *et al.*,(2001), quienes reúnen las subregiones áridas en el "Chaco Seco".

La ecorregión de los Altos Andes ocupan las áreas más altas por arriba de los 4.000 msnm y las amplias zonas de llanura chaqueña se encuentran por debajo de los 500 msnm. La ecorregión de la Puna es una altiplanicie con altitudes variables entre 3.500 y 4.500 msnm. Sus cordones

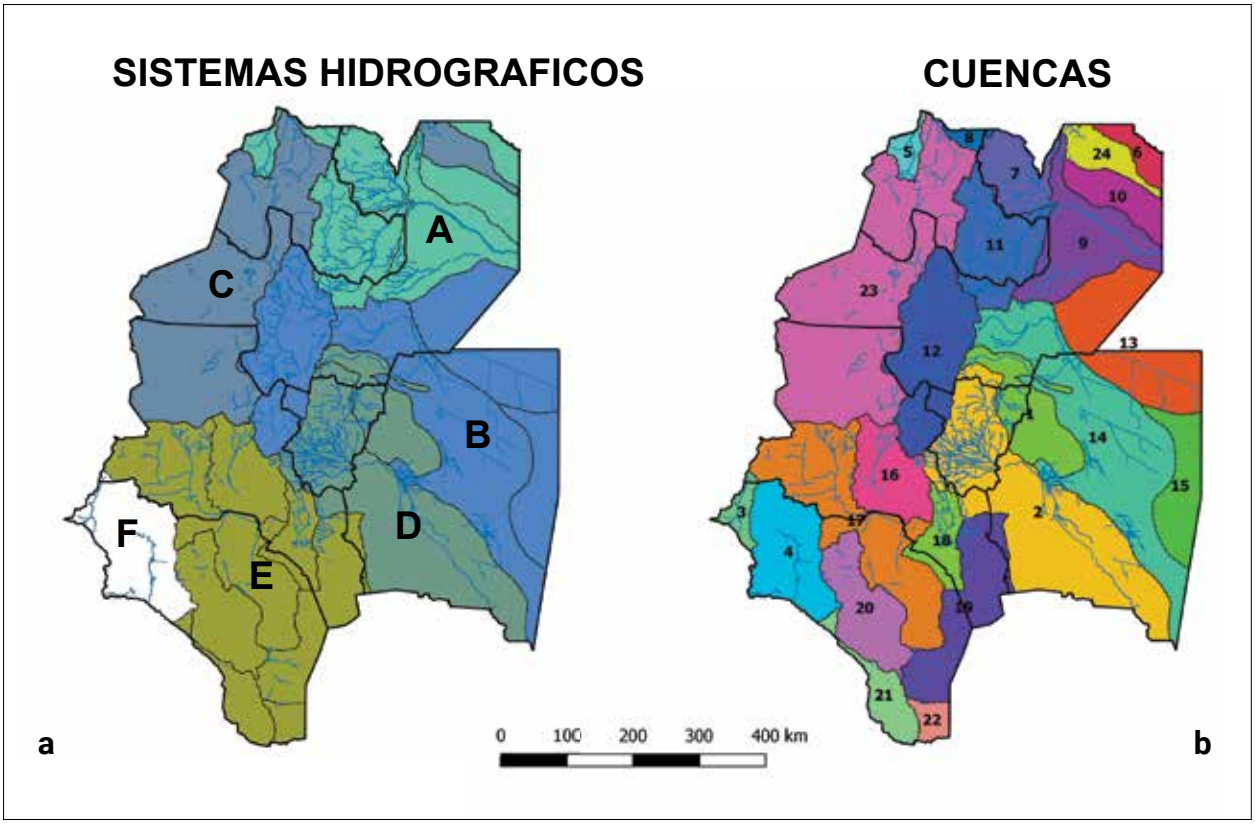

Figura 1. a. Sistemas Hidrográficos del NOA de acuerdo a la clasificación del Instituto Geográfico Nacional (IGN). A. Sistema del Río Paraguay, B. Sistema del Río Paraná, C. Sistemas Independientes, D. Sistema de Mar Chiquita, E. Sistemas Serranos, F. Sistema del Río Colorado. b. Cuencas principales del NOA: Números corresponden a la numeración de Cuencas de la Tabla 1. Fuente: http://www.ign.gob.ar.

montañosos desarrollados en sentido norte-sur generan picos que superan los 6.000 msnm. Esta región se caracteriza por su clima seco y frío, con grandes variaciones térmicas diarias, que alcanzan temperaturas mínimas absolutas de hasta –20ºC. Las lluvias se concentran en los meses de verano, con un promedio que varía según el sector entre 100 y 300 mm. La escasez de precipitaciones y la intensa radiación solar conducen a una acentuada aridez. El sistema hidrográfico de la mayor parte de la Puna argentina se caracteriza por ser endorreico con el desarrollo de depresiones salinas o salares que reciben los aportes de cursos fluviales. En general los diferentes cauces de la Puna no poseen agua en superficie durante alguna época del año (Paoli *et al.,* 2011).

La ecorregión de las Yungas es la más húmeda y la que contiene la mayor densidad de ríos y otros cuerpos de agua permanente. Se extiende entre los 350 y 2.000 msnm con distintos pisos altitudinales marcados por una vegetación predominantemente arbórea. La ecorregión del Gran Chaco en Sudamérica es una extensa región con un 59% de su superficie en la Argentina y ubicada principalmente en la región noroeste del país (Naumann, 2006). En el NOA el Chaco seco que está subdividido en tres sub/ecorregiones, Chaco Árido, Semiárido y Serrano, y constituyen un paisaje con predominio del bosque xerófilo. Las temperaturas en el verano superan los 40°C, mientras que en el sur y suroeste pueden llegar en el invierno por debajo de los 0°C. Las altas temperaturas generan una evapotranspiración elevada, que oscila entre los 900 mm en el sur y los 1.500 mm en el norte de la región. Hay, por lo tanto, un déficit entre la cantidad de agua que se evapora y las precipitaciones. El Chaco Árido ocupa el sector Sudoeste presentando cuencas endorreicas que vierten sobre las Salinas Grandes y de Ambargasta y los Llanos de La Rioja. Es la zona más seca de la región, con escasos cursos de agua superficiales y precipitaciones que oscilan entre los 300 y 500 mm anuales. El Chaco Semiárido se extiende en casi toda la provincia de Santiago del Estero, con bosques adaptados a la sequía que van perdiendo porte y especies a medida que llegan al sur. Las precipitaciones varían entre los 500 y 700 mm anuales. El Chaco Serrano se extiende de norte a sur sobre las Sierras Subandinas y Pampeanas, interrumpiendo el gradiente de aridez creciente hacia los Andes. Ocupa las laderas bajas de cerros y quebradas y forma un amplio ecotono con las Yungas y el Monte alcanzando los 1.800 msnm. En el Chaco Serrano las precipitaciones varían entre los 450 y 900 mm anuales.

Tabla 1. Lista de las Cuencas principales del NOA y su respectiva correspondencia a los Sistemas Hidrográficos. La numeración de las cuencas corresponde a la Figura 1b.

Nº Cuenca	PROVINCIA	NOMBRE	SISTEMA	AREA (Km²)	PERIMETRO (Km)
1	Interprovincial	Cuenca de los ríos Rosario u Horcones y Urueña	MAR CHIQUITA	1.73164	9.383666
2	Interprovincial	Cuenca del río Salí- Dulce	MAR CHIQUITA	8.517104	16.91415
3	Interprovincial	Cuenca del río Jachal	RÍO COLORADO	3.225286	12.71614
4	Interprovincial	Cuenca del río Vinchina - Bermejo	RÍO COLORADO	3.304501	14.02247
5	Interprovincial	Parte argentina de la cuenca del río Pilcomayo	RÍO PARAGUAY	0.334156	3.42086
6	Interprovincial	Parte argentina de la cuenca del río Pilcomayo	RÍO PARAGUAY	2.163136	16.2298
7	Interprovincial	Cuenca del río Bermejo superior	RÍO PARAGUAY	1.174142	7.203995
8	Interprovincial	Parte argentina de la cuenca del río Pilcomayo	RÍO PARAGUAY	0.169318	2.579554
9	Interprovincial	Cuenca del río Bermejo medio e inferior	RÍO PARAGUAY	6.256612	20.34843
10	Interprovincial	Zona de ríos y arroyos en salta y Formosa afluentes del río Paraguay	RÍO PARAGUAY	4.153307	16.67175
11	Interprovincial	Cuenca del río San Francisco	RÍO PARAGUAY	2.189929	8.547879
12	Interprovincial	Alta cuenca del río Juramento	RÍO PARANÁ	2.952202	9.291267
13	Interprovincial	Zona sin ríos ni arroyos de importancia en Salta, Chaco, Santa Fe y Santiago del Estero	RÍO PARANÁ	8.812468	16.47188
14	Interprovincial	Cuenca del río Pasaje o Salado	RÍO PARANÁ	8.540106	25.25197
15	Interprovincial	Cuenca propia de los bajos submeridionales	RÍO PARANÁ	5.667131	11.64138
16	Interprovincial	Cuenca del Salar de Pipanaco	SERRANO	1.541972	6.406734
17	Interprovincial	Cuenca del río Abaucan	SERRANO	3.959332	15.62948
18	Interprovincial	Cuenca de la falda oriental de Ambato	SERRANO	0.86255	5.255538
19	Interprovincial	Cuencas varias de las Salinas Grandes	SERRANO	4.119466	11.18365
20	LA RIOJA	Cuencas varias de Velazco	SERRANO	1.7484	7.386998
21	Interprovincial	Cuenca de Pampa de las Salinas	SERRANO	2.245542	9.077328
22	Interprovincial	Cuencas de río Conlara y de arroyos menores del norte de San Luis y o de Córdoba	SERRANO	2.194295	6.820107
23	Interprovincial	Cuencas varias de la puna	INDEPENDIENTES	7.84069	18.53917
24	SALTA	Cuenca del río Itiyuro o Carapari	INDEPENDIENTES	0.706423	4.683128

El Gran Chaco limita en el sector sudoeste con la ecorregión del Monte, caracterizada por áreas áridas y semiáridas de montaña y llanura, en donde dominan matorrales o estepas arbustivas de jarilla. En el extremo sur y sudeste el Gran Chaco limita con la ecorregión del Espinal, caracterizada por bosques bajos dominados por algarrobos, hallándose zonas anegadizas donde se desarrollan palmares (Naumann, 2006). Una pequeña porción de Chaco húmedo, que mayoritariamente se extiende en el noreste de la Argentina, se encuentra en la provincia de Santiago del Estero.

El Chaco Seco, en conjunto con la Puna y los Altos Andes constituyen las ecorregiones que menos ríos permanentes presentan.

Bioindicación en el NOA

Utilización de Macroinvertebrados:

Los primeros intentos de aplicar índices bióticos en ambientes acuáticos del Noroeste de Argentina surgieron en la década del noventa. La primera aproximación fue mediante la utilización del Sistema de los Saprobios en el río Colorado y en el arroyo Calimayo en la provincia de Tucumán (Domínguez y Fernández, 1991) y la utilización de indicadores microbiológicos en el segundo para evaluar la calidad de agua en este arroyo que recibía el efluente de una papelera (González y Domínguez, 1994). Posteriormente se trató de obtener un diagnóstico mediante indicadores biológicos de los ríos de Tucumán debido a que la principal industria en ese momento, la azucarera, afectaba a varios ríos de su cuenca principal: Salí- Dulce, destacándose la falta de un plan de monitoreo (García *et. al*., 2 007). Así, varios ríos como Colorado, Gastona y Chico eran los más afectados por los efluentes de algunos ingenios azucareros. Para el diagnóstico preliminar se seleccionó un índice de origen europeo que requiere para su aplicación la identificación a nivel de familias de macroinvertebrados bentónicos, que fue el *Biological Monitoring Working Party* o BMWP' (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988). Al utilizar niveles taxonómicos superiores a género y dados los conocimientos de la época de la diversidad de los ríos, este índice permitió, por un lado, un rápido diagnóstico de la situación ambiental en la que se encontraban los ríos, y por otro, la posibilidad de ser usado por personal técnico de organismos gubernamentales de control para realizar biomonitoreos continuos de la cuenca. En 1992 se adecuó este índice considerando aspectos biogeográficos locales y utilizando el conocimiento disponible de los macroinvertebrados de la región (Domínguez y Fernández, 1998). Entre 1992 y 1993, este mismo índice fue utilizado en un monitoreo realizado en el Río Medina, también en la provincia de Tucumán, y se correlacionó con las variables químicas para establecer la precisión del mismo (Domínguez *et al.,* 1997). También se aplicó en ese mismo río (Fernández *et al.,* 2006) una variante del BMWP' conocida como *Average Score per Taxon* (ASPT') (Armitage *et al.,* 1983) surgido como un intento por incluir la riqueza del río (ASPT = BMWP/Número de taxa presentes) y evitar falsos resultados debidos a la suma de muchos taxones de bajo puntaje (Walley & Hawkes, 1997).

