

# **Aplicación de indicadores biológicos en cursos de agua de la ecorregión Pampa**

**Alberto Rodrigues Capítulo  
Nora Gómez**

# Aplicación de indicadores biológicos en cursos de agua de la ecorregión Pampa

Alberto Rodrigues Capítulo y Nora Gómez

## Resumen

Los ríos pampeanos discurren por un territorio con un intenso uso urbano y agropecuario, expuestos a fuentes de contaminación puntuales y difusas, que abarcan desde el enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes hasta una variada lista de desechos industriales y agropecuarios, algunos de carácter tóxico. El avance de la urbanización, la expansión de la frontera agrícola, conjuntamente con las nuevas prácticas en la agricultura y ganadería, no han sido acompañadas de una planificación y gestión adecuadas. Esto ha generado un progresivo deterioro de la calidad del ambiente y del agua en particular, cuyo diagnóstico y monitoreo requieren del empleo de múltiples indicadores, entre ellos los bióticos. En este capítulo se abordará el desarrollo y aplicación de indicadores biológicos empleados en el monitoreo de las cuencas de la Provincia de Buenos Aires (Ecorregión Pampa).

**Palabras clave:** Sistemas lóticos pampeanos, biomonitoreo, calidad del agua, calidad del hábitat.

## Abstract

*Pampean rivers run through a territory with intense urban and agricultural use, being exposed to point and diffuse sources of pollution, including from enrichment with organic matter and nutrients to a varied contamination by industrial and agricultural waste, some with toxic characteristics. The advance of urbanization, the expansion of the agricultural frontier together with the new practices in agriculture and livestock has not been accompanied by adequate planning and management. This situation has generated a progressive deterioration in the water quality and habitat whose diagnosis and monitoring requires the use of multiple indicators, including biomonitors. In this chapter we will discuss the development and application of biological indicators used in the monitoring of the basins located in the Buenos Aires province (Pampa Ecoregion).*

**Keywords:** *Pampean lotic systems, biomonitoring, water quality, habitat quality.*

Los ríos y arroyos pampeanos están expuestos a una fuerte intervención antropogénica como consecuencia del intenso uso urbano y agropecuario del suelo. Esto ha conducido a que esta área del país, de gran relevancia desde el punto de vista socio-económico, esté expuesta a diferentes problemáticas ambientales que abarcan desde el enriquecimiento con materia orgánica y nutrientes, hasta la contaminación por desechos industriales y agropecuarios, algunos de carácter tóxico. Desafortunadamente, el avance de la urbanización y la expansión de la frontera agrícola, conjuntamente con las nuevas prácticas en la agricultura y ganadería, no han sido acompañadas de una planificación y gestión adecuadas. Esto ha generado un progresivo deterioro de la calidad ecológica de sus redes hídricas, cuyo diagnóstico y monitoreo requieren del empleo de múltiples indicadores entre los que se deben considerar los vinculados a la biota.

En este capítulo, se abordará el desarrollo y aplicación de indicadores biológicos empleados para monitorear el estado de las cuencas de la Provincia de Buenos Aires, pertenecientes a la Ecorregión Pampa. Se trata de un área en la cual se emplazan los principales conglomerados urbanos de la Argentina, entre ellos los correspondientes al área metropolitana, que abarca una superficie de 3.880 km<sup>2</sup> y alrededor de 12.800.000 habitantes (INDEC, 2010). Por otra parte, esta provincia reúne la mayor superficie del país sembrada con soja, además de llevarse a cabo prácticas ganaderas extensivas e intensivas (*feedlots*). La contaminación que acarrearán estas actividades, sumadas a la destrucción del hábitat, han conducido al deterioro de los sistemas fluviales que la atraviesan. Esta situación originada en las últimas décadas, ha generado la necesidad de que desde el ámbito científico se exploren y desarrollen distintos indicadores bióticos, para así poder contar e incorporar estas herramientas a la evaluación y monitoreo más adecuados a las características limnológicas de los ríos y arroyos pampeanos.

## Características de los cursos de agua de la llanura pampeana en la Provincia de Buenos Aires

De acuerdo a la geomorfología y a las cuencas de drenaje, en la provincia de Buenos Aires pueden reconocerse varias áreas hidrográficas según Frenguelli (1956) y modificado por Ringuelet (1962), (Fig. 1), además de los ríos alóctonos que atraviesan la región y otras áreas que carecen de ríos permanentes.

Estos cursos de agua discurren por una superficie de escasa pendiente (1m/km), con una densidad de drenaje de ríos y arroyos de 0.16 km/km<sup>2</sup> (Sala *et al.*, 1998). Los cauces están compuestos por sedimentos finos, con abundantes detritos orgánicos; la velocidad de la corriente es baja y frecuentemente transportan agua con elevada turbiedad,



nutrientes y conductividad (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2010). Estos cursos de agua en general están alimentados por lluvias que ocurren en las inmediaciones y por vertientes, sumado al aporte que realizan las napas freáticas en determinadas zonas. Algunos cursos de agua de la llanura pampeana bonaerense suelen ser temporarios o semi-permanentes, con características similares a los de zonas semidesérticas. Presentan un recorrido meandroso, consecuentemente expuestos a la evapotranspiración, lo que contribuye a la salinización de los mismos, particularmente los que atraviesan la Pampa deprimida (Fig. 2a).

La escasa pendiente de la región por la que discurren estos ríos, con un régimen irregular del caudal, suele provocar el estancamiento del agua durante la estación seca, lo cual favorece el desarrollo de algunas comunidades bióticas como es el caso del plancton (conjunto de organismos que viven suspendidos en la columna de agua). Asimismo, el desarrollo de macrófitas (plantas acuáticas) es una característica distintiva de estos cursos de agua, a las que se reconoce como elementos claves en la estructuración de estos sistemas acuáticos (Feijó y Lombardo, 2007; Feijó *et al.*, 2011, 2012). Por ejemplo, en la orilla de los arroyos y bañados es frecuente observar la presencia de juncales, totorales y pajonales mixtos. También se visualizan plantas semisumergidas de los géneros *Ceratophyllum* (cola de zorro), *Myriophyllum* (helechito de agua), *Stuckenia* (espiga de agua), *Ludwigia* (duraznillo de agua), entre otros, o de plantas flotantes como *Lemna*, *Spirodella* (lentejas de agua), *Azolla* (helechito de agua), *Pistia* (repollito de agua), etc. Esta diversidad de macrófitas también favorece el desarrollo del epifiton (comunidad de organismos microscópicos que viven sobre las plantas) (Giorgi *et al.*, 1998). El fondo de los arroyos también alberga al epipelon (comunidad de organismos adaptada a vivir en los sedimentos finos que incluyen bacterias, protozoos, pequeños invertebrados y microalgas entre las que se destacan las diatomeas y las cianobacterias) (Gómez *et al.*, 2009). La variedad de hábitats que ofrecen las plantas acuáticas y los que se

encuentran en el lecho de los cauces son aprovechados por una diversa y numerosa comunidad de macroinvertebrados y peces (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2010).

En la provincia de Buenos Aires, la suave pendiente pampeana solo se ve interrumpida por las elevaciones de las sierras del Sistema de Tandilia (650 msnm.) y Ventania (1.250 msnm.) donde los arroyos presentan un predominio de fondo pedregoso o pedregoso-arenoso, con escasa turbidez y mayor velocidad del flujo. (Fig. 2 b). En estos cursos de agua, las macrófitas presentan menor diversidad, con predominio de aquellas adaptadas a la mayor velocidad de corriente como potamogetonáceas (*Potamogeton*, *Stuckenia*, etc.) y una fauna de invertebrados reófila (adaptado a la corriente de agua), (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2003).

### Empleo de indicadores biológicos

La diversidad de comunidades acuáticas representadas en los arroyos pampeanos ha favorecido la posibilidad de explorar distintos indicadores biológicos permitiendo su empleo en la evaluación y monitoreo de algunos ecosistemas acuáticos. Entre las comunidades más utilizadas se encuentra la bentónica (organismos que se encuentran sobre el fondo), secundada por la planctónica (organismos suspendidos en la columna de agua). El empleo de algunos ensambles de especies que integran estas comunidades es frecuente, como es el caso de los macroinvertebrados, las diatomeas bentónicas y el fitoplancton. (Fig.3). A partir de la información que proveen los componentes bióticos que se acaban de mencionar, surgen los diferentes indicadores biológicos que se emplean en ríos y arroyos.

Estos abarcan desde los niveles supra-organismicos, tales como índices bióticos, biomasa algal y cambios estructurales de las comunidades, hasta los que implican el nivel de organismo y subcelular, como cambios morfológicos de