Dado que los resultados obtenidos en la provincia de Tucumán fueron muy buenos y permitieron establecer un mapa de calidad biológica del agua, el índice BMWP' modificado por Domínguez y Fernández (1998) fue aplicado en varios ríos del NOA, especialmente en la región de las Yungas (Fernández *et al.,* 2006). Por ejemplo, fue utilizado en la Provincia de Jujuy a pedido de la empresa estatal de aguas y cloacas para determinar la calidad del agua en la subcuenca del río Grande, en el tramo comprendido desde la desembocadura del río Yala hasta la ciudad de San Pedro, durante el otoño y la primavera de 1994 (Romero y Fernández, 1997). En la provincia de Salta, el índice BMWP' fue utilizado en 10 sitios ubicados en los ríos Potreros, Arias y Vaqueros (Burgos *et al.,* 2002) para determinar categorías de aptitud para la provisión de agua en el área. En general, los sectores evaluados presentaron "aguas muy limpias" según los valores obtenidos para el índice BMWP', lo que significa agua biológicamente muy apropiada para la vida acuática y más fácil para potabilizar. Sólo en los sectores más bajos (Las Costas-San Lorenzo) los valores del índice biótico indicaron una menor calidad del agua.

En la provincia de Catamarca también se aplicó el índice BMWP' en varias cuencas. Por ejemplo, en la cuenca del río Andalgalá, en siete sitios y en diferentes estaciones del año. Los resultados señalaron que seis de estos sitios tenían aguas levemente contaminadas (Clase II) y uno tenía aguas altamente contaminadas (Clase V) (Vides Almonacid *et al.,* 1999). Este índice también se aplicó junto con el ASPT' en varios ríos de la sierra de Ambato, por ejemplo en el río Tala (Colla *et al.,* 2013) donde se obtuvieron altos valores en los índices, indicando aguas de muy buena calidad (Clase I). También fue aplicado junto con el Índice Biótico de Familias (IBF) en el río Las Juntas, cuyas aguas son utilizadas para consumo humano, riego y recreación (Zelarayán y Salas, 2014a) con resultados, según el BMWP' y ASPT', que señalan a las estaciones con mayor carga antrópica (ganadería y agricultura) con menor calidad de agua. En cambio el IBF reveló que es más sensible, reflejando una menor calidad de agua que los anteriores. En el río Ambato se aplicaron los mismos índices para evaluar la calidad de agua en un gradiente longitudinal, obteniendo altos valores del índice que señalan buena calidad de agua en toda la cuenca (Zelarayán y Salas, 2014b). En el arroyo El Simbolar y en el río del Valle se combinaron el índice biótico BMWP' junto con análisis fisicoquímico y bacteriológicos para evaluar la calidad del agua para los diferentes usos (consumo

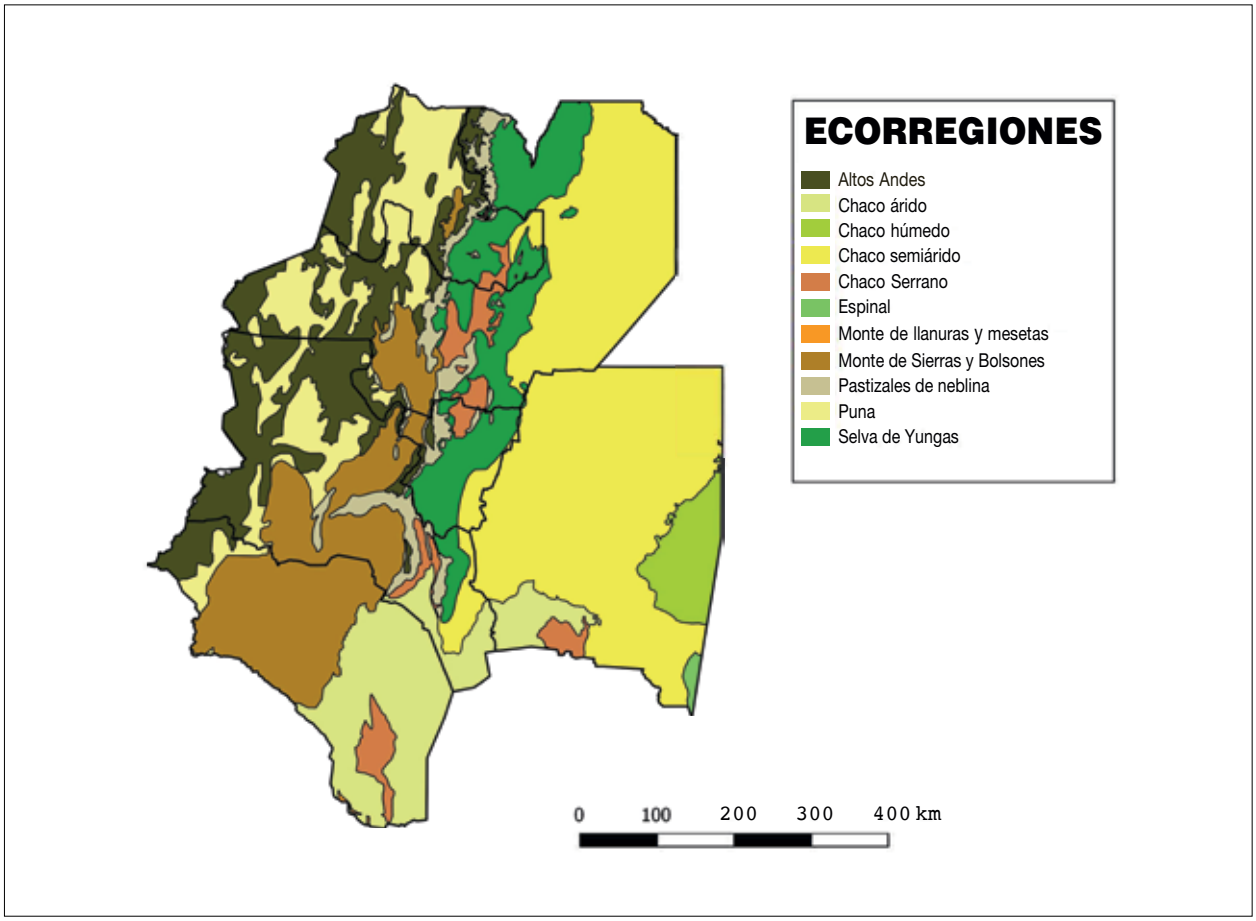

Figura 2: Ecorregiones y Sub-ecorregiones presentes en el NOA. Nótese que la ecorregión del Chaco esta subdividida en las sub-ecorregiones del Chaco Serrano, Chaco Árido y Chaco Semiárido.

humano, riego y recreación) (Tomasi *et al.,* 2010; Salas y Soria, 2011; Avalos Álamo y Salas, 2016; Saracho *et al.,* 2003 y 2006). Esta combinación de indicadores señaló que la calidad del agua en ambas ocasiones resultó satisfactoria, con variaciones estacionales en la misma, y se recomendó su uso para riego y recreación. Sin embargo, para el uso para consumo humano se recomendó aplicar procesos de potabilización.

En las zonas áridas del oeste de las provincias de Catamarca y La Rioja, Hankel *et al.,* (2018) aplicaron varios índices bióticos basados en macroinvertebrados además del BMWP' (IBSSL, ElPT, IBY4, EPT y ASPT') en 12 ríos para evaluar la eficiencia de los mismos en ambientes que no presentaban alteraciones visibles de impacto antrópico. Los índices aplicados calificaron a todos los sitios como impactados, aunque ninguno de los sitios muestreados podría ser catalogado como fuertemente contaminado. Los resultados indican que estos índices no responden a las características de estos ríos, mayormente pobres en cuanto a comunidades acuáticas, ya que su cálculo está fuertemente relacionado con la riqueza de las comunidades. Posteriormente, se realizaron estudios en la subcuenca del río Lules en la provincia de Tucumán utilizando insectos acuáticos junto con el BMWP' y ASPT' (Fernández *et al.,* 2002; Barrionuevo *et al.,* 2007; Fernández *et al.,* 2009; Romero *et al.,* 2011). Por ejemplo con la aplicación del Índice EPT calculado sobre el número de especies presentes de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Klemm *et al.,* 1990). Este índice demostró una mayor sensibilidad que los otros a las alteraciones antrópicas, pero se encontró que su aplicación es complicada ya que se requiere de un muy buen conocimiento taxonómico de estos grupos.

También fueron desarrollados para la región de las Yungas nuevas propuestas de índices como el que considera la presencia de una familia de Coleoptera (Elmidae) junto con Plecoptera y Trichoptera o ElPT (Von Ellenrieder, 2007). Este índice surge a partir de la observación que en áreas bien conservadas de los arroyos la proporción de individuos de Elmidae y Plecoptera y el número de taxones de Trichoptera, difieren significativamente de aquellos arroyos ubicados en áreas modificadas, sugiriendo que un índice ElPT podría ser un componente útil para la evaluación del estado ecológico de estos ambientes. Posteriormente y con la finalidad de brindar una herramienta sencilla y útil para

programas de educación ambiental en las escuelas, se desarrolló el índice Biótico de las Yungas (IBY-4), que utiliza la presencia de Elmidae (Coleoptera), Plecoptera, Megaloptera y Trichoptera (Dos Santos *et al.,* 2011 y Dos Santos y Reynaga, 2015). Estas nuevas herramientas, combinadas con el BMWP' y ASPT' fueron rápidamente incorporadas para la evaluación de la calidad de agua en varios ríos de la cuenca Salí-Dulce, por ejemplo: para analizar los patrones de respuesta de la comunidad de macroinvertebrados de 4 ríos (Salí, Calimayo, De la Cruz, y Hollinado) a la acción de efluentes de industrias citrícolas y papeleras (Powell, 2011). Otro ejemplo vinculado a la aplicación de indicadores bióticos lo encontramos en el estudio realizado por García (2012), que utilizó varios índices (BMWP', ASPT', EPT, IBY-4 y ElPT), para evaluar la calidad del agua en cinco ríos (Jaya, Solco, Pueblo Viejo, Seco y Famaillá) que presentan cambios como consecuencia de los usos de suelo y la contaminación difusa. Los resultados indican que el índice más eficiente es el IBY-4 ya que los otros no son sensibles a la contaminación difusa. En los mismos ríos se combinaron estos índices junto con el índice de calidad de aguas (ICATUC) que contempla parámetros fisicoquímicos para calidad de vida acuática (Rolandi *et al.,* 2014). Los resultados demostraron que los valores obtenidos para los diferentes índices se corresponden con aguas de buena calidad para las cuencas estudiadas y que la combinación en el uso del ICATUC y los índices bióticos permitió una mejor valoración en la calidad de las aguas. También se combinaron estos con índices de calidad de áreas ribereñas como el Riparian Quality Index (QBR) (Munné *et al.,* 2003) y su modificación para la Patagonia denominado (QBR-MR) (Kutschker *et al.,* 2009) para analizar las comunidades acuáticas en relación a la integridad de los bosques de ribera en un río de la provincia de Tucumán (Quiroga *et al.,* 2011). Esta combinación demostró ser muy eficiente y constituye un instrumento promisorio para identificar problemas en cuencas subtropicales. En Santiago del Estero donde la calidad del agua del río Dulce está determinada directamente por el Embalse de Río Hondo, se aplicaron varios índices como el BMWP' junto con el índice biológico a partir de macroinvertebrados adaptado a los ríos pampeanos (IMRP) (Rodríguez-Capítulo, 1999) y el Índice Biótico de Familias (IBF) (Hilsenhoff, 1983) para evaluar la calidad de agua (Leiva *et al.,* 2017). Los índices bióticos mostraron diferentes resultados, indicando el BMWP´ desde aguas contaminadas a aguas limpias, el IBF una calidad pobre a regular y el IMRP una muy buena calidad del agua.

En la provincia de Jujuy, en la subcuenca del río Bermejo, Gómez (2017) utilizó varios de estos índices para observar la influencia del entorno en el que se encuentran los bosques de ribera (cultivo, selva) sobre la dinámica de las comunidades acuáticas en los ríos: Ledesma, Sauzalito, Aguas Negras, Zora, Berro y Santa María. Curiosamente, encontró que los valores del BMWP', EPT y Riqueza taxonómica fueron mayores en los sitios con entorno de cultivos. Por lo tanto un entorno alterado no causaría un impacto en la comunidad acuática, ya que en sitios rodeados por cultivos aumenta la heterogeneidad ambiental (ej. charcas marginales y canales secundarios), registrándose especies adicionales típicas de estos ambientes.

Utilización de algas y otros organismos:

Mientras se utilizaban los macroinvertebrados o sólo los ensambles de insectos acuáticos como bioindicadores, en el NOA también se realizaban estudios con bacterias, algas planctónicas y zooplancton tendientes a evaluar el grado de contaminación antrópica generada por las actividades azucareras, alcoholeras, citrícolas, mataderos, papelera, etc., principalmente en el Embalse de Río Hondo y ríos tributarios de la cuenca Salí-Dulce (Tucumán y Santiago del Estero) (Tracanna *et al.,* 1994; Locascio *et al.,* 1997; Romero *et al.,* 1997; Seeligmann,1999; Mirande *et al.,* 1999; Seeligmann *et al.,* 1999; Mirande, 2001; Seeligmann *et al.,* 2001; Isasmendi *et al.,* 2002; Juárez *et al.,* 2002; Mirande y Tracanna, 2003 y 2005; Romero *et al.,* 2006; Díaz *et al.,* 2007; Seeligmann y Tracanna, 2009; Martínez de Marco y Tracanna, 2012). Los resultados con estos bioindicadores revelaron una fuerte variabilidad temporal principalmente entre los períodos prezafra y zafra. El período de mayor contaminación corresponde a este último y se caracteriza particularmente por el aumento de nutrientes, anoxia y altos registros de DBO, así como la presencia de euglenofitas, especialmente en las desembocaduras de los ríos. Los índices basados en riqueza del fitoplancton también mostraron ser muy útiles, destacándose las clorofitas por una mayor sensibilidad a los efectos de elevados contenidos de materia orgánica.

En la provincia de Salta también se aplicaron índices basados en microalgas del plancton principalmente en el Valle de Lerma, donde el crecimiento poblacional, tanto como el económico, dependen del recurso hídrico superficial. La región está irrigada por dos subsistemas de ríos principales: el Arias-Arenales y el Toro-Rosario, pertenecientes a la Alta Cuenca del Juramento (Moraña, 1998; Salusso, 1998; 2005; Salusso y Moraña, 2002a y 2002b). Los resultados indicaron que utilizando algas de diferentes grupos taxonómicos, se puede realizar una mejor diferenciación temporal-espacial de los sitios de marcada contaminación del resto, y se estableció la importancia de algunas para su posterior empleo en programas de monitoreo. En la Cuenca alta del río Bermejo también se utilizaron algas para determinar la calidad del agua (Moraña, 2013), y se encontró que la calidad estaba relacionada con el cambio en la abundancia de algunas divisiones algales (por ejemplo aumento de Bacillaríophyceae

y Cyanobacteria), revelando un desmejoramiento de las condiciones con un aumento de contaminantes durante los períodos de bajo caudal.

En la región NOA también se utilizaron otros bioindicadores como peces y aves. Por ejemplo en la provincia de Tucumán, Butí y Cancino (2005) detectaron la presencia de 10 especies de peces indicadoras de "integridad ambiental" en la cuenca del Río Salí, presentes en los ríos de la zona norte de la provincia de Tucumán y totalmente ausentes en los ríos de la zona sur. En otro estudio realizado en ríos y embalses Butí *et al.* (2015), evaluaron la acumulación de metales pesados y la biodiversidad de peces en relación con la contaminación, encontrando que en ambientes más poluidos hay menor riqueza de especies y diversidad y que están habitados por una especie dominante y generalista. El estudio encontró acumulaciones peligrosas de metales pesados en el hígado de *Oligosarcus jenynsii* (dentudo), de mercurio en la musculatura de *Hoplias malabaricus* (tararira) y *Salminus brasiliensis* (dorado) y de plomo en riñón de *Astyanax rutilus* (mojarra) y *Pimelodus albicans* (bagre) por lo que concluyen que debería restringirse el consumo de estas especies. Otro ejemplo de especies de peces indicadoras fueron señaladas por Fernández y Bechara (2010), quienes estudiaron la comunidad de peces del río Medinas (Cuenca Salí-Dulce) para establecer los efectos antropogénicos (efluentes de industria azucarera y urbanos) en un gradiente espacio-temporal. Los resultados de este estudio indicaron que en los períodos de estiaje, por efecto de la polución orgánica se genera baja concentración de oxígeno, lo que favorece aguas abajo el predominio de especies más tolerantes como *Astyanax asuncionensis, Otocinclus vittatus* y *Corydoras paleatus*.

En el embalse La Angostura, en un estudio realizado a lo largo de 13 años, Echevarría (2014) encontró que las aves también constituyen una importante herramienta como bioindicador para evaluar las condiciones ambientales frente a impactos antrópicos como los ocurridos en el embalse.

Como valoración final, en general el índice más utilizado en la región del NOA es el BMWP' por la facilidad de su aplicación y porque permite un diagnóstico puntual e instantáneo de la contaminación orgánica. Aunque el EPT demostró ser más eficiente y sensible especialmente a los sólidos totales presentes, su aplicabilidad está condicionada a un excelente conocimiento taxonómico que lo hace restrictivo a las capacitaciones de personal técnico de organismos gubernamentales. Por otro lado, la utilización de otras comunidades de organismos indicadores también es prometedora y contribuiría a evaluar los efectos producidos por los contaminantes sobre la biota.

En general, se concluyó que para la aplicación de algunos de estos índices es necesario todavía un mayor conocimiento de las comunidades biológicas, tanto en composición y estructura, así como en variaciones naturales, para ser empleado en el monitoreo de diferentes cuencas de la región. También sería importante contar con un mayor rango de condiciones ambientales para poder validarlos mejor. La información de todos los índices bióticos utilizados en la región del NOA se resume en la Tabla 2, Fig. 3.

Calidad biológica de la cuenca del río Salí

Las formas en las que se realizan los estudios de calidad biológica del agua no están estandarizadas, sino que dependen de muchos factores: características del equipo/investigador que lo realiza, estado del conocimiento de la biota, momento de realización del muestreo, objetivos, etc. Expondremos aquí la experiencia de los estudios que se realizaron en la cuenca del río Salí a lo largo del tiempo, como un ejemplo de cómo cambia la situación general (ambiental, de conocimiento, etc.) y cómo pueden variar los objetivos.

En el año 1992, debido al estado de los ríos de Tucumán y la falta de parámetros con los cuales evaluar su calidad biológica, se analizaron los posibles índices bióticos y la disponibilidad de bibliografía (claves para identificación de los organismos), para poder calcularlos, a fin de contribuir a determinar la calidad de agua en la provincia. A tal fin se utilizó una versión del BMWP (Hellawell, 1978) modificada por Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega (1988) debido a la ventaja que presenta este índice ya que permite utilizar identificaciones taxonómicas a nivel de familia, y en algunos casos de Suborden (Odonata) o aún de Clase (Gastropoda).

Dada la distribución de las industrias contaminantes y las posibilidades de acceso a los diferentes ríos, se establecieron los puntos de muestreos en lugares cercanos a las rutas principales, y en algunos casos aguas arriba y abajo del vertido de los efluentes (Fig. 4a). Se realizaron muestreos cualitativos con la técnica denominada como redes de pateo o Kicknet, con esfuerzo de búsqueda comparable hasta obtener una representatividad de taxones adecuada en cada lugar. Los datos obtenidos fueron organizados en planillas de taxones por río muestreado (Tabla 3). Posteriormente, se analizaron estos datos, teniendo en cuenta especialmente que muchos de los ríos, aunque cercanos geográficamente, tenían características fisiográficas y físico-químicas muy diferentes. Esto condicionaba naturalmente la constitución de la comunidad bentónica presente en cada lugar, y las diferencias "naturales" no debían ser mal interpretadas como producto de impacto ambiental. Por ello, se estableció cuáles serían los grupos esperados en cada tipo de río muestreado, y dentro de ellos las diferentes sensibilidades a las alteraciones antrópicas. Es

importante mencionar que la tabla original propuesta (Hellawell, 1978) y modificada por Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega (1988) estaba basada en organismos del hemisferio norte, algunos de los cuales no están presentes en la Argentina o sus requerimientos ecológicos son muy diferentes. Por ello, uno de los pasos más importantes fue la adaptación de las tablas a las características locales, tanto en sus componentes, como en los valores de cada organismo y los niveles de corte de cada categoría de calidad de agua. De esta manera, sobre la base de la bibliografía disponible, la realización de estudios complementarios sobre grupos específicos, extrapolaciones entre ríos semejantes en buen estado y calibración con los parámetros físico-químicos, se estableció una tabla de valores de los organismos presentes según su sensibilidad (Tabla 4), los que luego se integrarán para determinar las Clases de calidad de agua, que también se pueden presentar con diferentes colores en la representación cartográfica (Tabla 5). Con estos resultados se elaboró un mapa de calidad de agua en ríos de la provincia de Tucumán (Fig. 4b), clasificados en cinco categorías: 1, Aguas no contaminadas; 2, Aguas con algún grado de contaminación; 3, Aguas contaminadas; 4, Aguas muy contaminadas y 5, Aguas fuertemente contaminadas.

Uno de los problemas encontrados fue que los resultados obtenidos a partir del empleo del índice BMWP´ presentaban marcadas variaciones, cuyos valores caían fuertemente en verano, sin una concordancia con los parámetros físico-químicos. Esa disminución en los valores obtenidos se presentaba fundamentalmente por situaciones ambientales-biológicas compatibles con una buena calidad del agua. Por un lado, el aumento de caudal, que al ampliar la superficie del río disminuía la densidad ecológica de la fauna, y las crecidas violentas que removían una parte importante de la comunidad. Por otro lado, las emergencias masivas estacionales de adultos de hábitos aéreos de muchas especies, resultaban en que solo quedaran estadios inmaduros pequeños o huevos en el cuerpo de agua, que escapaban a los métodos de muestreo utilizados. Años más tarde Fernández *et al.* (2002, 2006) exploraron otros índices para solucionar este problema y aplicaron el ASPT´ que se comportó de una manera mucho más estable. Esto se debe a que el mismo divide el resultado obtenido (puntaje) en el total de los taxones involucrados por lo que se presentan menos fluctuaciones en los resultados a lo largo del año.