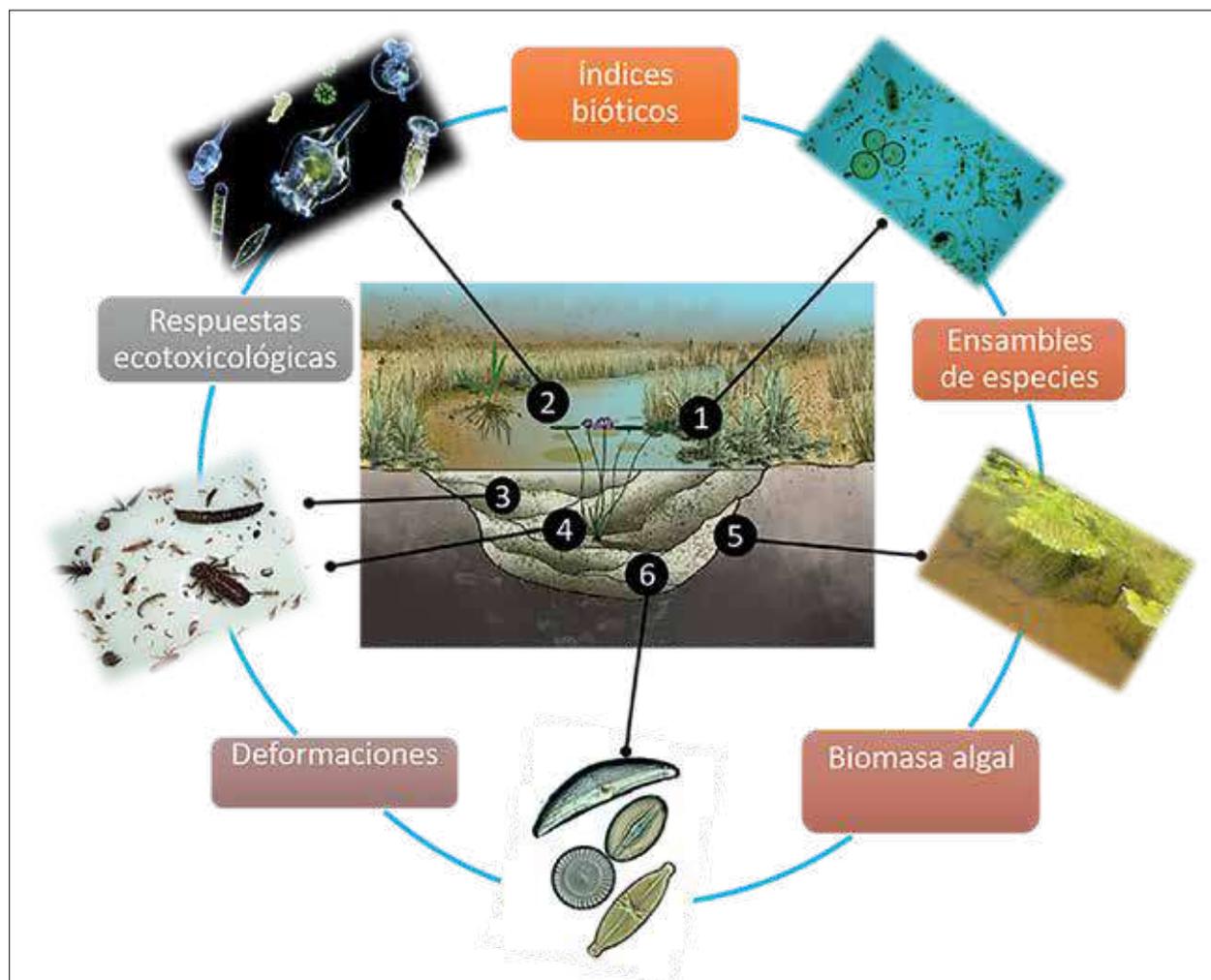
**Figura 2:** Arroyos de la Ecorregión Pampa. a) A° Juan Blanco (Pdo. de Magdalena, Prov. Buenos Aires) caracterizados por meandros y semicubierto por macrófitas. b) A° Ventana en las serranías de Sierra de la Ventana, con sedimentos pedregosos.

los individuos, y cambios en las respuestas fisiológicas y bioquímicas, empleados particularmente en los diagnósticos ecotoxicológicos (Fig.3).

### Índices bióticos

La primera aproximación al empleo de la biota para evaluar la contaminación de los sistemas fluviales pampeanos se remonta al trabajo de Fernández y Schnack (1977), quienes relacionaron el impacto de los efluentes de un frigorífico sobre la biota de un arroyo de la localidad de La Plata. Para esta finalidad utilizaron índices de diversidad y el índice de *rankings* de Kendall. En tanto el primer requerimiento por parte de un organismo de gestión para emplear indicadores bióticos data de la década del noventa, cuando la Secretaría de Ambiente de la Nación decide utilizar biomonitores para evaluar y

monitorear el grado de contaminación de la cuenca Matanza-Riachuelo. La motivación de este requerimiento estuvo fundamentada en la propuesta de un plan de rehabilitación para este curso de agua. En este estudio se presentan los primeros resultados empleando diatomeas bentónicas así como meso y macroinvertebrados presentes en el bentos y en macrófitas (INCYTH-CETUAA-ILPLA, 1995). De esta manera se incorporó por primera vez un criterio biológico que contemplaba el grado de perturbación que generaba la actividad urbano-industrial, con el objeto de ofrecer una herramienta de monitoreo que contribuyera a la gestión del saneamiento de dicha cuenca (Rodríguez Capítulo *et al.*, 1997; Gómez y Rodríguez Capítulo, 1997). En este monitoreo se emplearon los índices de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963), de saprobiedad (Sladeczek, 1973), de Déficit de especies (o taxones) de Kothé (1962) (Gómez, 1999). También se diseñó un índice que



**Figura 3:** Metodologías y principales comunidades o asociaciones de especies utilizadas de forma frecuente en el monitoreo de ríos y arroyos pampeanos. Los recuadros coloreados indican diferentes niveles de análisis de los bioindicadores, mientras que los números corresponden a: 1) fitoplancton, 2) zooplancton, 3) macroinvertebrados bentónicos, 4) macroinvertebrados asociados a plantas acuáticas, 5) perifiton o biofilms, 6) diatomeas bentónicas.

utilizó los macroinvertebrados de diferente sensibilidad (IMRP) y que fuera luego expandido a otros sistemas lóticos pampeanos (Rodríguez Capítulo *et al.* 1997; Rodríguez Capítulo, 1999; Gómez y Rodríguez Capítulo, 2001).

Ante la necesidad de contar con índices que reflejaran particularmente las características ecológicas de la biota de los cursos de agua de la Ecorregión Pampa, se desarrollaron dos nuevos índices regionales: el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) (Gómez, 1998; Gómez y Licursi, 2001) y el Índice Biótico Pampeano (IBPAMP) (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001). Estos índices permitieron evaluar la calidad del agua de varios ríos y arroyos distribuidos tanto en la llanura como en los sistemas serranos de Tandilia (Fig. 2). Años más tarde, ambos índices fueron incluidos en el "Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y Sistematización de la Información Generada", que lleva adelante la Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR). Estos índices aportan información sobre la calidad del agua, principalmente eutrofización y contaminación con materia orgánica y del hábitat, y su aplicación fue ampliada a otras cuencas como la sección baja del Río Uruguay, en el sector influenciado por el funcionamiento de una planta de producción de celulosa. En este caso los datos obtenidos contribuyeron a establecer una línea de base para evaluar los cambios ambientales a escala espacial y temporal (Gómez *et al.*, 2008; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2008).

Posteriormente se realizaron otras aproximaciones en busca de nuevas herramientas de monitoreo tales como los métodos multimétricos. En tal sentido García *et al.* (2009) exploraron los ensambles de macroinvertebrados que habitan los arroyos cercanos a la localidad de Magdalena, utilizando métricas tales como la densidad de familias más abundantes, la densidad de larvas de efemerópteros (moscas de un día, efimeras) y de tricópteros (friganeas) (ET), la relación existente entre ET y el total de macroinvertebrados y la relación entre ET y oligoquetos, las cuales resultaron buenos estimadores de la calidad biológica y consecuentemente de la calidad del agua.

También se emplearon métodos multimétricos para el biomonitoreo del sector costero de agua dulce del estuario del Río de la Plata (Gómez, 2014; Gómez *et al.*, 2012). En este caso se utilizaron métricas vinculadas al fitoplancton y a los ensambles de especies de diatomeas y de macroinvertebrados bentónicos. Las métricas exploradas fueron de tres tipos: las relacionadas con la densidad y la biomasa de organismos, con la riqueza y diversidad de las especies y con la tolerancia a la contaminación. Las métricas fueron seleccionadas por sus respuestas significativas a los cambios en la calidad del agua y fueron integradas en el Índice de Integridad Biótica para el Río de la Plata (IBIRP) (Gómez *et al.*, 2012).

En el marco de los estudios realizados en el río Reconquista (Prov. de Bs. As.) por Salibián (1996, 2006, 2013) y Peluso *et al.*, (2016) entre otros, vinculados a la caracterización de los problemas de contaminación, particularmente de carácter tóxico, también se emplearon índices bióticos de macroinvertebrados (Topalián *et al.*, 2001).

## Índices de ribera

La valoración ambiental de las riberas es una tarea necesaria para contribuir al conocimiento del estado ecológico de los cursos de agua, lo cual permite evaluar los méritos de eventuales experiencias de manejo, impactos antropogénicos o bien detectar problemas ambientales de forma temprana. En la última década, en el ámbito científico de la provincia de Buenos Aires, ha surgido un interés particular por mejorar los conocimientos sobre los hábitats acuáticos ribereños. Esta tendencia deviene de la necesidad de contar con información de base apropiada y desarrollar herramientas para el manejo y la eventual rehabilitación de los cursos de agua. Es así como se han realizado estudios que permitieron analizar el impacto del uso del suelo sobre la calidad de ribera y el modo en que esto repercute en la estructura de comunidades como las de macrofitas, de peces, de macroinvertebrados y de aves (Feijó *et al.*, 2012, Granitto *et al.*, 2016). Como resultado de estos trabajos se desarrollaron índices de ribera para arroyos de zonas rurales (Troitiño *et al.*, 2010; Basílico *et al.*, 2015), para la zona costera del Río de la Plata (Gómez y Cochero, 2013) y para cursos de agua que atraviesan zonas urbanizadas (Cochero *et al.*, 2016), este último aplicado recientemente en la evaluación de la Cuenca Matanza-Riachuelo. Muchos de los índices mencionados, para realizar la valoración del hábitat, incluyen a componentes bióticos tales como especies indicadoras de contaminación, cobertura de macrofitas, vegetación de ribera, etc.

## La composición de los ensambles de especies en la evaluación de los cursos de agua pampeanos

El empleo de cambios en la composición de especies que conforman las comunidades también ha sido una herramienta empleada para la diagnosis del estado de salud de los cursos de agua pampeanos. En tal sentido, la comunidad planctónica ha sido utilizada como un buen descriptor de este tipo de situaciones tanto en las cuencas de los ríos Matanza-Riachuelo, Reconquista, Luján y numerosos arroyos que atraviesan zonas con distinto grado de contaminación en la llanura pampeana (Gómez y O'Farrell, 2014), como en el sector costero de agua dulce del estuario del Río de la Plata (Gómez, 2014; Sathicq *et al.*, 2017). Asimismo, la composición específica del zooplankton ha sido utilizada para explicar cambios en la biota en cursos de agua sometidos a la contaminación urbana e

industrial en el Río Luján y sus afluentes (Momo y Casset, 1989; Coll, 1990 y Maccor, 1997) y de un arroyo contaminado, cercano a la ciudad de La Plata (Modenutti, 1987). Por otra parte, el perifiton que se desarrolla sobre las plantas acuáticas (epifiton), fue utilizado como indicador de contaminación difusa en la cuenca superior del río Reconquista (Vilches *et al.*, 2016) y en un tributario del río Luján, en este caso para advertir el efecto de los cambios de la calidad del agua causados por un efluente industrial (Giorgi y Malacalza, 2002). Por otro lado, los ensambles o asociaciones de especies de anélidos oligoquetos han sido utilizados para caracterizar diferentes sectores de un arroyo periurbano cercano a la ciudad de La Plata (Sampons, 1986). De manera similar se emplearon con éxito los ensambles de anélidos hidrúneos o sanguijuelas, permitiendo detectar cambios en la calidad del agua en arroyos del sistema serrano de Tandil (Cortezzi *et al.*, 2018). Por otra parte Cortezzi *et al.* (2013) emplearon el conjunto de macrofitas, biofilm epipélico y los ensambles de macroinvertebrados para diagnosticar la degradación de la calidad del agua y del hábitat en un arroyo expuesto a los efluentes de una industria textil del partido de La Plata.