En el año 2016 durante el 7º Congreso Argentino de Limnología realizado en la ciudad de San Miguel de Tucumán, se discutieron los resultados de los estudios sobre la calidad del agua de los ríos de la cuenca del Salí desde una perspectiva histórica. Allí, representantes de la Dirección de Medio Ambiente de la Provincia de Tucumán (González, 2016) expusieron sus resultados, destacando una mejora sustancial en la calidad química del agua. Por otro lado, otro integrante de la mesa panel presentó un análisis comparativo de la calidad biológica del agua en un período reciente (2014-2015) con los obtenidos en los años 1992-1993 (Domínguez *et. al.*, 2016). Los resultados de ambas exposiciones difirieron notablemente. Por otra parte, debido a un juicio iniciado por la provincia de Santiago del Estero contra los industriales tucumanos responsables de la contaminación, la provincia de Tucumán realizó un gran esfuerzo para llevar adelante un plan de reconversión industrial de "Producción Limpia", por lo que esta nueva situación debería reflejarse en la calidad biológica de los ríos (Fig.4c). Así, al comparar el mapa obtenido de los períodos analizados a partir del empleo del BMWP' hay una aparente mejoría general de la calidad de agua de los ríos muestreados. En esta circunstancia también se consideró necesario incluir en la evaluación el ASPT' (BMWP/Número de taxa presentes) que contempla la riqueza del río. Al realizar una comparación de medias de los valores obtenidos con el ASPT', se observa su fluctuación (Fig. 5), pudiéndose concluir que la condición de los siguientes ríos empeoró: Vipos, Acequiones, Salí, Gastona, Graneros, Pueblo Viejo y Famaillá. Al mismo tiempo existe una mejora notable en la calidad del agua en los ríos Medinas, Chico (Tramo Inferíor) y Balderrama, con una leve mejoría en el arroyo Calimayo y el Colorado (Tramo inferíor). Al tener en cuenta el contexto más amplio que determina la "condición ecológica" de los ríos, se observa un deterioro muy marcado en el "entorno" de los cuerpos de agua (Fernández, 2017). Por un lado, en general disminuyeron los efluentes que vuelcan los ingenios a los ríos, pero por otro los problemas que no eran tan importantes en el pasado tomaron mayor relevancia. Por ejemplo, se instalaron numerosos basurales que se establecieron sin ningún tipo de control en los márgenes de ríos y arroyos tales como Choromoro y Graneros (Fig.6). Adicionalmente, se observó una mayor extracción de agua para riego (Fig. 7), sin una aparente coordinación centralizada para su manejo. Esto ha ocasionado grandes disminuciones en los caudales, afectando estacionalmente a ríos como: Vipos, Acequiones y Choromoro en el norte de la provincia y Pueblo Viejo y Colorado en el sur (Fig. 8). De esta manera, a pesar que existe una disminución significativa de algunos contaminantes, se produjo una merma equivalente en el caudal, por lo que la diferencia final en la calidad ecológica del agua no se ha recuperado sustancialmente. En otros casos, la situación de contaminación extrema se mantuvo, como en el caso del Arroyo Calimayo, el cuerpo de agua históricamente más contaminado de la provincia de Tucumán (Fig. 9). Como conclusión se desprende la importancia de encarar urgentemente la protección integral de las cuencas debido a que un gran esfuerzo focalizado en la disminución de la contaminación industrial, puede ser neutralizado por el creciente deterioro general de la cuenca, o la extracción sin control de agua.

Tabla 2. Distintos Índices bióticos utilizados en la región Noroeste de Argentina.

ÍNDICE	AUTORES	BIOINDICADOR	PROVINCIA	RÍOS/EMBALSES	REFERENCIAS
Biological Monitoring Working Party BMWP	Alba-Tercedor y. Sánchez-Ortega, (1988); Domínguez y Fernández, (1998)	Macroinvertebrados	Tucumán, Catamarca, La Rioja; Salta y Jujuy	Cuenca Salí-Dulce; Cuenca Bermejo; Cuenca Pasaje-Juramento; Río del Valle; El simbolar; Ríos oeste de la Rioja	Domínguez y Fernández (1998); Burgos *et al*. (2002); Fernández *et al*. (2002, 2009); Barrionuevo *et al.* (2007); Von Ellenrieder (2007); Tomasi *et al*. (2010); Garaventa *et al*. (2010); Salas y Soria (2011); Quiroga *et al.* (2011); Romero *et al*. (2011); Dos Santos *et al*. (2011); Colla *et al*. (2013); Gómez *et al*. (2014); Ruiz *et al.* (2014); Rolandi *et al.* (2014); Zelarayán y Salas (2014); Hankel (2015); Ávalos y Salas (2016).
Average Score Per Taxon ASPT	Walley &Hawkes, (1997)				Fernández *et al*. (2002); Barrionuevo *et al.* (2007); Fernández *et al*. (2009); Quiroga *et al*. (2011); Romero *et al*. (2011); Dos Santos *et al.* (2011); Zelarayán y Salas (2014); Rolandi *et al.* (2014); Hankel (2015); Ávalos y Salas (2016).
Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera EPT	Klemm *et al.*, (1990)	Insectos	Tucumán, Salta y Jujuy	Cenca Salí- Dulce; Cuenca Bermejo	Fernández *et al*. (2002); Barrionuevo *et al.* (2007); Fernández *et al*. (2009); Quiroga *et al*. (2011); Romero *et al*. (2011); Dos Santos *et al.* (2011); Von Ellenrieder (2007); Pizzolini *et al.* (2012); Rodriguez *et al*. (2016).
Coefficient of Community Loss CCL	Courtemanch y Davies (1987)	Macroinvertebrados	Tucumán	Cuenca Salí-Dulce	Fernández *et al*. (2009).
Indice BióticoYungas-IBY-4	Dos Santos *et al.* (2011)	Insectos	Tucumán; Jujuy; La Rioja	Cuenca Salí- Dulce, Río Yala y El Morado; Ríos oeste de la Rioja	Dos Santos *et al*. (2011); Vargas Rodríguez *et al*. (2012, 2013); Ruiz *et al.* (2014); Rolandi *et al.* (2014); Butí *et al*. (2015); Hankel (2015).
Elmidae, Plecoptera, Trichoptera EIPT	Von Ellenrieder, (2007)	Insectos	Salta, Jujuy	Cuenca del Bermejo Cuenca Juramento	Von Ellenrieder (2007); Vargas Rodríguez (2012, Hankel (2015).
Indice Biótico de las Sierras de San Luis IBSSL	Vallania *et al*. 1996	Macroinvertebrados	La Rioja	Ríos oeste de La Rioja	Hankel (2015).
Indice Biótico de Familias IBF	Hilsenhoff (1982)	Macroinvertebrados	Catamarca, Salta	Cuenca Juramento, Río del Valle, Rio Las Juntas	Zelarayán y Salas (2014).
Del Saprobios IS	Pantle y Buck (1955)		Tucumán,Salta	Cuenca Salí- Dulce, Cabra Corral y El Tunal- Salta	Salusso (1998); Mirande (2001); Seeligmann *et al.* (2002); Salusso y Moraña (2002); Mirande y Tracanna (2003).

▶ **Tabla 2.** Distintos Índices bióticos utilizados en la región Noroeste de Argentina.

ÍNDICE	AUTORES	BIOINDICADOR	PROVINCIA	RÍOS/EMBALSES	REFERENCIAS
Criterio de Saprobicidad	Sládecek, (1973)	Fito y zooplancton	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Locascio de Mitrovich *et al.* (1997); Juarez *et al.* (2002).
Déficit de especies Ds	Kothé (1962)	Algas	Tucuman, Salta	Cuenca Salí- Dulce Alta Cuenca Río Juramento	Salusso (1998); Salusso y Moraña (2002); Mirande y Tracanna (2005).
Diatom Assemblage Index to organic pollution DAIpo	Watanabe *et al.* (1990)	Algas	Salta	Alta Cuenca Río Juramento	Salusso (1998); Salusso y Moraña (2002); Apumaita *et al.* (2016).
Diatomeas Pampeano IDP	Gómez & Licursi (2001)	Algas	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Mirande y Tracanna (2005).
Diatomeas Pampeano modificado IDPm	Licursi y Gómez (2003)	Algas	Tucumán	Arroyo Mista y Calimayo	Taboada (2017).
Compuesto cianofitas + clorococcales + centrales + euglenales/ desmidiales	Nygaard (1949)	Algas	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Mirande y Tracanna (2005).
Euglenal euglenales/ cianofitas +clorococcales	Nygaard (1949)	Algas	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Mirande y Tracanna (2005).
Centrales/Pennales Ce/Pe	Nygaard (1949)	Algas	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Seeligmann (1999); Mirande y Tracanna (2005).
Clorofitas / Diatomeas Clo/Dia	Nygaard (1949)	Algas	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Seeligmann (1999); Mirande y Tracanna (2005).
Indice de Contaminación por materia orgánica ICOMO	Ramírez González & Viña Vizcaíno, (1998)	Coliformes Totales, DBO5 y Oxígeno Disuelto	Tucumán	Arroyo Mista y Calimayo	Taboada (2017).

▶

▶ **Tabla 2.** Distintos Índices bióticos utilizados en la región Noroeste de Argentina.

ÍNDICE	AUTORES	BIOINDICADOR	PROVINCIA	RÍOS/EMBALSES	REFERENCIAS
Especies indicadoras	Gannon & Stemberger, (1978). Seeeligmann *et al.* (2001), Butí y Cancino (2016)	Algas; zooplancton, peces, aves	Tucumán y Jujuy	Lagunas de Yala, Río Chico, Arroyo Calimayo, Cuenca Salí-Dulce	Villagra de Gamundi *et al.* (2008); Fernández y Bechara (2010); Vargas Rodríguez *et al.* (2010); Taboada y Tracanna (2014); Echevarria (2014); Butí *et al.* (2015).
Indicadores Microbiologicos IM		AMT (aerobios mesófilos totales), CT (bacterias coliformes totales) y CF(coliformes fecales). (CTerm), Coliformes Termotolerantes y (EF) Estreptococos Fecales	Tucumán, Salta, Jujuy; Catamarca	Cuenca Juramento; Bermejo y Sali- Dulce	González y Domínguez (1994); Tracanna *et al.* (1994); Locascio de Mitrovich *et al.* (1997); Romero *et al.* (1997); Mirande *et al.* (1999); Arjona *et al.* (2001); Luna *et al.* (2002); Salusso y Moraña (2002 a, b); Seeligmann *et al.*(2002); Saracho *et al.* (2003. 2006); Pasculli *et al.* (2004); Salusso (2005); Romero *et al.* (2006); Tomasi *et al.* (2010); Giunta *et al.* (2011).
Indicadores de calidad bacteriológica (*Escherichia coli*) EC	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA)	Bacterias	Catamarca	Río del Valle	Saracho *et al.* (2003)
Indice de Calidad de Agua ICA	Brown, 1970	Coliformes fecales + (pH,NTU,DBO5,SDT, Nitratos, fosfatos, OD,T°)	Tucumán; Salta	Río Gastona; Rìo Mojotoro	Moraña y Salusso (1999); Díaz *et al.* (2007)
Riparian Quality Index-Mountain Rivers QBR-MR	Kutschker *et al.*, (2009)	Bosque de Ribera	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Quiroga *et al.* (2011).
Riparian Quality Index QBRy index	Sirombra y Mesa, (2012)	Bosque de ribera	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Sirombra *et al.* (2012); Alderete y Sirombra (2012); Fernández *et al.* (2016).

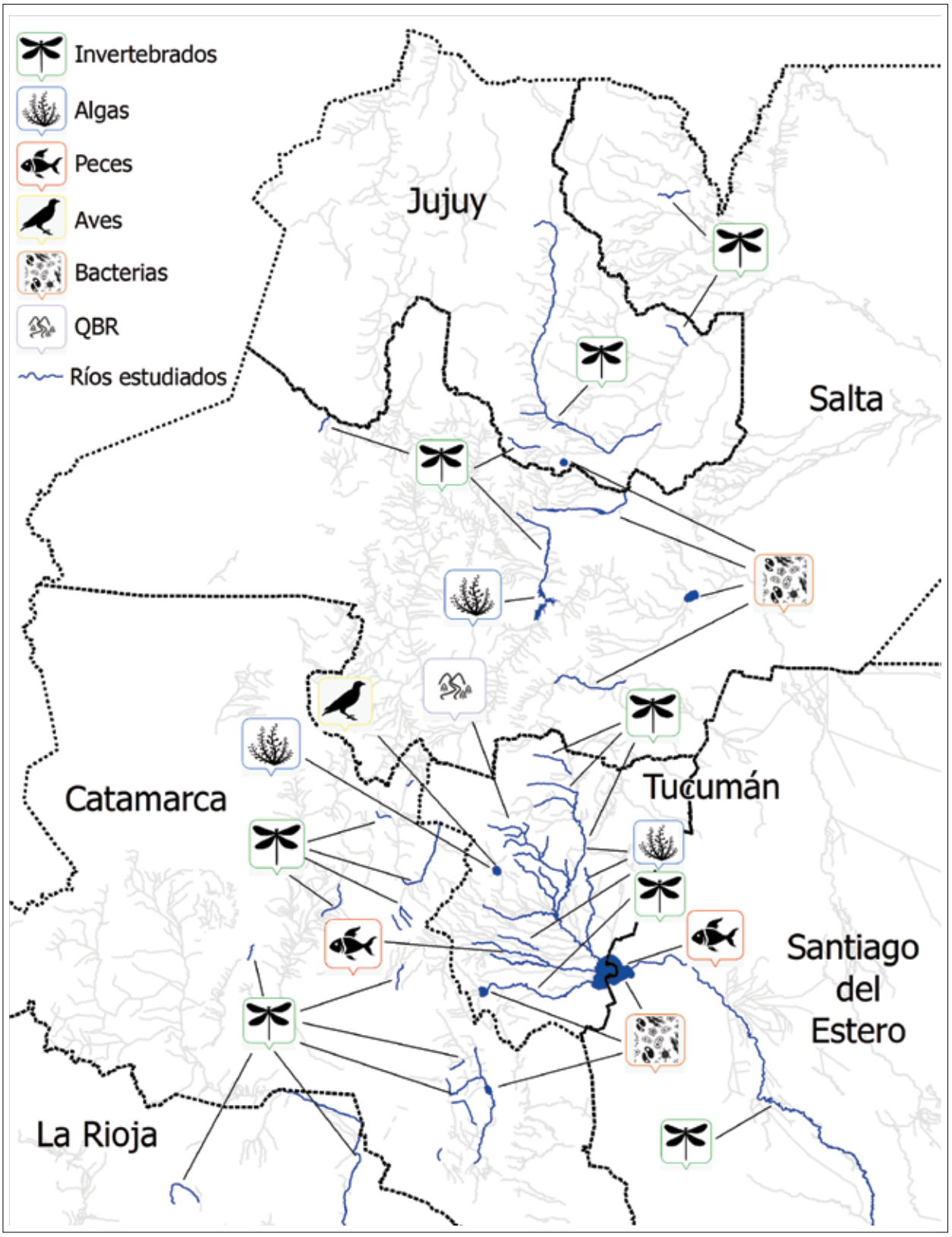

Figura 3: Ríos del NOA estudiados e índices aplicados.

Tabla 3. Distribución de taxones en los sitios de muestreo en Primavera, 1992. Modificado de Domínguez y Fernández, 1998. Ephemeroptera: a, *Americabaetis*, *Callibaetis*; b, *Americabaetis*; c, *Camelobaetidius*; d, *Leptohyphes*, *Tricorythodes*; e, *Leptohyphes*; f, *Tricorythodes*. Observaciones:*, larvas y adultos; +, larvas; @, adultos. Números de sitios como en Figura 4 A.

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		
Tricorythidae	d	d	d	f	d	d		d						d	d		
Oligoneuriidae	+			+													
Leptophlebiidae	+			+	+	+		+						+			
Plecoptera																	
Perlidae	+																
Trichoptera																	
Leptoceridae	+													+	+		
Hydroptilidae																	
Rhyacophilidae	+		+					+									
Odonata																	
Anisoptera				+	+									+	+		
Zygoptera					+									+	+		
Megaloptera	+																
Coleoptera																	
Staphylinidae								@		@							
Elmidae	@	@	@	@				@									@
Dytiscidae		+															
Psephenidae	+																
Diptera																	
Dolichopodidae			+														
Chironomidae	+				+			+		+			+		+		+
Simuliidae													+				
Ceratopogonidae																	+
Empididae														+			
Oligochaeta					@					@				@			@
Crustacea																	
Palaemonidae								@									
Copepoda					@												
Hydracarina								@									
Mollusca					@												

Tabla 4. Puntuaciones asignadas a los diferentes taxones de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP' (modificado de Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Domínguez y Fernández, 1998). Actualizados con datos 2019.

TAXON	PUNTAJE
Leptophlebiidae	10
Perlidae, Gripopterygidae	
Corydalidae	
Libellulidae	
Leptoceridae	
Psephenidae	
Crambidae	9
Leptohyphidae, Glossosomatidae, Odontoceridae Philopotamidae Chironomidae (Podonominae y Orthocladinae) Odonata (varias fam.)	8
Rhyacophilidae, Limnephilidae	7
Hydroptilidae	6
Unionidae, Lymnaeidae,	
Oligoneuriidae, Caenidae	5
Elmidae, Staphylinidae	
Hydropsychidae	
Tipulidae, Simuliidae	
Mycetopodidae	
Baetidae,	4
Haliplidae	
Tabanidae, Dixidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Ceratopogonidae, Psychodidae	
Palaemonidae, Aeglidae	
Hydracarina	
Dytiscidae, Hydrophilidae Physidae, Planorbidae, Ancylinae	3
Trichodactylidae, Ostracoda, Copepoda	
Hemiptera (varias fam.)	
Hirudinea	
Culicidae, Ephydridae Ampullariidae	2
Oligochaeta Chironomidae (Chironominae, rojos)	1

Tabla 5. Clases de calidad, significación de los valores de BMWP' y colores utilizados en la representación cartográfica.

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

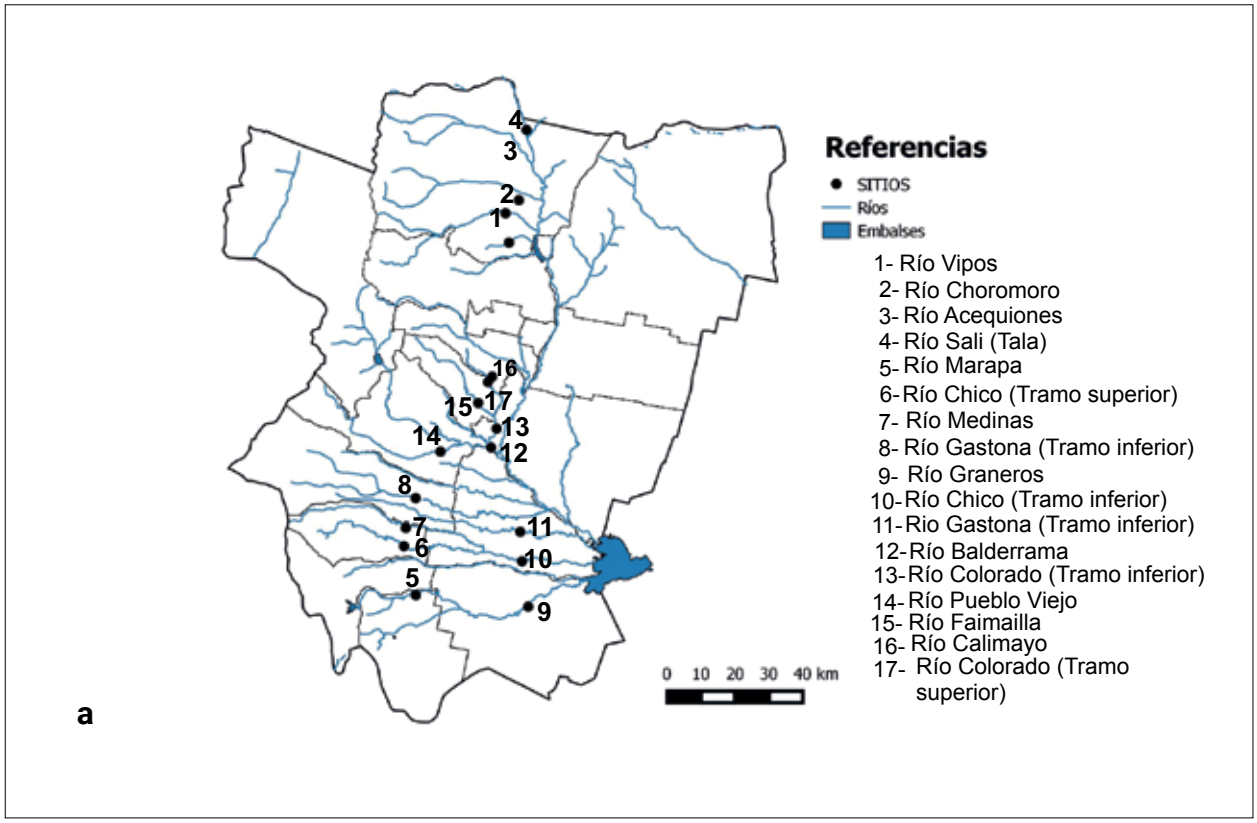

Figura 4a: Localización de las estaciones de muestreo en la provincia de Tucumán.

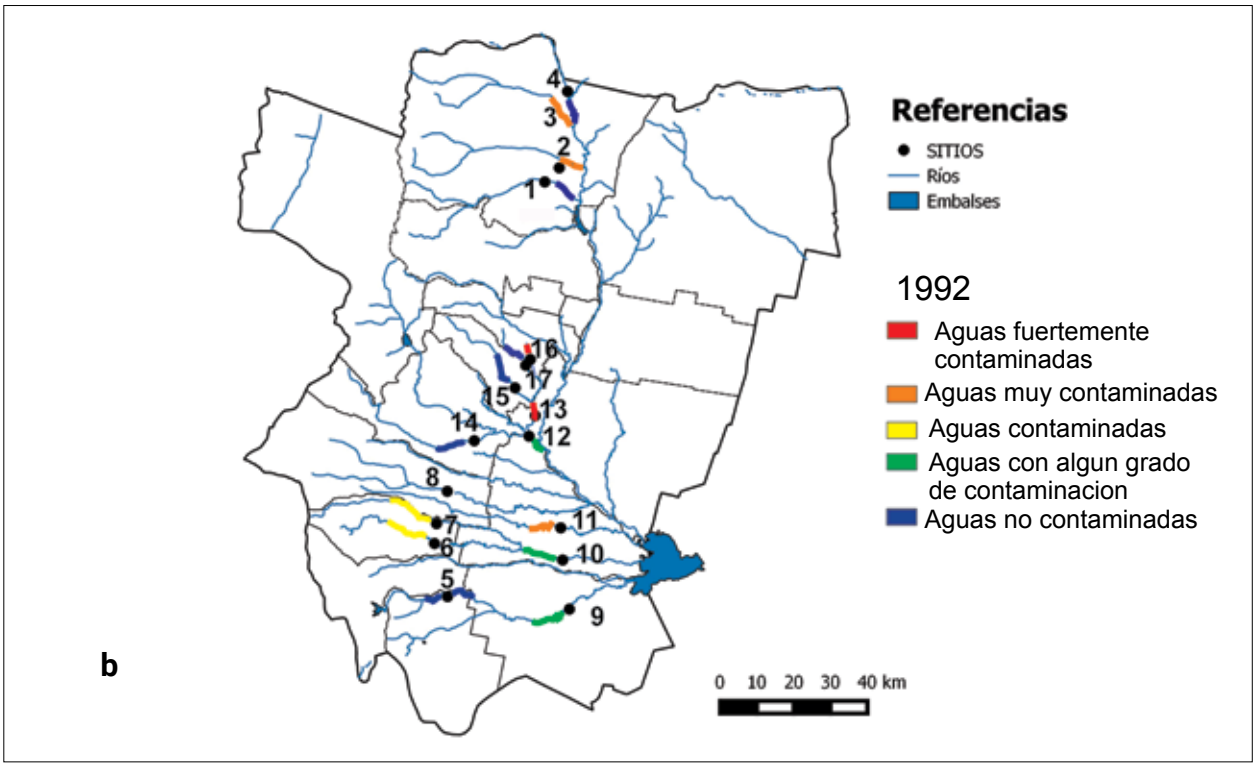

Figura 4b: Mapa de Calidad (promedio) del agua en los diferentes ríos de Tucumán en el año 1992-93. Tomado de Domínguez y Fernández, 1998.