Cabe agregar que algunos estudios sobre grupos de vertebrados han aportado información valiosa para la evaluación de sistemas fluviales. Por ejemplo el empleo de los ensambles de peces ha sido utilizado recientemente en el monitoreo de la cuenca Matanza-Riachuelo (Colautti *et al.*, 2015); por otra parte la herpetofauna y las aves han sido utilizadas en varias oportunidades para evaluar con su biodiversidad algunos humedales en ambientes lindantes a esa cuenca, integrándose al programa que lleva adelante la Autoridad de la Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR, 2010).

### Otros indicadores biológicos empleados en el diagnóstico de cursos de agua pampeanos

Además de los mencionados bioindicadores existen otros indicadores que se utilizan en el diagnóstico de la calidad ecológica de ecosistemas acuáticos. Por ejemplo el empleo de métodos de evaluación basados en alteraciones morfológicas a nivel del organismo o subcelular han sido empleados con buenos resultados en el diagnóstico de sistemas lóticos afectados por la contaminación de carácter tóxica. Entre ellos el porcentaje de deformaciones en los frústulos de diatomeas bentónicas (ej. cambios en la forma y alteraciones en la ornamentación de las valvas) y de los cloroplastos (ej. cloroplastos fragmentados y alteraciones en su morfología) son empleados en el monitoreo de la cuenca Matanza-Riachuelo. También se han utilizado las deformaciones de los mentones de los quironómidos (dípteros), que revelaron una estrecha correspondencia con las concentraciones de metales pesados en arroyos pampeanos (Cortezzi *et al.*, 2011).

La proporción de especies sensibles, tolerantes y muy tolerantes a la contaminación constituye otra herramienta de biomonitoreo que también ha sido empleada en cursos de agua de la llanura pampeana. A modo de ejemplo se puede mencionar su aplicación en la Cuenca Matanza-Riachuelo, utilizando los taxa de diatomeas y de macroinvertebrados bentónicos, lo que permitió caracterizar dicha cuenca, identificando el avance o retroceso de las condiciones de la calidad del agua (ACUMAR, 2010). El empleo de diatomeas bentónicas y de macroinvertebrados también fue utilizado para detectar contaminación en cursos de agua del este de la provincia de Buenos Aires (Licursi, 2005, Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001); asimismo estos taxa fueron empleados en la costa del estuario del Río de la Plata y sus afluentes en la localidad de Magdalena, con la finalidad de evaluar las consecuencias de un derrame de petróleo acontecido por la colisión de dos buques en el año 1999 (Ocon *et al.*, 2008).

Por otra parte se ha utilizado el método basado en la simplificación (o acortamiento) de las conexiones de las cadenas tróficas para el diagnóstico de la calidad del agua y del hábitat en algunos cursos de agua del partido de La Plata, expuesto al efecto de diferentes usos del suelo (López van Oosterom, 2014).

También se han empleado estudios ecotoxicológicos en organismos nativos sensibles a contaminantes presentes en ambientes acuáticos pampeanos (Ej.: el pez *Cnesterodon decemmaculatus*, el anfípodo *Hyalella curvispina* y el anfibio *Rhinella arenarum*). Asimismo se emplearon con el mismo propósito algunas especies exóticas como es el caso del pez *Cyprinus carpio* (Ferrari, 2015).

El uso de microalgas ha permitido evaluar la toxicidad del agua en ríos y arroyos (Magdaleno *et al.*, 2001; Gómez *et al.*, 2003; 2008; Bauer, 2009). Por otra parte, el empleo de experiencias realizadas *in situ* con macroinvertebrados y macrofitas resultaron efectivas para analizar el impacto de la contaminación en arroyos cercanos a la ciudad de La Plata (Graça *et al.*, 2002).

El uso de biomarcadores (definido en el capítulo 4), cuyo empleo permite obtener información sobre señales tempranas de alerta ambiental vinculadas al daño que generan algunos contaminantes en concentraciones bajas o subletales, cuenta con antecedentes para algunos sistemas lóticos de la llanura pampeana en peces, macroinvertebrados, anfibios y algas (Herkovits *et al.*, 2007; Ossana, 2011; Peluso, 2011; Lajmanovich *et al.*, 2012; Scarcia, 2014; Lavarias, 2017). Si bien estos estudios dan cuenta de su utilidad en el diagnóstico ambiental aún no han sido incorporados rutinariamente por los organismos de gestión de la provincia de Buenos Aires (Scarcia, 2014).

## Consideraciones finales

El empleo de biomonitores proporciona indicadores de síntesis robustos que facilitan la interpretación de la información, lo cual es particularmente importante en el ámbito de la gestión ambiental durante los procesos de toma de decisiones. El éxito de su empleo requiere de una selección adecuada del indicador biológico acorde al objetivo a evaluar, su validación para el área que se pretende aplicar, y la correcta interpretación de los resultados.

Si bien existe una serie de antecedentes en la aplicación de biomonitores para la llanura pampeana, el nivel de conocimiento de la calidad biológica de las cuencas hidrográficas es aún exiguo. Una parte importante de este conocimiento ha surgido a partir del interés del ámbito científico mediante el desarrollo de proyectos de investigación que aportaron datos sobre el estado de salud de algunas cuencas de la provincia de Buenos Aires tales como los sistemas fluviales Matanza Riachuelo, Reconquista, Luján, del Gato, entre otros.

La escasa inclusión de estas herramientas de monitoreo para la evaluación del impacto antropogénico por parte de los organismos de gestión, constituye un inconveniente importante al momento de realizar los diagnósticos y generar planes para prevenir daños ambientales. Estas evaluaciones de impacto normalmente priorizan medidas de carácter físico-químico, mientras que los aspectos biológicos pasan a un segundo plano o a veces ni siquiera son considerados.

La profusa literatura mundial referida a la utilidad de los indicadores bióticos constituye una prueba contundente acerca de la necesidad de incorporarlos en los diagnósticos y monitoreos ambientales. Sin lugar a dudas, la comprensión de la utilidad de estas herramientas redundará en un aporte importante para la conservación de los ecosistemas acuáticos de la llanura pampeana y de los servicios ecosistémicos que éstos proveen. El uso de estas herramientas permitirá advertir en forma temprana los aspectos a corregir en los cursos de agua y la manera de realizar el seguimiento, aportando además medidas correctivas para mejorar la calidad ecológica de las cuencas.

Finalmente, cabe remarcar la necesidad de intensificar la búsqueda de indicadores bióticos pertenecientes a niveles tróficos superiores, como por ejemplo peces, aves y anfibios, que seguramente contribuirán a que los estudios ambientales sean más completos, integrando distintas escalas espaciales y temporales en el diagnóstico del estado de salud de los ecosistemas acuáticos.

## Bibliografía

ACUMAR. 2010: [http://www.bdh.acumar.gov.ar/bdh3/analisistemuestra\\_listado](http://www.bdh.acumar.gov.ar/bdh3/analisistemuestra_listado).

Basilico, G.O., De Cabo, L. y A. Faggi. 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.*, n.s. 17, 119-134.

Bauer, D.E. 2009. *Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua* (Tesis doctoral N°1039). Facultad de Ciencias Naturales y Museo. 262p. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10915/4366>.

Cochero, J., Cortelezzi, A., Tarda, A. S. & N. Gómez. 2016. An Index to Evaluate the Fluvial Habitat Degradation in Lowland Urban Streams. *Ecological Indicators*, 71: 134-44.

Colautti, D., Brancolini, F., García, I., García de Souza, J. et al. 2015. Monitoreo de la ictiofauna en cursos de agua superficial de la cuenca hidrográfica Matanza-Riachuelo. Informe Final. Disponible en: <http://www.acumar.gov.ar/content/documents/8/5338.pdf>.

Coll, M.L. 1990. Evaluación de los efectos de aguas del río Luján sobre una población del zooplancton mediante el uso de bioensayos de laboratorio. Trabajo de seminario. Univ. CAECE. Buenos Aires.

Cortelezzi A., Gullo B.S., Simoy M.V., Cepeda R. E., Marinelli, C.B., Rodrigues Capítulo, A. & I. Berkunsky. 2018. Assessing the Sensitivity of Leeches as Indicators of Water Quality. *Science of the Total Environment*, 624: 1244-49.

Cortelezzi, A., Paggi, A. C., Rodríguez, M. & A. Rodrigues Capítulo. 2011. Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland 2 stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. *Science of the Total Environment* 409: 1344-1350.

Cortelezzi, A., Sierra, M. V., Gómez, N., Marinelli, C. & A. Rodrigues Capítulo. 2013. Macrophyte s, Epilic Biofilm, and Invertebrates as Biotic Indicators of Physical Habitat Degradation of Lowland Streams (Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 5801-5815.

Feijóo, C., Gantes, P., Giorgi, A., Rosso, J.J y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología Acuática*, 27: 105-11.

Feijóo, C., Giorgi, A. & N. Ferreiro. 2011. Phosphate Uptake in a Macrophyte-Rich Pampean Stream. *Limnologia*, 41: 285-89.