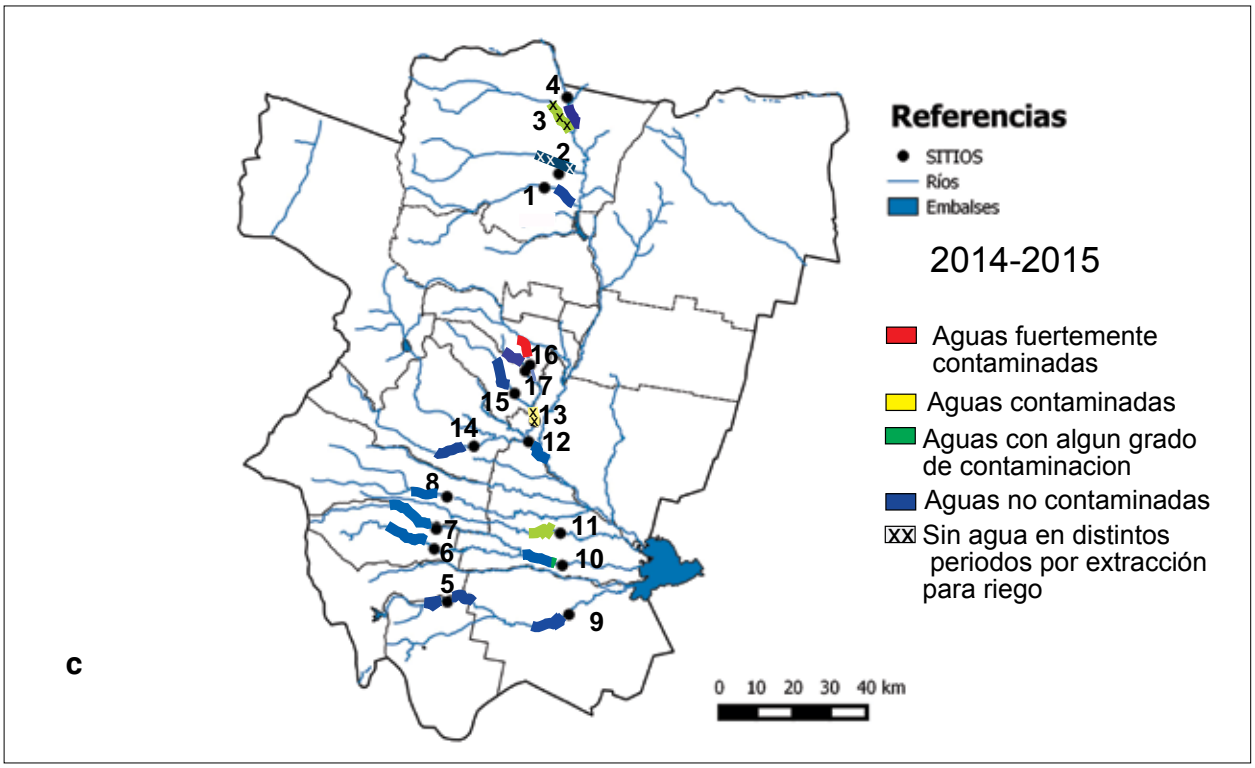

Figura 4c: Mapa de Calidad del agua en los diferentes ríos de Tucumán, período 2014-2015.

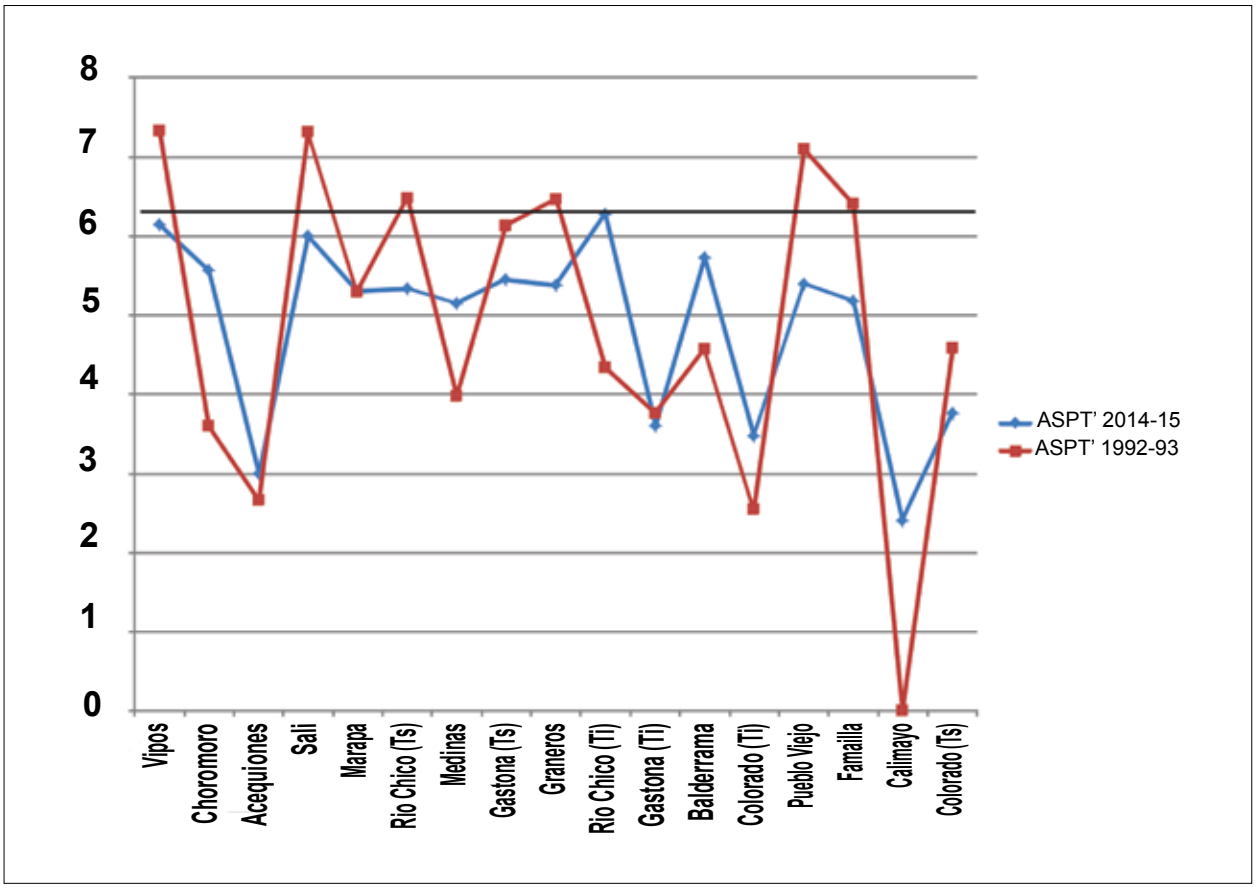

Figura 5. Comparación ASPT 1992-93 con 2014-2015. Media período 1992-93= 4,8 (n= 51); media período 2014-15= 4,9 (n= 67).

Figura 6. Río Choromoro. Deterioro de los márgenes y volcado de basura.

Figura 7. Río Pueblo Viejo. Toma de agua, a la izquierda.

Figura 8. Río Vipos. Disminución drástica de caudales por extracción de agua.

Figura 9. Arroyo Calimayo. Nótese la espuma y el color del agua.

Conflictos y Monitoreo Ambiental Permanente

Son muchas las actividades antrópicas que han afectado la calidad ecológica de la cuenca del río Salí incluida la calidad de agua, entre las que se destacan: efluentes de la industria azucarera y papelera, destiladoras de alcohol, actividades citrícolas y frigoríficos, generación de residuos sólidos urbanos, cloacales y patogénicos, efluentes mineros, agricultura, ganadería, actividades de servicios, entre otras (García *et al.,* 2007). El ingreso del agua de este río con alto contenido de materia orgánica y otros contaminantes al embalse de Río Hondo provocan mortandades masivas de peces y la aparición de floraciones de algas, algunas tóxicas. También la emanación de olores por descomposición de materia orgánica afectó, en varias ocasiones, la actividad turística de la ciudad de Río Hondo que tiene en esa actividad su principal fuente de ingresos. Se produjeron frecuentes episodios de tensión y reclamos entre las autoridades provinciales. En agosto de 2010 grandes cantidades de peces murieron en el embalse, la gravedad de la situación generó una severa reacción del Gobierno de Santiago del Estero a través del Ministerio del Agua y Medio Ambiente y la Defensoría del Pueblo, que impulsaron distintas presentaciones judiciales para que "las industrias tucumanas tratasen sus residuos antes de verterlos a los ríos afluentes de la cuenca". Estas acciones incluso llegaron a la Corte Suprema de Justicia de la Nación donde se presentó documentación que comprometía a 15 ingenios tucumanos.

Esta situación fue el comienzo de acciones tendientes a la recuperación de las 35.000 ha del embalse de Río Hondo y a partir del año 2012 la provincia de Santiago del Estero conjuntamente con la de Tucumán y Córdoba comenzaron un monitoreo permanente de todos los tributarios que aportaban al embalse. En este monitoreo participan profesionales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, de la Secretaria de estado de Medio Ambiente de la provincia de Tucumán; profesionales de la Dirección Provincial de Aguas y Saneamiento de Córdoba (DIPAS) así como de la Universidad Nacional de esta provincia. Esta medida constituyó el origen del denominado Monitoreo Ambiental Permanente con la finalidad de que en caso de detectar alteraciones en la calidad del agua inmediatamente da aviso a las autoridades de aplicación de la provincia de Tucumán. En esa situación se procede a realizar las sanciones y multas correspondientes, ya que debido a las características del monitoreo permite identificar a la/s empresa/s que realizaron el vertido. Esta acción conjunta permitió hasta el presente la mejora de la calidad ecológica del embalse y su calidad de agua ya que no se registraron nuevos episodios graves de contaminación, demostrando la efectividad del monitoreo.

Los monitoreos se realizan en forma sistemática y periódica, durante todo el año y con más frecuencia en el período comprendido entre mayo y noviembre, durante el cual se desarrollan habitualmente las zafras azucarera-alcoholeras y citrícolas en Tucumán. En campo, se miden parámetros físico-químicos indicadores de la calidad del agua y colectan muestras de agua que son llevadas a laboratorios especializados para el análisis de parámetros físicos, químicos y bacteriológicos. Los equipos de trabajo están constituidos como se dijo anteriormente por profesionales de la Universidad de Santiago del Estero; DIPAS y la Universidad Nacional de Córdoba además de expertos que conforman el Grupo de Gestión a Tiempo Real (GGTR) del Comité de la Cuenca Interjurisdiccional Salí-Dulce. Todos ellos realizan el monitoreo mensual de la calidad de las aguas de los recursos hídricos de toda la cuenca en el embalse de Río Hondo, sus tributarios tucumanos (río Salí y afluentes, Río Medina/Chico, Arroyo Matazambi, río Marapa y canal de desagüe pluvial Troncal) y el Río Dulce, desde sus nacientes en las Termas de Río Hondo hasta el límite entre Santiago y Córdoba, previa a su desembocadura en los bañados de la Laguna de Mar Chiquita.

También en la Provincia de Tucumán, por medio del Centro de Interpretación y Monitoreo Ambiental (CIMA) de la Secretaria de Estado de Medio Ambiente, se realizan

desde marzo de 2006 monitoreos mensuales de efluentes mineros y calidad de agua. Los cursos de agua y lugares en los cuales se lleva a cabo el monitoreo son Canal DP2, Arroyo La Perdiz, ríos Salí, Lules, Colorado, Famaillá, Aranillas, Romano, Pueblo Viejo, Seco, Gastona, Medinas y Las Cañas. Los análisis son efectuados por el laboratorio del Departamento de Fiscalización Sanitaria del Sistema Provincial de Salud (SiProSa) y los resultados son almacenados en una base de datos para posterior interpretación (MDP-GT-Informe de Gestión, 2011-2015).

La ejecución de programas especiales públicos y privados que se llevan continuamente adelante en la cuenca alta y la auto-depuración que caracteriza a los recursos acuáticos de la cuenca Salí-Dulce, son los responsables principales de la buena calidad bacteriológica hallada en sus aguas (MAYDS-IEA, 2016). A pesar de la importancia de estas iniciativas, hasta ahora no se emplearon biomonitores (exceptuando indicadores bacterianos de interés sanitario, que se utilizaron por su relación directa con la salud humana), lo que impide tener una información directa de cómo se ven afectadas las comunidades biológicas.

Sobre un total de 510 análisis bacteriológicos (coliformes totales y fecales) de muestras recolectadas en 69 campañas que el GGTR del Comité de la Cuenca Salí-Dulce realizó en el embalse de Río Hondo y al Río-Dulce (Junio 2011 - Mayo 2016) se concluyó que, en general, sus aguas mostraron una buena calidad bacteriológica. Los valores obtenidos no superaron las normas internacionales en un 90% de los casos. Sin lugar a dudas la opinión pública ha tenido un rol importante para motorizar la acción conjunta de monitoreo, control y vigilancia de las provincias involucradas en la cuenca Salí-Dulce. Así, lo que hoy se está transformado de a poco en un proceso de inclusión de todos los "actores" involucrados en la problemática de la calidad ecológica de la cuenca del río Salí, a través de la búsqueda de la participación social, es lo que podrá hacer posible llegar alguna vez a la gobernanza del agua (Fernández, 2015). En ese sentido la presentación de aplicaciones para teléfonos celulares (apps) como herramienta educativa y participativa, para calcular calidad biológica del agua en ríos, es una opción interesante (Cochero, 2018). En nuestra región, el lanzamiento de una app (Agüita) desarrollada en colaboración entre Facultad de Ciencias Exactas y Tecnológicas de la UNT y docentes e investigadores del IBN (CONICET/UNT)-Facultad de Ciencias Naturales e IML ha despertado mucho interés en la opinión pública. Se abre así una nueva dimensión para la Provincia de Tucumán en lo que se llama ciencia ciudadana, ya que todos pueden involucrarse de modo sencillo en la captura de datos. Por lo tanto, responsablemente y mediante su participación, el ciudadano podrá entender los diferentes aspectos en los que se basa la ciencia para evaluar la calidad ambiental de los ríos y así producir resultados de interés para todos.

Conclusión

Consideramos que se ha recorrido un largo camino desde los primeros intentos de usar un método de evaluación biológica para diagnosticar la calidad ecológica de los ríos de la región. En tal sentido se avanzó con la aplicación de múltiples métodos y herramientas de biomonitoreo según fueran las preferencias por sofisticación, practicidad, precisión y confiabilidad de los índices hasta llegar a un puñado de métricas que se imponen por uso hoy. Al mismo tiempo cabe destacar el desarrollo paralelo de otras herramientas necesarias e indispensables para el uso de estos índices bióticos, como son las guías para la identificación de los macroinvertebrados acuáticos presentes en los ríos de la región. Es importante continuar asimismo con el estudio de otros organismos, como por ejemplo diatomeas bentónicas, indicadores del hábitat ribereño, etc., para posibilitar su uso en conjunto, o complementariamente con los índices ya disponibles, para asegurar visiones y diagnósticos más holísticos de estos problemas ambientales. En este escenario, con nuevos y efectivos puentes de comunicación entre los organismos de control provinciales y los grupos de trabajo de las universidades y CONICET podemos vislumbrar la meta de disponer de métricas apropiadas en un proceso iniciado en los años noventa del siglo pasado. Sin embargo, al aproximarnos a esta meta vemos que ya existe otro objetivo más allá y que apunta a la gobernabilidad del agua. Para ello deben establecerse políticas claras como una Directiva Marco del Agua al estilo europeo, con definiciones precisas sobre "estado ecológico" de las aguas superficiales, en este caso para la región. Por lo pronto ya tenemos los biomonitores para sumar a la "caja de herramientas" necesarias para monitorear nuestros ríos, una vez que su "muy buen estado ecológico" pueda ser definido.

Bibliografía

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.

Alderete, M. y M. Sirombra. 2012. Efectos antrópicos y sus consecuencias en la calidad de ecosistemas ribereños en ríos de montaña, sector norte de la sierra de San Javier, Tucumán. *Resúmenes XXV Reunión Argentina de Ecología*.

Apumaita, T.E., N. Vargas Rodríguez y N.I. Maidana. 2016. Diatomeas bentónicas altoandinas como potenciales indicadoras de cambios ambientales. *Acta Zoológica Lilloana,* 60 Suplemento: 12.

Arjona, R M., M. J. Silverio Reyes, A. Villagra de Gamundi, A.J. Filippin, P. E. Gómez, L.B. Salas, M.M. Dio, B.S. Sosa Varela y M.T. Pozzi. 2001. Condiciones ambientales actuales del dique Las Pirquitas, provincia de Catamarca. *Revista de Ciencia y Técnica,* 7 (10): 91-94.

Armitage, P.D., Moss D, Wright J.F. & Furse M.T. 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.

Ávalos Álamo, M., L. Salas. 2016. Macroinvertebrados bentónicos y calidad del agua en un tramo del Río del Valle (Catamarca, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana,* 60: 14.

Barrionuevo, M.A., F. Romero, M.G. Navarro, G. S. Meoni y H. R. Fernández. 2007. Monitoreo de la calidad del agua en un río subtropical de montaña: el río Lules Tucumán, Argentina). *VII Congreso Nacional del Agua CONAGUA*.

Brown, R. 1970. A Water Quality Index. Do we dare? *Water Sewage Works,* 11: 339-343 pp.

Burgos, G., S. Belmonte y V. Núñez. 2002. Calidad biológica del agua en las altas cuencas de los ríos Potreros, Arias y Vaqueros (Salta-Argentina). Resúmenes II Congreso iberoamericano de Ambiente y Calidad de Vida- Catamarca: 249.

Butí, C., F. Cancino. 2005. Ictiofauna de la Cuenca Endorreica del Río Salí-Dulce, Argentina. *Acta Zoologica Lilloana,* 49 (1-2): 9-39.

Butí, C., F. Cancino, S. Ferullo y C. Gamundi. 2015. *Diversidad y evaluación toxicológica de peces como indicadores de contaminación por mercurio, plomo, cadmio, cobre y arsénico, provincia de Tucumán, República Argentina.* Serie Conservación de la Naturaleza 20. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

Cochero, J. 2018. Appear: Una aplicación móvil de ciencia ciudadana para mapear la calidad de los hábitats acuáticos continentales. *Ecología Austral,* 28: 467-479.

Colla, M.F., I.I., César, & L.B., Salas. 2013. Benthic insects of the El Tala River (Catamarca, Argentina): longitudinal variation of their structure and the use of insects to assess water quality. *Brazilian Journal of Biology,* 73 (2): 357-366.

Courtemanch, D.L., S.P. Davies. 1987. A Coefficient of Community Loss to assess detrimental change in aquatic communities. *Water Research,* 21 (2): 217-222.

Díaz, M. Á., M. C. González y J. Pourrieux. 2007. Indicadores de calidad de agua: Método de cálculo propuesto - Dirección Recursos Hídricos, Tucumán-Argentina. *VII Congreso Nacional del Agua CONAGUA*: 1-13.

Domínguez, E. y H.R. Fernández. 1991. Informe preliminar sobre el estado de ciertos ríos en Tucumán. *Actas I Congreso regional del NOA y su medio ambiente.*

Domínguez, E. y 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 nº 12. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

Domínguez, E., H.R. Fernández, V.F. Romero y C. Molineri. 1997. Evaluación de la calidad del agua del río Medina, según el método de indicadores biológicos. *Actas VI Congreso del NOA y su medio ambiente.*

Dos Santos, D. A., C. Molineri, M. C. Reynaga & C. Basualdo. 2011. Which index is the best to assess stream health? *Ecological Indicators,* 11: 582-589.

Dos Santos, D. A., M. C. Reynaga. 2015. IBY-4: Una herramienta muy simple para biomonitoreo de ríos en el noroeste argentino; Instituto de Bio y Geociencias del NOA; *Temas de Biología y Geología del NOA,* 4(3): 53-56.

Echevarría, A. L.2014. Las aves acuáticas como indicadoras de problemas ambientales en el embalse La Angostura, Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana,* 58 (1): 44–56.

Fernández, H.R. 2015. From An Informed Public To Social Learning For Water Management: Is Argentina Cast Adrift? *International Journal of Social Science and Humanities Research,* 3 (2): 66-70.

Fernández, H.R. 2017. El "estado ecológico" como concepto para la gestión de la cuenca Salí-Dulce (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana,* 61 (2): 161-167.

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. 2009. Intermountain basins use in subtropical regions and their

influences on benthic fauna. *River Research and Applications,* 25: 181-193.

Fernández, H.R., E. Domínguez, F. Romero y M.G. Cuezzo. 2006. *La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino.* Serie Conservación de la Naturaleza 16, Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

Fernández, L., J. Bechara. 2010. An assessment of fish communities along a piedmont river receiving organic pollution (Aconquija Mountains, Argentina). *Acta Biológica Colombiana,* 15 (2): 1-35.

Fernández, R.D, S. J. Ceballos, A.L. González Achem, M.V. Hidalgo & H.R. Fernández. 2016. Quality and Conservation of Riparian Forest in a Mountain Subtropical Basin of Argentina. *Journal of Ecology,* Article ID 4842165, 10 pages.

García, M. G., M. V. Hidalgo y M.A. Blesa. 2007. Impacto del hombre sobre la calidad del agua en los humedales de la Cuenca del río Salí, Provincia de Tucumán, Argentina. En: D. S. Cicerone y M. V. Hidalgo (eds). *Los Humedales de la Cuenca del río Salí.* J. Buenos Aires: Baudino ed.

García, A.K. 2012. *Calidad Biológica del agua y uso de la Tierra en la Provincia de Tucumán, Argentina* (Tesis Doctoral) UNT. FCN e IML, Argentina.

Gannon, J. E. & R. Stemberger. 1978. Zooplankton (especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality. *Transaction of the American Microscopical Society,* 97 (1): 16-35.

Giunta, S., J. Escalante y M. Camacho. 2011. Evaluación de Algunos Parámetros de Calidad del Agua en el Embalse La Ciénaga, El Carmen, Jujuy, Argentina. *Ciencia,* 6 (23): 85-97.

Gómez, M.D. 2017. *La importancia de los Bosques de Ribera para el mantenimiento de la Biodiversidad en las Selvas Pedemontanas del NOA* (Tesis Doctoral) UNT. FCN e IML, Argentina.

Gómez, N. & M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology,* 5: 173-181.

Gómez, G.C., L.E. Neder de Román, C. Molineri y M.I. Zamar. 2014. Diversidad de insectos acuáticos de la cuenca del Río Grande, Jujuy, Argentina: análisis preliminar. *Biología Acuática,* 29:199.

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. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

González, M.C. 2016. Monitoreo de la provincia de Tucumán en la cuenca Salí Dulce. *Acta zoológica lilloana,* 60 (Suplemento): 99.

Hankel G.E. 2015. *Comunidades de macroinvertebrados bentónicos en ríos de la provincia de la Rioja, Argentina y su potencial uso en la bioindicación.* Tesina de Grado. UNT. FCN e IML. 43 pp.

Hankel, G.E., D. Emmerich y C. Molineri. 2018. Macroinvertebrados bentónicos de ríos de zonas áridas del Noroeste Argentino. *Ecología Austral,* 28: 435-445.

Hellawell, J.M. 1978. *Biological surveillance of rivers.* Water Research Center, Stevenage, U.K. 332 pp.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *The North American Benthological Society*, 7 (1): 65-68.

Isasmendi, S., Seeligmann, C., Martínez de Marco, S. y B. Tracanna. 2002. Flora diatomológica de un canal de descarga de efluentes mineros (Tucumán, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica,* 37: 41-49.

Juárez, J., A.Villagra de Gamundi, Z.López, M. I.Bocanera y A. Navarro. 2002. Consideraciones sobre la taxocenosis de ciliados en un proceso de tratamiento de un efluente citrícola (Tucumán, Argentina). *Ecología en Bolivia,* 37(1): 59-69.

Klemm, D.J., P. Lewis, F. Fulk, & J. Lazorchak. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Kothé, P. 1962. Der "Artenfehlbetrag", eineinfaches Gütekriterium und seine Anwendungbei biologischen Vorfluteruntersuchungen. *Deutsche Gewässerk undl Mittlelungen*, 6: 60-65.

Kutschker, A., C. Brand y M.L. Miserendino. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral,* 19: 19-34.

Leiva, M., Bonacina, E., Espeche, M.A. y L. Diodato. 2017. Aplicación de índices bióticos a invertebrados acuáticos asociados a macrófitas. 80° Reunión de Comunicaciones Científicas de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral.

Licursi, M. y N. Gómez. 2003. Aplicación de Índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática,* 21:31-49.

Locascio de Mitrovich, C., A. Villagra de Gamundi, B.C. Tracanna, C. Seeligmann y C. Butí. 1997. Situación Actual de la Problemática limnológica de los embalses de la

provincia de Tucumán (Argentina). Seminario Internacional sobre Evaluación de la calidad de pequeños cuerpos de agua en los trópicos y subtrópicos de Sudamérica, La Paz, Bolivia.

Luna, D.S., M.M. Salusso y B. L.Moraña. 2002. Procesos de Autodepuración en Ríos y Embalses del Noroeste Argentino (Salta y Tucumán). Congreso Regional de Ciencia y Tecnología NOA. Sección: Ciencias Naturales. Secretaría de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional de Catamarca. 1-12 pp.

Martínez de Marco, S. y B. C. Tracanna. 2012. Variaciones temporales del fitoplancton de los ríos tributarios y emisario del embalse Celestino Gelsi (Tucumán, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica,* 47 (3-4): 323-340.