- Feijóo, C. & R. Lombardo. 2007. Baseline Water Quality and Macrophyte Assemblages in Pampean Streams: A Regional Approach. *Water Research*, 41(7): 1399-410.
- Fernández, L. y J.A. Schnack. 1977. Estudio preliminar de la fauna bentónica en tramos poluidos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur*, 4 (8): 103-115.
- Ferrari, L. 2015. La ecotoxicología aplicada a la evaluación de la contaminación de los ríos: El caso del Río Reconquista. *Ciencia e Investigación*, 65: 17-35.
- Frenguelli, J. 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la provincia de Buenos Aires, *Publ. L.E.M.I. T.*, 2 (62): 1-19.
- García, M. E., Rodrigues Capítulo, A. y L. Ferrari. 2009. El ensamblaje de invertebrados y la calidad del agua: indicadores taxonómicos y funcionales en arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 26: 109-120.
- Giorgi, A., Feijóo, C., Calviño, P & F. Duttweiler. 1998. Annual Variation of Periphyton Biomass in Two Plain Streams with Different Macrophyte Abundance. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 26: 1698-701.
- Giorgi, A. & L. Malacalza. 2002. Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment*, 75: 107-119.
- Gómez, N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza- Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research*, 32: 2029-2034.
- Gómez, N. 1999. Epipellic diatoms of a high contaminated basin from Argentina (Matanza-Riachuelo river): biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2: 301-309.
- Gómez N. 2014. Phytoplankton of the Río de Plata Estuary. In: *Phytoplankton of Argentina and the Antarctic Peninsula. In Advances in Limnology*, 65: 444.
- Gómez N. y J. Cocheró. 2013. Desarrollo de un índice del hábitat para el sector costero de agua dulce del Río de la Plata (Franja Costera Sur). *Ecología Austral*, 23: 18-26.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 173-181.
- Gómez, N., Licursi, M., Bauer, D., Ambrosio, E. & A. Rodrigues Capítulo. 2012. Assessment of Biotic Integrity of the Coastal Freshwater Tidal Zone of a Temperate Estuary of South America through Multiple Indicators. *Estuaries and Coasts*, 35 (5): 1328-39.
- Gómez N., Licursi, M., Bauer, D. E. Hualde, P. R. y M.V. Sierra. 2003. Reseña sobre las modalidades de estudio mediante la utilización de microalgas en la evaluación y monitoreo de algunos sistemas lóticos pampeanos bonaerenses. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38 (1-2): 93-103.
- Gómez, N., M. Licursi, y M.V. Sierra. 2008. Estudio de los biofilms del río Uruguay en el área de Gualeguaychú y zonas aledañas. En Proyecto de Vigilancia Ambiental en el Río Uruguay en el Área de Gualeguaychú y Zonas Aledañas. Segundo Informe de Avance. Asistencia Científica y Técnica de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata: 213 p.
- Gómez, N. & I. O'Farrell. 2014. Phytoplankton from Urban and Suburban Polluted Rivers». *Advances in Limnology*, 65:127-42.
- Gómez, N. y A. Rodrigues Capítulo. 1997. Empleo de indicadores biológicos en la costa bonaerense del Río de la Plata. *Rev. Museo. Fac. Cs. Nat.*, 9: 41-44.
- Gómez, N. y A. Rodrigues Capítulo. 2001. Los bioindicadores y la salud de los ríos. Gaviño Novillo, M. (Edit) 2001 Indicadores ambientales 2000, Actas del V Seminario Internacional Ingeniería y Ambiente, Documentos del Departamento de Hidráulica H.doc N° 3, Serie Gestión Ambiental, Facultad de Ingeniería-UNLP, La Plata, Argentina, 109-118.
- Gómez N., Sierra M. V., Cocheró J., Licursi M. & D.E. Bauer. 2009. Epipellic biofilms as indicators of environmental changes in lowland fluvial systems. In: *Biofilms: Formation, Development and Properties*. Hauppauge New York: Nova Science.
- Gómez, N. Sierra, V. Cortelezzi, A. & A. Rodrigues Capítulo. 2008. Effects of Discharges from the Textile Industry on the Biotic Integrity of Benthic Assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 472-79.
- Graça M.A.S., Rodrigues Capítulo, A., Ocon, C. & N. Gómez. 2002. In situ tests for water quality assessment: a case study in Pampean rivers. *Water Research*, 36: 4033-40.
- Granitto, M., Rosso, J., Boveri, M.B. 1, y M.M. Rennella. 2016. Impacto del uso del suelo sobre la condición de ribera en arroyos pampeanos y su relación con la estructura de la comunidad de peces. *Biología Acuática*, 31: 19-27.
- Herkovits, J., Rodrigues Capítulo, A., Servant, T. R., Pérez-Coll, C., Gómez N, Muñoz L., Domínguez, O., Cortelezzi, A. y M. Licursi. 2007. Estudio ecotoxicológico del arroyo Las Conchitas (Buenos Aires). I. Toxicidad en agua y sedimentos. II. Parámetros físico-químicos y relevamiento de la biota. En: *Salud Ambiental y Humana: Una Visión Holística*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Buenos Aires: 50-54.

- INCYTH-CTUAA-ILPLA.1995. *Evaluación de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir del estudio de la comunidad bentónica*. Report. Buenos Aires. 150 pp.
- INDEC. 2010. *Publicación del Censo Nacional de Población, hogares y Viviendas. Censo del Bicentenario*. Resultados definitivos. Serie B N° 2. Argentina. <http://www.indec.gov.ar>
- Kothè, P. 1962. Der «Artenfehlbetrag», ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorflutuntersuchungen. *Dt. Gewässerkd. Mitt.* 6: 60-65.
- Lajmanovich R.C., Peltzer, P.M., Attademo, A.M., Cabagna-Zenklusen, M.C. y C. M. Junges. 2012. Los agroquímicos y su impacto en los anfibios: un dilema de difícil solución. *Revista Química Viva*, 3:184-198.
- Lavariás, S., Ocon, C., López van Oosterom, V., Laino, A., Medesani, D. A., Fassiano, A., Garda, H., Donadelli, J, Ríos de Molina, M., & A. Rodrigues Capítulo. 2017. Multibiomarker Responses in Aquatic Insect *Belostoma Elegans* (Hemiptera) to Organic Pollution in Freshwater System. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 1322-37.
- Licursi, M. 2005. *Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas en sistemas lóticos pampeanos* (Tesis doctoral N° 0859). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10915/4475>.
- López van Oosterom, M.V. 2014. *Relaciones tróficas de los principales macroinvertebrados en sistemas lóticos de la llanura pampeana: su relación con la calidad de agua* (Tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata [sedici.unlp.edu.ar, http://hdl.handle.net/10915/33754](http://hdl.handle.net/10915/33754).
- Maccor, T. 1997. *Comunidades zooplanctónicas del río Luján: su uso como indicadoras de impacto ambiental* (Tesis). Universidad CAECE.
- Magdaleno, A., Puig, A., De Cabo, L., Salinas, C., Arreghini, S., Korol, S., Bevilacqua, S., López, L. & J. Moretton. 2001. Water Pollution in an Urban Argentine River. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 408-415.
- Modenutti, B. E. 1987. Caracterización y variación espacial del zooplancton del Arroyo Rodríguez (Prov. de Buenos Aires, Argentina). *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Uiv. Autón. México*, 14: 21-28.
- Momo, F.R. y M.A. Casset. 1989. Zooplancton (Copepoda y Cladocera) del arroyo Las Flores, afluente del río Luján. XIV Reunión Arg. de Ecología.
- Ocon, C. S., Rodrigues Capítulo, A. & A. Paggi. 2008. Evaluation of zoobenthic assemblages and recovery following petroleum spill in a coastal area of Río de la Plata estuarine system, South America. *Environmental Pollution*, 156, 82-89.
- Ossana, N. A. 2011. *Biomarcadores de contaminación acuática: estudios en los ríos Luján y Reconquista* (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Disponible en: [http://digital.bl.fcen.uba.ar/collection/tesis/document/tesis\\_n5070\\_Ossana](http://digital.bl.fcen.uba.ar/collection/tesis/document/tesis_n5070_Ossana).
- Peluso, M. L. 2011. *Evaluación de efectos biológicos y biodiversidad de contaminantes en sedimentos del Río de la Plata y afluentes* (Tesis doctoral). Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10915/18420>.
- Peluso, M. L., A. Salibián y A. E. Ronco. 2016. Esquema para la categorización de la peligrosidad de sedimentos de fondo contaminados de sistemas fluviales. *Limnetica*, 35: 159-174.
- Ringuelet, R. 1962. *Ecología Acuática Continental*. Buenos Aires, Eudeba: 137 p.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. en Simposios IV Cong. Arg. de Entomología, Mar del Plata. *Rev. Soc. Ent. Argentina*, 58: 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., Paggi A.C., César I.I. y M. Tassara. 1997. Monitoreo de la calidad ecológica de la cuenca Matanza Riachuelo a partir de los meso y macroinvertebrados. Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires. 18 al 24 septiembre de 1997: 138.
- Rodrigues Capítulo, A., Cortezzi A., Ocón C., Spaccesi F., Armendáriz L., Ferreira A.C., López V. y E. S. Ambrosio. 2008. Capítulo 3: Bentos del tramo inferior del Río Uruguay en el área de Gualeguaychú y zonas aledañas. Estado actual de las poblaciones de macro y meso invertebrados y su relación con la posible contaminación producto de las industrias papeleras (Entre Ríos, Argentina) (3 informes: 2007-2008). Convenio SAYDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación), Universidad Nacional de la Plata-FCNyM-ILPLA), 213 p.
- Rodrigues Capítulo, A., Gómez N., Giorgi A. & C. Feijóo. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hidrobiología*, 657: 53-70.
- Rodrigues Capítulo, A., Ocón C. S. y M. Tangorra. 2003. Una visión bentónica de ríos y arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 21: 1-18.
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra M. & C. Ocón. 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-19.

Sala, J. M., Kruse E. E., Rojo A., Laurencena P. y L. Varela. 1998. *Condiciones hidrológicas en la Provincia de Buenos Aires y su problemática*. Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, Publicación Especial.

Salibián, A. 1996. Calidad del agua del río Reconquista: Segunda etapa en el monitoreo físico, químico y biológico. En: Zalazar RH (Ed.), *Cuencas hídricas. Contaminación. Evaluación de riesgo y saneamiento*. Instituto Provincial de Medio Ambiente (Gov. Prov. Buenos Aires), 108-109.

Salibián, A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. In: Ware GW (Ed.). *Reviews of Environmental Contamination And Toxicology*, 185: 35-65.

Salibián, A. 2013. Estudios sobre el estado del río Reconquista. En: Malacalza L, *Ecología y Ambiente*, 2da. Edición, ACIEL-INEDES: 204-211

Sampons, M. R. 1986. Oligoquetos bentónicos del Arroyo Rodríguez. *Neotrópica*, 35 (94): 101-112.

Sathicq, M.B., Gómez, N. Bauer D. E. & J. Donadelli. 2017. Use of phytoplankton assemblages to assess the quality of coastal waters of a transitional ecosystem: Río de la Plata estuary. *Continental Shelf Research*, 150: 10-17.

Scarcia, P.I. 2014. *Biomarcadores de contaminación de teleósteos dulceacuícolas como herramienta de evaluación de ambientes acuáticos afectados por compuestos orgánicos persistentes* (Tesis doctoral N°5507). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Disponible en; [http://digital.bl.fcen.uba.ar/collection/tesis/document/tesis\\_n5507\\_Scarcia](http://digital.bl.fcen.uba.ar/collection/tesis/document/tesis_n5507_Scarcia).

Shannon, C. E., & W. Weaver. 1973. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, IL: The University of Illinois Press, 1-117.

Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Advances in Limnology*, 7: 128 p.

Topalian, M. L., Castañé, P.M, Salibián, A., Romano, L., Rodríguez Capitulo, A. y A. Puig. 2001. Diversos enfoques sobre la situación del río Reconquista; una vision desde la fisicoquímica: lo que se sabe y lo que no se sabe. *Agua Tecnología y Tratamiento-Saneamiento Ambiental*, 26 (136): 38-42.

Troitiño, E., Costa, M.C., Ferrari, L. y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de un arroyo pampeano. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina. Tomo II: 777-784.

Vilches, C., Casco, M.A. y A. Giorgi. 2016. El perifiton como indicador de contaminación difusa: el caso de la cuenca superior del río Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 51 (4): 579-595.

# **Estudios sobre la calidad de los ambientes acuáticos de la región de Cuyo con aplicación de indicadores bióticos**

Antecedentes y perspectivas

**María Angélica Gil  
Jorgelina Daruich  
Liliana Elizabeth Moreno  
José Humberto Ulacco**

# Estudios sobre la calidad de los ambientes acuáticos de la región de Cuyo con aplicación de indicadores bióticos

## Antecedentes y perspectivas

María Angélica Gil, Jorgelina Daruich,  
Liliana Elizabeth Moreno y José Humberto Ulacco

### Resumen

El objetivo de este trabajo es presentar el estado de conocimiento sobre la calidad de los ambientes acuáticos y la aplicación de índices biológicos en la región de Cuyo. Se cuenta con datos de dos de las tres provincias que conforman la región, para cuerpos de agua lóticos y lénticos. Las comunidades acuáticas estudiadas fueron: fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados y vertebrados, principalmente peces, anfibios y aves. Los indicadores aplicados contemplan numerosos índices, los que permiten establecer escalas de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos. De esta manera se ponen a disposición de los responsables de la gestión ambiental una serie de resultados científicos que permiten tomar decisiones sobre el uso, restauración y conservación de los ambientes acuáticos de esta zona del país.

**Palabras clave:** Cuyo, métricos, índices, ambientes acuáticos.

### Abstract

*The main objective of this work is to present the state of knowledge about the quality of aquatic environments by applying biological indices in the Cuyo region. Data from lentic and lotic ecosystems are available from two of the three provinces. The aquatic communities studied were phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrates and vertebrates (mainly fish, amphibians and birds). The applied metrics contemplate numerous indexes, which allowed establishing scales of quality of aquatic ecosystems. In this way, a series of scientific results are made available to those responsible for environmental management, who have to take decisions about the use, restoration and conservation of aquatic environments in this region of the country.*

**Keywords:** Cuyo, metrics, indices, aquatic environments.

### Introducción

Los constantes reportes sobre los problemas ambientales en general y de los ecosistemas acuáticos en particular, conducen a plantearse preguntas acerca de cómo evaluar y medir el impacto generado por el hombre.

La gestión y administración adecuada de los recursos hídricos obliga a conocer su funcionamiento y cómo responden los ecosistemas acuáticos ante diferentes intervenciones antrópicas, siendo necesaria la implementación de métodos rápidos y económicos para el diagnóstico de la calidad del agua (Gómez *et al.*, 2007). Para este tipo de análisis se puede recurrir al empleo de indicadores biológicos que pueden evaluar y predecir los efectos de las modificaciones ambientales, e incluso alertar antes de que el daño sea irreversible.

En la región de Cuyo, por su clima, la escasez de agua, la regulación de sus principales cursos de agua y los contaminantes que son incorporados a ellos, es fácil advertir la necesidad de implementar medidas de control y monitoreo.

Desde hace algunas décadas se comenzaron a emplear en la región índices bióticos aplicados a nivel mundial como el BMWP (Biological Monitoring Working Party), EPT (Índice Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), ASPT (Puntaje Promedio por Taxa), y otros generados a nivel nacional como el IBC (Índice Biótico del Carcarañá de Gualdoni y Corigliano, 1991), IDP (Índice de Diatomeas Pampeanas, Gómez y Licursi, 2001) y el Índice Andino Patagónico (Miserendino y Pizzolon, 1992) y otro generado localmente como el IBSSL (Índice Biótico de las Sierras de San Luis) (Vallania *et al.*, 1996).

La recopilación y revisión bibliográfica realizada en este capítulo corresponde al período comprendido entre los años 1964 y 2018. La misma permitió reconocer los principales aportes realizados por los distintos grupos de investigación, principalmente de universidades nacionales, considerando artículos científicos, tesis doctorales, trabajos finales de grado y presentaciones en congresos. También facilitó identificar los vacíos de información existentes en algunas partes de la región.

### Área de estudio

Cuyo es una región geográfica situada en el centro oeste de la República Argentina, conformada por las provincias de Mendoza, San Juan y San Luis que, de oeste a este comprende principalmente las provincias fitogeográficas altoandina, patagónica, del monte, chaqueña y espinal (Cabrera, 1976).

La región se extiende entre los 30°00' y los 37°30' de latitud sur y entre los 68°00' y los 64°00' de longitud oeste (Fig.1). Las mayores alturas corresponden al límite oeste

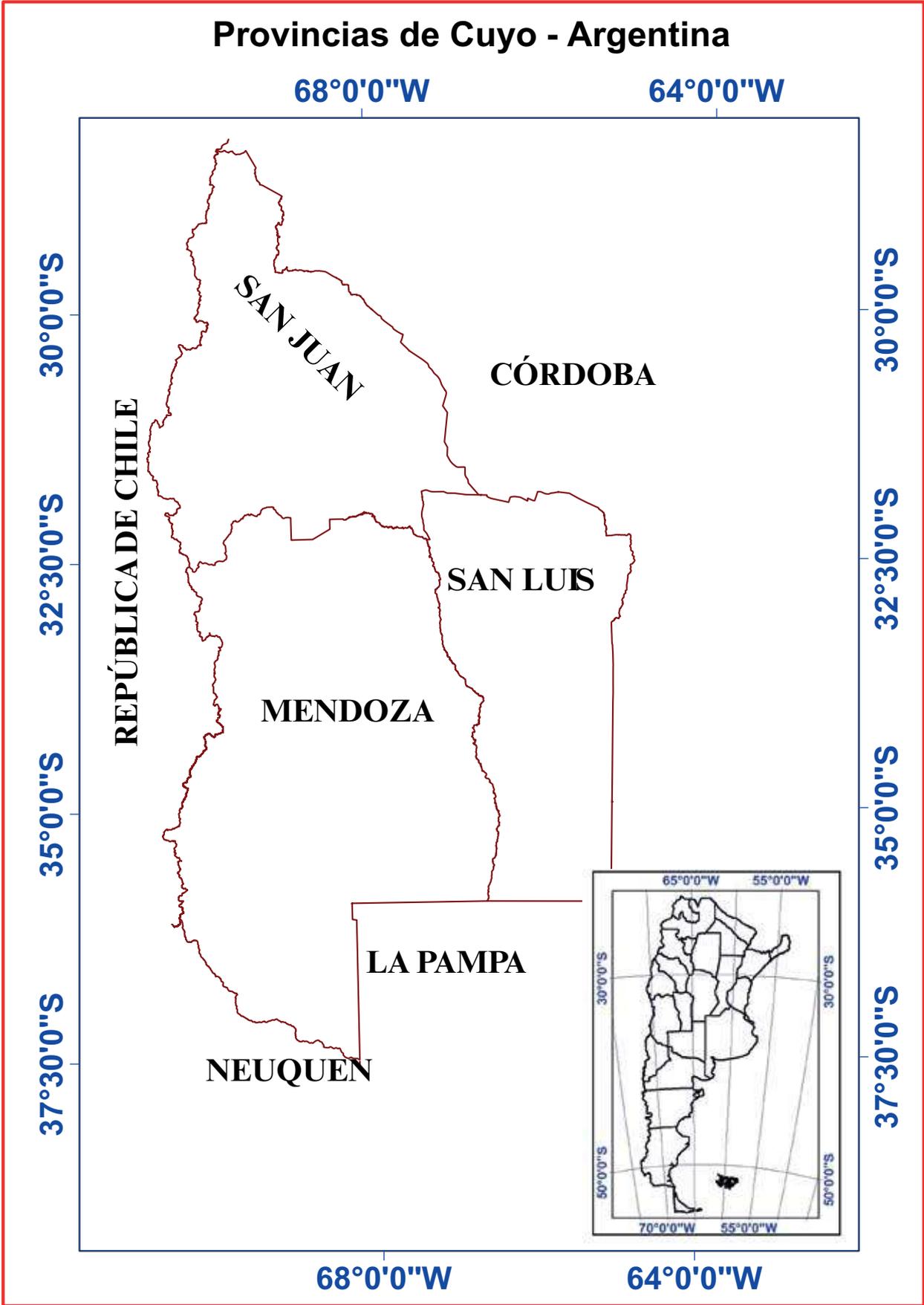


Figura 1. Provincias argentinas que integran la región de Cuyo.

donde se localiza el Aconcagua (6.960 msnm), hacia el este la altura disminuye hasta alcanzar en promedio 592 msnm en la provincia de San Luis. El clima es continental con un aumento de la humedad y las precipitaciones hacia el este. El viento más importante en las provincias de San Juan y Mendoza es el Zonda, proveniente del océano Pacífico, que descarga su humedad en la Cordillera de los Andes y llega a la región de Cuyo como un viento caliente y seco. En tanto los vientos que penetran en el territorio argentino desde el océano Atlántico descargan la humedad en su recorrido hacia la región Pampeana, provocando escasas lluvias en la provincia de San Luis.