Ministerío de Desarrollo Productivo, Gobierno de Tucumán (MDP-GT). 2015. Informe de Gestión 2011-2015. www.tucuman.gov.ar

MAYDS-IEA-Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2016. Informe del estado del ambiente.

Mirande, V. 2001. *Dinámica del fitoplancton del río Gastona (Tucumán, Argentina) en relación a la calidad de sus aguas* (Tesis Doctoral). FCN e IML, UNT, Argentina.

Mirande, V., N. Romero., M. A. Barrionuevo, G. S. B Meoni, M. G. Navarro, M. C. Apella & B. C.Tracanna. 1999. Human impact on some limnological characteristics of the Gastona River (Tucumán, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia,* 11: 101- 110.

Mirande, V. y B. C. Tracanna. 2003. El Fitoplancton del río Gastona (Tucumán, Argentina) y su relación con la Calidad del Agua. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica,* 38 (1-2): 51-64.

Mirande, V.y B. C. Tracanna. 2005. Fitoplancton de un río del noroeste argentino contaminado por efluentes azucareros y cloacales. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica,* 40:3-4.

Moraña, L.B. 1998. *Estudio de la calidad de agua de un subsistema de ríos en la provincia de Salta sometidos a presión antrópica* (Tesis de Magister). UNL, Argentina.

Moraña, L.B. 2013. Fitoplancton de ríos y arroyos de la Alta Cuenca del río Bermejo, Argentina. *Publicación del Instituto de Ecología y ambiente Humano,* 2 (1):15-21.

Moraña, L.B. y M.M. Salusso.1999. Análisis de tendencia en la calidad del agua del río Mojotoro (Alta cuenca del Bermejo) mediante formulación del ICA (Índice de Calidad del Agua). *Cuadernos CURIHAM,* 5: 102-108.

Munné, A., Prat N., Solá C., Bonada N. & Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessingthe ecological quality of riparian habitat in riversand streams: QBR index. *Aquatic and Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* 13:147-163.

Naumann, M. 2006. *Atlas del Gran Chaco Sudamericano*. Buenos Aires: Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ).

Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies in some ponds and lakes. Part II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologische Skrifter,* 7: 1-293.

Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao, & K.R. Kassem. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience,* 51(11): 933-938.

Pantle, R. & H. Buck. 1955. Die biologisch Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Egerbnisse. *Gas und Wasserfach,* 96: 604-607.

Paoli, H., Elena H., Mosciaro J., Ledesma F. y Noé Y. 2011. Cuenca "Cerrada de la Puna". En: *Caracterización de las cuencas hídricas de las provincias de Salta y Jujuy*. Argentina: INTA. Disponible en:https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-puna_sintesis_descript.pdf

Pasculli, M.N., G.C. Plaza y M.C. Otero. 2004. Indicadores para estudiar el impacto de la actividad petrolera en la calidad de agua, Salta. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente,* 8 (1): 59-64.

Pizzolini, I, N. Vargas Rodríguez, G. Alancay, T. Apumaita, G. Alejo, S. E. Torrejón, T. Morales López, N. Jurado, C. Romero y A. Alfaro. 2012. Comunidades bentónicas indicadoras de calidad en ríos afectados por actividad petrolera en cercanías del Parque Nacional Calilegua Jujuy. *XXV Reunión Argentina de Ecología.* Luján.

Powell, P.A. 2011. *Respuesta de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a efluentes industriales en ríos de la Provincia de Tucumán, Argentina* (Tesis Doctoral). UNT. FCN e IML.

Prat, N., B. Ríos, R. Acosta y M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. E. Domínguez y H. R. Fernández (Eds.). Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 631-654.

Quiroga, P. A., H. R. Fernández, M. D. Sirombra y E. Domínguez. 2011. Riparian forests and cattle management problems in Andean subtropical streams: in the search of water quality sustainability. *Lilloa* 48 (1): 36-52.

Ramírez González, A. y G. Viña Vizcaíno. 1998. *Limnología Colombiana: aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis.* Panamericana Editores. Centro Editorial Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 65-70 pp.

Rodríguez Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina,* 58: 208-217.

Rodríguez, C., F. Soria Issa, L.B. Nieva, D.A. Davies y L. Ailán Choke. 2016. Macroinverebrados bentónicos en la subcuenca del río Arias-Arenales: uso como bioindicadores. *Acta Zoológica Lilloana,* 60 (suplemento): 69.

Rolandi, M.L., A.K.C. García y M.C. Galindo. 2014. Calidad de agua en ríos de montaña: correlación entre índices físico químicos y bióticos. *Biología Acuática,* 29: 319.

Romero, F. y H.R. Fernández. 1997. Calidad del agua en el río Grande entre Yala y San Pedro (Jujuy). *Actas del VI Congreso del NOA y su medio ambiente.*

Romero, F., H. R. Fernández, V. Manzo, C. Molineri, M. Correa y C. Nieto. 2011. Estudio integral de la Cuenca del Río Lules (Tucumán): Aspectos Biológicos. En: Fernández H. R. y H. Barber (Eds.). *La Cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad.* EDUNT. 111-137.

Romero, N., M.B. Vece, A.P. Chaile, M.E. Perondi, y M. Hidalgo. 2006. Relevamiento de parámetros bacteriológicos en la principal cuenca Hidrológica de la provincia de Tucumán, Argentina. *I Congreso Internacional sobre Gestión y tratamiento Integral del Agua, Córdoba, Argentina.*

Romero, N.C., M. J. Amoroso y B.C. Tracanna. 1997. Estudio de la carga orgánica y bacteriana en el Embalse Río Hondo (Tucumán y Santiago del Estero, Argentina). *Miscelánea Fundación Miguel Lillo,* 103.

Ruiz, G., N. Jurado, N. Vargas Rodríguez y M. Villaroel. 2014. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en arroyos y vertientes con uso humano en el Parque Provincial Potrero de Yala. *Biología Acuática,* 29: 322.

Salas, L y E. Soria. 2011. El Simbolar stream: water for today, water for the future. *Biocell,* 35 (2), 42.

Salusso, M.M. 1998. *Evaluación de la calidad del agua de dos ríos del valle de Lerma (Salta) sometidos a acción antrópica* (Tesis Magíster). Universidad Nacional del Litoral. 84 pp.

Salusso, M. M. 2005. *Evaluación de la calidad de los recursos hídricos superficiales en la Alta Cuenca del Juramento (Salta)* (Tesis doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Salusso, M.M. y L. Moraña. 2002 a. Calidad del Agua de Uso Agropecuarío en los Valles Intermontanos de Lerma, Metán y Calchaquíes (Salta). Congreso Regional de Ciencia y Tecnología, 1-22 pp.

Salusso, M.M. y L. Moraña. 2002 b. Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. *Revista de Biología Tropical,* 50 (1): 327-336.

Saracho, M., L. Segura y E. Serenelli. 2003. Calidad Bacteriológica y Concentración de Iones Indicadores de Contaminación Orgánica en el Agua Subterránea de la Ciudad Capital, Provincia de Catamarca. *Ciencia* 1, (1): 115-128.

Saracho, M., L. Segura, P. Moyano, N. Rodríguez, E.Carignano. 2006. Calidad del agua del Río del Valle, Catamarca, para uso recreativo. *Revista de Ciencia y Técnica,* 16: 1-14.

Seeligmann, C.T. 1999. Dinámica del fitoplancton del río Salí (Tucumán, Argentina) en relación a la contaminación. *Natura Neotropicalis,* 30 (1y 2): 57- 66.

Seeligmann, C. T., S. Martínez De Marco, S. Isasmendi y B. Tracanna. 1999. Impacto de la actividad minera sobre la ficoflora. *Revista Boliviana de Ecología y conservación ambiental,* 6: 217-227.

Seeligmann, C., B.C. Tracanna, S. Martínez de Marco y S. Isasmendi. 2002. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la Calidad del agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentino. *Limnética,* 20 (1): 123-133.

Seeligmann C. y B.C. Tracanna. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). *Limnética,* 28 (1): 105-124.

Seeligmann C., B. Tracanna, S. Martinez de Marco y 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.

Sirombra, M. G. & L. M. Mesa. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological Indicators,* 20: 324–331.

Slácedek, V. 1973. System of water quality from the point view. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie, 7* (1-4): 1-218.

Taboada, M.A. 2017. *Estudio de la ficoflora como bioindicadora del Estado Ecológico en sistemas lóticos de Tucumán: Evaluación del estado antrópico* (Tesis Doctoral). FCN e IML UNT, Argentina.

Taboada, M.A. y B.C. Tracanna. 2014. *Ficoflora y Calidad del Agua del Arroyo Mista (Tucumán-Argentina): Estudio del Fito-*

plancton y Epiliton del Arroyo Mista, en relación a la Calidad del Agua. España: Editorial Academia Española.

Tracanna, B. C., V. Mirande & C. Seeligmann.1994. Variaciones del fitoplancton superficial del embalse Río Hondo (Tucumán-Santiago del Estero, Argentina), en relación a la actividad azucarera. *Tankay, 1*: 80-82.

Tomasi, G., A. Vedia, L. Salas, P. Gómez; F. Juarez y G. Lencina. 2010. Estudio Bacteriológico, Fisicoquímico y Aplicación del Índice BMWP' del Agua del Arroyo El Simbolar y Piscina del Balneario de Concepción, Dpto. Capayán. Catamarca. *Ciencia, 5* (16): 23- 38.

Vallanía, E.A., P.A. Garelis, E.S. Trípole & M.A. Gil. 1996. Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto,* 16 (2): 129-136.

Vargas Rodríguez, N., G. Alancay, T. Apumaita, G. Alejo, S.E. Torrejón y T. Morales López. 2010. Comunidades bentónicas como indicadoras de calidad ecológica del agua en ríos urbanos de Jujuy (Río Chico, San Salvador de Jujuy (Jujuy, Argentina). *IV Reunión Binacional de Ecología. XXIV Reunión Argentina de Ecología. XVII Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile*. Buenos Aires.

Vargas Rodríguez, N., G. Alejo, G. Alancay, A. Alfaro, N. Jurado, E. Torrejón, T. Morales y T. Apumaita. 2012. Aplicación de índices bióticos como metodología para el monitoreo de los efectos de la actividad petrolera sobre la calidad del agua en algunos ríos del Parque Nacional Calilegua (Yacimiento Caimancito) Jujuy. *IV Simposio Internacional de Investigación*. San Salvador de Jujuy.

Vargas Rodríguez, N., T. Apumaita, S. E. Torrejon y I. Pizzolini. 2013. Organismos acuáticos como indicadores de calidad de agua e integridad ambiental en cuencas exorreicas y endorreicas de la provincia de Jujuy. *II Congreso Internacional de Hidrología Facultad de Ciencias Agrarias*. San Salvador de Jujuy.

Vides Almonacid, R., J.A. González, L.E. Grosso y E. Lavilla. 1999. Bioindicadores. En: Lavilla E. y J.A. González (Eds.) *Biodiversidad de Agua Rica*. BHP Cooper, Fundación Miguel Lillo. 253-261.

Villagra de Gamundi, A., C. Locascio de Mitrovich, J. Juárez y G. Ferrer. 2008. Consideraciones sobre el zooplancton de las lagunas de Yala (Jujuy, Argentina). *Ecología en Bolivia,* 43(2):119-134.

Von Ellenrieder, N. 2007. Composition and structure of aquatic insect assemblages of Yungas mountain cloud forest streams in NW Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina,* 66 (3-4): 57-76.

Walley, W.J. & H.A. Hawkes 1997. A Computer-Based Developement of the Biological Monitoring Working Party Score System Incorporating Abundance Rating, Site Type and Indicator Value. *Water Research,* 31(2): 201-210.

Watanabe, T., K. Asai & A. Houki.1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. In: Cheremisinoff (Ed.). *Encyclopedia of environmental control technology, hazardous waste containment and treatment*. Hooston, GulfPvld. 251-281.

Zelarayán Medina, G. F., L.S. Salas. 2014. Estructura y Variación Espacial de las Colectividades de Artrópodos en el Río "Las Juntas" (Catamarca, Argentina). *Huayllu-Bios,* 8:15-39.

Zelarayán Medina G., L. Salas. 2014. Aquatic macroinvertebrates and water quality in a stretch of river Ambato. *Biocell,* 38 (Suppl. 4) A30.