Los ríos del oeste de la región de Cuyo (provincias de Mendoza y San Juan) son alimentados por el deshielo, con aumentos en sus caudales entre los meses de noviembre a febrero; por su parte en la provincia de San Luis son alimentados por las precipitaciones que son más marcadas en la época estival y por aportes del agua subterránea. El río más importante de la región es el Desaguadero que marca el límite entre las provincias de Mendoza y San Luis.

Los principales impactos antrópicos sobre los cursos de agua están relacionados con la explotación minera principalmente asociada a la región cordillerana, la construcción de embalses para consumo de agua para potabilizar, riego, turismo, generación de energía eléctrica y también la explotación agrícola y ganadera.

La población de Cuyo se concentra principalmente en las capitales de las provincias de Mendoza y San Juan, aunque en las últimas décadas la provincia de San Luis registró un importante aumento demográfico.

### Los recursos hídricos de la provincia de San Luis

La provincia de San Luis tiene una superficie total de 76.748 km<sup>2</sup>. Está situada en el centro-oeste de la República Argentina. El clima regional puede definirse como semiárido, continental y templado; la temperatura media anual es de 17° C.

La provincia de San Luis cuenta con siete cuencas de agua superficiales, cuyos límites están definidos por las divisoria de aguas superficiales y por la topografía. Estas son: Cuenca de Vilance, del Desaguadero, del Bebedero-Salado, del Río Conlara, del Río Quinto, de la Llanura Norte y de la Llanura Sur (Ceci y Cruz Coronado, 1981) (Fig.2).

En la zona de las sierras nacen numerosos arroyos que alimentan a los ríos Conlara y Quinto, de carácter endorreico. Sólo el río Quinto alcanza a desaguar en el río Salado en época de grandes crecidas. Varios de estos ríos y arroyos son embalsados para regular sus caudales, para riego y consumo humano. En el límite occidental de la provincia está el río Desaguadero, también llamado

Salado, el cual configura un complejo sistema denominado Sistema del Desaguadero que, desde la segunda mitad del siglo XIX y especialmente a lo largo del siglo XX, ha sufrido una importante disminución de los caudales con la consecuente tendencia a la desaparición de las Lagunas de Guanacache (en las fronteras de San Luis, Mendoza y San Juan). También se advierte la transformación en salina de la Laguna de El Bebedero y la desecación del río homónimo. En la actualidad el gobierno de San Luis ha iniciado tareas de recuperación de este ambiente, lo que acentúa la necesidad del conocimiento de la biota autóctona y el monitoreo de estos ecosistemas.

### Estudios de la calidad de agua en San Luis

Los primeros estudios realizados en referencia al análisis de calidad de agua por métodos biológicos en la zona Cuyo datan de la década de los '90, con la influencia recibida en San Luis del grupo de investigación de la Universidad Nacional de Río Cuarto (liderado por la Dra. Corigliano). En San Luis, en el año 1996 se lleva adelante un estudio que permitió desarrollar el índice biótico para las sierras de San Luis (IBSSL). El estudio se basó en los trabajos de Woodiwis (1964) y de Gualdoni y Corigliano (1991). Abarcó las subcuencas del río Chorrillo (cuenca del Bebedero) y del río Trapiche (cuenca del Quinto) basándose en las comunidades de macroinvertebrados, estableciendo áreas de referencia y elaborando una tabla estándar para el cálculo del índice (Vallania *et al.*, 1996). Entre los resultados sobresalientes que surgieron de la aplicación del índice se pudo advertir que la regulación del río tiene un efecto diferente cuando se ubica en las nacientes o en los tramos medios, y que los tramos post embalse presentan menor riqueza taxonómica representada por unos pocas taxa como moluscos, anfípodos y crustáceos y algunos insectos colectores filtradores.

Otro aporte importante es el de Tripole (2003), quien realizó un estudio comparativo de diferentes métricas tales como riqueza y composición taxonómica, tolerancia/intolerancia, relaciones tróficas, número de taxones de distintos órdenes y aplicación del IBSSL, para los ríos Grande y el arroyo Carolina, sujetos a estrés por el drenaje ácido de una mina de hierro, ambos pertenecientes a la cuenca del Quinto. Este trabajo constituyó un punto de partida para los estudios de impacto ambiental para el río Carolina (Tripole y Corigliano, 2005; Tripole *et al.*, 2006; Tripole *et al.*, 2008) en el cual se observó un aumento en las poblaciones de ácaros y quironómidos (menos sensibles al estrés ácido), en contraste con la disminución de todos los otros taxones presentes, principalmente efémeras, tricópteras y moluscos. En este caso, la comunidad fue mayormente afectada por las variables: pH, conductividad, sulfatos y hierro disuelto.

La cuenca del río Quinto, considerando la aplicación del IBSSL, no mostró evidencias de alteración por contaminación en aguas bajas (entre los meses de abril y septiembre),

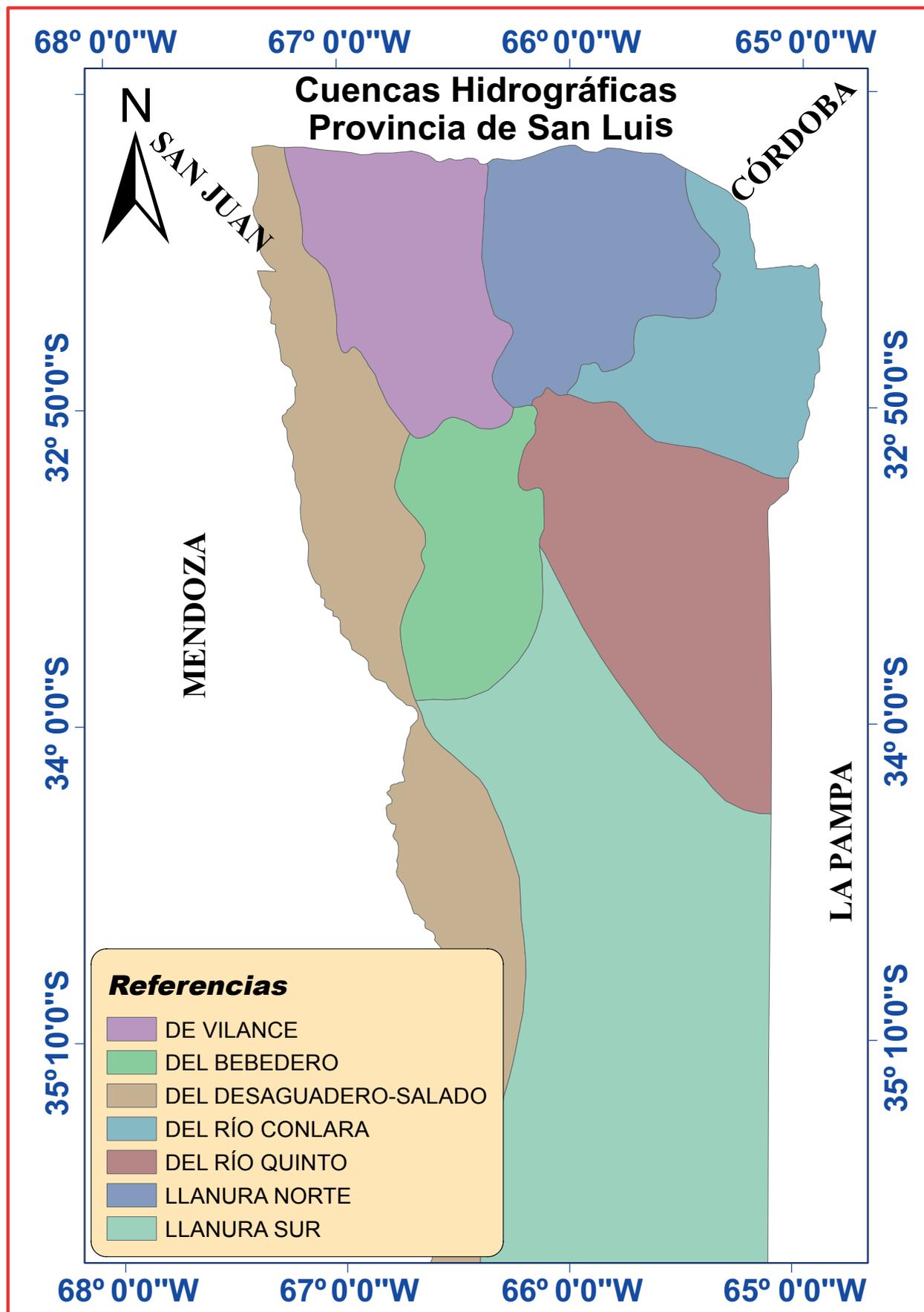


Figura 2. Cuencas Hidrográficas de la provincia de San Luis.

no así, en la época de aguas altas (entre los meses de octubre y marzo) correspondientes al período estival, principalmente por efecto de la actividad turística. El tramo más afectado resultó ser el que se ubicó aguas abajo de la ciudad de Villa Mercedes, donde los valores obtenidos corresponden a una clase de calidad V (fuertemente contaminado), a pesar de eso el sistema logró recuperarse parcialmente unos 30 km río abajo.

Además de los trabajos relacionados con el macrozoobentos, ya mencionados, en la provincia de San Luis se destacan, para la zona central de la provincia, otros estudios que consideran la diversidad de diferentes grupos tales como Hidracáridos (Quiroga *et al.*, 2010), Simúlidos (Gil *et al.*, 1998), Tricópteros (Vallania *et al.*, 1998; Gil *et al.*, 2001), Efemerópteros (Nicola *et al.*, 2013) y Chironomidae (Medina y Paggi, 2004). También se llevaron a cabo análisis sobre el rol funcional de algunas especies de tricópteros en las cuencas del Quinto (Gil *et al.*, 2006) y del Bebedero (Gil *et al.*, 2008) así como la relación entre la regulación de los ríos y la distribución de los grupos funcionales de macroinvertebrados (Vallania y Corigliano, 2007). En todos los casos los resultados de los trabajos evidencian que la calidad del ambiente se va deteriorando hacia

las desembocaduras de los ríos, debido a la presencia de asentamientos urbanos y por el aumento en la construcción de diques en las últimas décadas, como se muestra en la Tabla 1.

Si bien los peces y anfibios son considerados buenos indicadores (Launois *et al.*, 2011), sus empleos en los análisis ambientales son escasos para la región de Cuyo. Para el caso de los peces, Arratia *et al.* (1983) y López *et al.* (2008) ubican a la provincia de San Luis en la provincia ictiológica pampeana.

Garelis (2012), clasificó la cuenca del río Quinto en tres secciones limnológicas: ritrónica reconocida como zonas de "truchas", intermedia o zonas de carácidos y potámica o zonas de ciprinodóntidos. El trabajo destaca varios aspectos a considerar:

- La materia orgánica que sustenta gran parte del metabolismo del sistema es autóctona, representada principalmente por algas epilíticas y macrófitas.
- La fauna íctica en las zonas descritas se ve afectada negativamente por la presencia de diques.

**Tabla 1: Diques de la provincia de San Luis<sup>1</sup>**

Nombre	Superficie (ha)	Volumen (hm <sup>3</sup> )	Inauguración (año)
Embalse La Florida	650	105	1953
Embalse Potrero de los Funes	91	6.80	1927
Dique La Huertita	430	47.00	1981
Dique Nogolí	170	25.80	2003
Dique paso de las Carretas	75	105.00	1982
Dique Villa General Roca	45	1.70	1956
Dique Cruz de Piedra	154	12.50	1931
Dique San Felipe	128	81	1956
Dique Antonio Esteban Agüero	107	19.30	2001
Dique Luján	27	3.60	2001
Dique Las Palmeras	186	24.00	2010
Dique Saladillo	296	50	2011
Dique La Sepultura/ Pisco Yaco	12	30	2010
Dique Boca del Río	138	8.54	2012
Dique Paso Grande			Proyectada su construcción
Dique Quines			Proyectada su construcción
Dique La Estrechura	45	sin datos	2012
Dique Estancia Grande	16	20	2012
Confluencia de los ríos Cañada Honda y Las Carpas <sup>2</sup>			Proyectada su construcción
Papagayos			Proyectado su construcción

1. Extraído de: [http://www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/rlc/utf017arg/estudio/riegointegral/areasexistentes/Anexos/PROVINCIA\\_DE\\_SAN\\_LUIS.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/rlc/utf017arg/estudio/riegointegral/areasexistentes/Anexos/PROVINCIA_DE_SAN_LUIS.pdf)

2. <http://agenciasanluis.com/notas/2018/04/01/san-luis-tendra-dos-nuevos-diques-que-llevaran-mas-agua-al-sur-y-a-merlo/>

- La provincia de San Luis posee el 83 % del total de las especies citadas para la cuenca hidrográfica del río Quinto.
- Se registraron siete nuevas especies en el sistema hidrográfico del río Quinto en la provincia de San Luis: *Astianax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iheryngii*, *Cheirodon interruptus*, *Hoplias malabaricus*, *Pimelodellia laticeps*, *Hipostomus cordovae* y *Ramdhidea quelen* y se amplió la distribución hacia el noroeste de la Argentina de *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata*, *Gambusia affinis*, *Cnesterodon desermaculatus*, *Australoheros facetus*, *Oncorhynchus mykiss*.
- La ictiofauna de la cuenca estuvo influenciada por el hidroperíodo, la granulometría del sustrato, el caudal y la cobertura vegetal.
- Existe un aumento de abundancia relativa total, riqueza taxonómica, grupo de números tróficos y diversidad de los ensamblajes ícticos hacia las secciones de menor altitud.

A partir del año 2000 comenzaron a desarrollarse en la provincia de San Luis estudios con los anfibios. Entre ellos se encuentra el análisis de los efectos de la alteración del hábitat sobre las poblaciones de anuros del río Quinto en Villa Mercedes (San Luis, Argentina) cuyo objetivo general fue conocer la composición específica y el estado de las poblaciones de la batracofauna en el tramo regulado del río Quinto que circunda a la ciudad de Villa Mercedes. En este estudio se registraron un total de 233 individuos pertenecientes a 3 familias: Bufonidae, Hylidae y Leptodactylidae (Gutiérrez, 2007).

También se realizó una evaluación de los efectos tóxicos de dos contaminantes de relevancia ambiental, tales como endosulfán y cipermetrina, sobre larvas de anuros autóctonos de la provincia de San Luis (Pérez Iglesias, 2011). Este estudio reveló la supervivencia y sensibilidad de estas especies frente a diferentes concentraciones de estos pesticidas y la necesidad de abordar nuevas investigaciones que incluyan otros aspectos ecológicos de las poblaciones de anuros además de los ecotoxicológicos.

Otro de los grupos reconocidos por su sensibilidad a las alteraciones ambientales es el de las algas, que también fue abordado en la provincia de San Luis. Daruich *et al.*, (2013) analizaron las respuestas de las microalgas a los disturbios antrópicos, observando especies más tolerantes a la presencia de materia orgánica como *Melosira varians*, *Navicula tripunctata*, *Oscillatoria limosa*, *Gomphonema parvulum* y *Coelastrum microporum*, y algunas especies de euglenófitas. Teniendo en cuenta estos resultados, se centralizó el estudio en la comunidad de diatomeas, ya que sumado a la amplia distribución de este grupo, se dispone de una extensa información sobre las exigencias ecológicas de un considerable número de especies (López Fuerte y Siqueiros Beltrones, 2011). También se aplicó el IDP (índice de diatomeas pampeano) propuesto por Gómez y Licursi

(2001) en tres cuencas de la provincia. El empleo del índice reflejó un deterioro en la calidad del agua que puso de manifiesto la actividad antrópica: los sitios de los tramos medios y finales de las cuencas estudiadas albergaron especies que prefieren ambientes enriquecidos con nutrientes y materia orgánica. Además, la taxocenosis de diatomeas mostró una sustitución de especies más sensibles por otras que toleran mayores concentraciones de materia orgánica (Daruich *et al.*, 2018).

Los resultados obtenidos a partir del empleo de diatomeas bentónicas como indicadoras de la calidad del agua en los sitios analizados, concuerda con los resultados reportados a partir de otros organismos bioindicadores tales como macroinvertebrados bentónicos y peces en estos sistemas lóticos (Vallania *et al.*, 1996; Garelis y Bistoni, 2010).

### Calidad del agua de Mendoza

La provincia de Mendoza tiene una superficie total de 150.839 km<sup>2</sup>. Está situada en el centro-oeste de la República Argentina (Fig. 1). El clima regional puede definirse como árido, templado y de máxima continentalidad. La temperatura media anual varía entre 11,4°C y 15,6°C. La amplitud térmica media de verano e invierno oscila entre 13°C y 16,3°C.

En la alta cordillera nacen los ríos Mendoza, Tunuyán, Diamante y Atuel, que atraviesan de oeste-este la provincia. Los cuatro forman parte del sistema hidrográfico andino o del Desaguadero, que abarca una apreciable extensión del oeste árido del país. A lo largo de estos ríos se localizan numerosos embalses como El Carrizal, Agua del Toro, los Reyunos, El Nihuil, Valle Grande y Potrerillos.

En Mendoza el recurso hídrico que se utiliza proviene casi en su totalidad del deshielo de nieve y glaciares de la Cordillera de Los Andes. Las lluvias sólo se producen en primavera y verano, con ínfimos volúmenes aportados y de difícil captación para su posterior uso. Por lo tanto, en años hidrológicos pobres, la actividad económica depende principalmente de los aportes de los deshielos de alta montaña y del agua subterránea. El agua es un bien estratégico para el desarrollo de la economía regional ya que la práctica de la agricultura, que desempeña un papel destacado, sólo es factible bajo riego. Las características de aridez, las escasas precipitaciones, los caudales variables de los ríos y un alto índice de evapotranspiración, dan lugar a un pronunciado déficit hídrico.

En Mendoza se han definido diez cuencas hidrográficas, entre ellas la Cuenca del Río Mendoza, Cuenca del Río Tunuyán, que se divide en dos subcuencas: aguas arriba del Dique Carrizal denominada subcuenca del Tunuyán Superior, y aguas abajo, subcuenca del Tunuyán Inferior, Cuenca del Río Diamante, Cuenca del Río Atuel, Cuenca del Río Malargüe, Cuenca de los Ríos Grande y Colorado (Fig. 3).

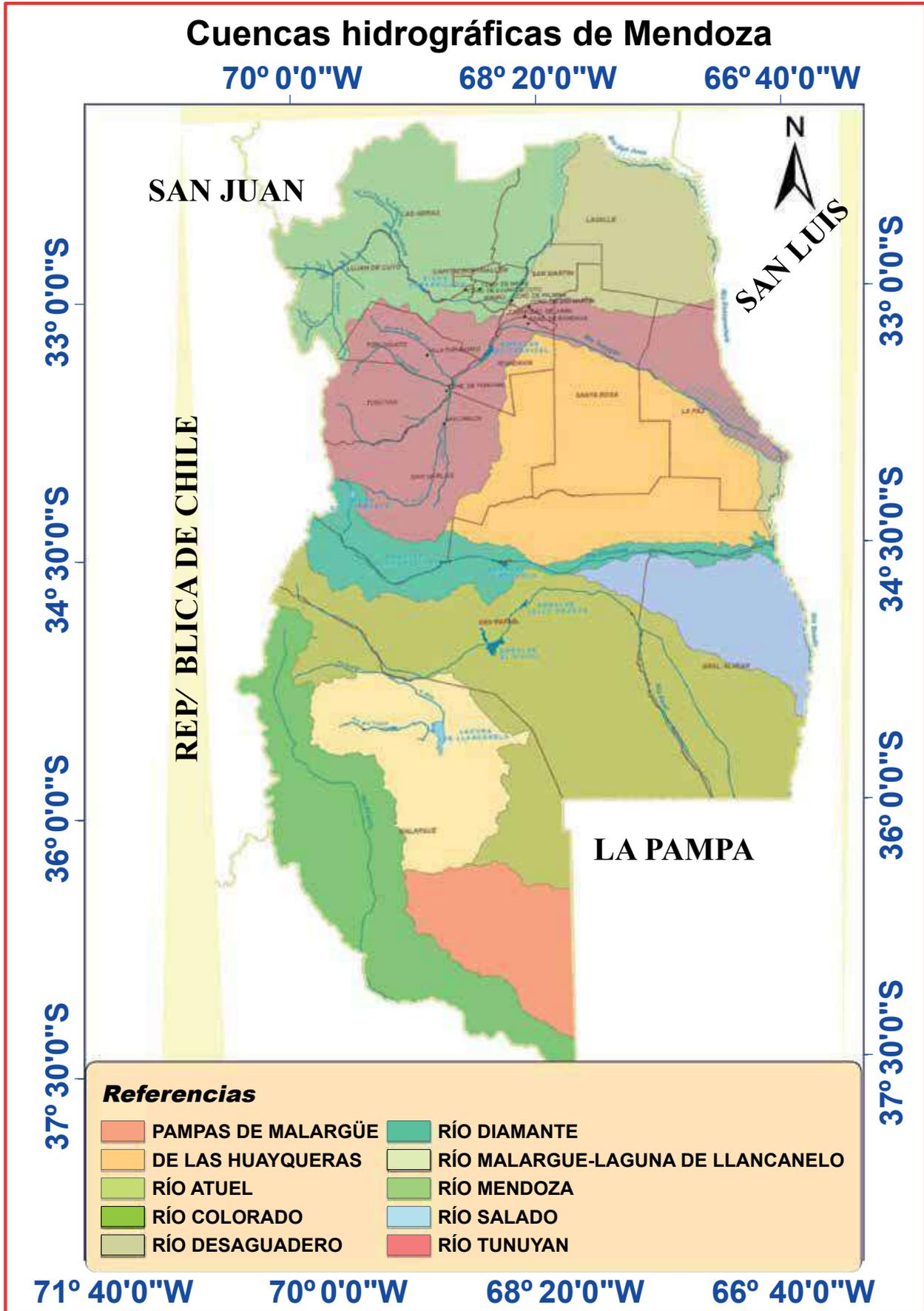


Figura 3. Cuencas hidrográficas de Mendoza.

En la última década se acrecentó el número de estudios, tratando de identificar cuál de las variables físicas afectan mayoritariamente la distribución de las comunidades biológicas. Las variaciones en la riqueza de taxones de macroinvertebrados son afectadas en gran medida por la heterogeneidad espacial y, en menor proporción, por las variaciones temporales. Las máximas densidades poblacionales de macroinvertebrados y la riqueza taxonómica se registraron en las temporadas de otoño e invierno, lo que indica que estos periodos podrían proporcionar mejores condiciones para la supervivencia favorecidas por una mayor transparencia, menor temperatura del agua, menor caudal y velocidad de la corriente y, por consiguiente, mayor estabilidad del sustrato. Estos resultados son similares a los observados en otros sistemas de ríos de montaña de origen glacial.

Entre los órdenes registrados, los dípteros con las familias Simuliidae, Chironomidae y Blephariceridae mostraron las mayores densidades. Trichoptera con la familia Smicridea y Coleópteros con la familia Elmidae fueron los más abundantes. La baja densidad y frecuencia de plecópteros encontrados en el río Mendoza podría deberse a procesos de deriva en sus afluentes (Scheibler *et al.*, 2014).

El índice EPT y el porcentaje de la Familia Dominante (%DF) fue empleado en el sistema del río Uspallata, señalando que el % de EPT fue mayor de agosto a octubre y disminuyó abruptamente hacia el verano, con un cambio en la composición de la comunidad relacionado con el aumento de la descarga de agua debido al derretimiento de la nieve. Por otra parte, en el segmento medio del arroyo Uspallata, que está más urbanizado, el % de EPT mostró los valores más bajos en la mayoría de las fechas de muestreo. En tanto el % DF fue mayor en agosto, con los Chironomidae como taxón dominante (Scheibler y Debandi, 2008), lo que indica que este taxón podría considerarse como un indicador de calidad biológica en estos ríos de montaña.

Un apartado especial merecen los estudios realizados en humedales de altura tales como el Bañado Carilauquen, alimentado entre otros por el río Malargüe. Se trata de uno de los principales componentes del sistema endorreico de humedales denominado Laguna Llancañelo, un lago salino ubicado en el sur de la provincia de Mendoza (Peralta y Fuentes, 2005; Scheibler y Ciocco, 2011), además de otros estudios realizados en cuerpos de agua a diferentes altitudes en el lago Los Horcones, los diques Tambillos y Potrerillos (Scheibler *et al.*, 2016).

En el Bañado Carilauquen se examinaron cómo los cambios espaciales, temporales y las características físico-químicas del agua afectan la riqueza taxonómica y la densidad de los macroinvertebrados bentónicos,

zooplancton, fitobentos y fitoplancton en este humedal árido. La riqueza taxonómica es significativamente más baja en los diferentes grupos, probablemente debido a la elevada salinidad y a la variación en el volumen del agua que afecta la vegetación litoral, restringida solo a las especies de macrófitas sumergidas. Estos aspectos pueden ser las variables que reducen la riqueza a unas pocas especies tolerantes de condiciones ambientales extremas. La composición cualitativa de los macroinvertebrados en el Bañado estuvo dominada en gran parte por insectos acuáticos, particularmente por Díptera y Coleoptera. Por su parte, el estudio de las poblaciones de fitobentos, fitoplancton y zooplancton litoral del bañado de Carilauquen (Peralta y Fuentes, 2005) registraron un gradiente en la conductividad desde las nacientes hacia la desembocadura, lo que determinó variación en las densidades. Las diatomeas pennadas fueron las que se encontraron presentes en todas las temporadas y sitios de muestreo. En cuanto al zooplancton, las amebas tecadas fueron el grupo proporcionalmente más abundante en todas las estaciones, seguidos en importancia por los rotíferos, ostrácodos y ciliados.

En los lagos y diques de montaña (2891 y 2458 msnm) como Los Horcones, Tambillos y Potrerillos, los estudios se centraron en analizar la taxocenosis de Heteroptera reconociéndose cuatro familias: Corixidae, Belostomatidae, Notonectidae y Gelastocoridae. Entre ellas la más abundante fue Corixidae con *Ectemnostega quadrata* y *Sigara jensenhaarupi*, ambas endémicas de la región andina. Los resultados del estudio confirmaron que la disminución en la riqueza de especies se correlaciona directamente con la disminución del pH, e inversamente con el aumento de la conductividad. Por su parte, las macrófitas favorecen el aumento de la riqueza de especies de macroinvertebrados. La presencia de hielo durante el invierno representa un obstáculo importante para los organismos, ya que tienen baja disponibilidad de alimentos y baja temperatura.

En el marco del estudio del Plan Rector de Pesca del departamento Malargüe se utilizaron los índices BMWP y ASPT empleando macroinvertebrados en cursos de agua de la provincia de Mendoza. El estudio abarcó los ríos Atuel, Salado, Malargüe y río Grande, encontrándose en todos ellos una calidad del agua alta durante la mayor parte del año excepto durante las estaciones de otoño e invierno cuando se torna baja o mediocre (Martínez, 2011).

En relación a los estudios de la ictiofauna en la Cuenca del Tunuyán, en el Arroyo Grande de la Quebrada, Diblasi *et al.*, (2015) caracterizaron el ensamble de peces presentes y su oferta alimentaria. Estos autores identificaron las especies de peces nativos e introducidos, y estimaron abundancias relativas, densidad, parámetros morfométricos, diversidad, índices biológicos (BMWP y ASPT) y la dieta en un gradiente altitudinal y temporal. El estudio

logró caracterizar las estaciones estudiadas con una calidad alta según el índice BMWP. Según el índice ASPT a lo largo del año, el valor de calidad arrojado correspondió a una calidad aceptable-buena.

Arratia *et al.*, (1983) y López (2008) ubican a la provincia de Mendoza en la provincia ictiológica andino-cuyana (Villanueva y de la Mota, 1994). La fauna de peces en la provincia de Mendoza ha sufrido grandes cambios a lo largo de este último siglo. Entre los factores de riesgo más importantes que amenazan a la biodiversidad se encuentran las invasiones biológicas y la destrucción del hábitat (Dibiasi *et al.*, 2015). Comparaciones de reseñas históricas con información más moderna, han permitido corroborar este cambio en el área de estudio, atribuido totalmente a una acción antrópica. En las últimas décadas se ha introducido un importante número de especies exóticas que han ocupado nichos ecológicos utilizados primitivamente por especies nativas (Villanueva y Roig, 1995).

También las aves fueron empleadas en análisis ambientales en el área en consideración, para lo cual se utilizó la abundancia de patos del torrente *Merganetta armata*, en relación a las características del ambiente que influyen en la selección del hábitat en el arroyo Grande y en el río Blanco de la parte central de la cordillera frontal de Mendoza. El arroyo Grande tiene un disturbio medio moderado, por el turismo y la pesca, mientras que el río Blanco presenta un disturbio mayor por los deportes invernales. La distribución de los patos estuvo directamente relacionada con el recurso alimentario. En el río Blanco hay mayor disturbio y menor diversidad de invertebrados, por lo tanto la densidad de los patos del torrente fue menor que en el arroyo Grande. Los principales componentes de la dieta de los patos fueron simúlidos, plecópteros y efemerópteros (Álvarez *et al.*, 2014).

### Calidad del agua de San Juan

La provincia de San Juan limita al noreste con La Rioja, al sureste con San Luis, al sur con Mendoza y al oeste con la República de Chile. Posee 89.651 km<sup>2</sup> de superficie, en donde prima un relieve montañoso intercalado por valles y travesías bajo un clima predominantemente templado seco, con una marcada escasez de cursos hídricos superficiales.

La superficie de la provincia se divide en cuatro cuencas hidrográficas. Los principales ríos pertenecen a las cuencas del río San Juan y río Jachal, ambos alimentados por la fusión de las nieves cordilleranas. Las restantes cuencas son la del Río Bermejo, Gualilán y Río del Valle-Pampa de las Salinas (Fig. 4). Las alteraciones producidas por la acción humana consisten en trasvasamientos de cuencas, construcción de embalses, cambios en el uso del suelo, etc., que resultan en un deterioro de las cuencas (Vich *et al.*, 2016). Sin embargo, al momento de realizar el

presente trabajo no se contó con estudios de indicadores biológicos que confirman estas afirmaciones.

Sobre el conocimiento de la fauna asociada a los ríos se han reportado 22 especies de peces, de las cuales 7 han sido introducidas con fines deportivos y de piscicultura. La falta de conocimiento detallado sobre la diversidad, distribución y biología de los peces de la provincia, la promoción y aceptación de especies exóticas como actividad lucrativa de recreación y las actividades antrópicas asociadas a humedales son las principales amenazas contra la conservación de la riqueza ictícola de la provincia (Acosta *et al.*, 2016).

En San Juan se desconoce el estado actual del empleo de métricos para análisis ambientales, en general se remiten a estudios realizados por privados para evaluar la actividad minera, que por comunicación personal se basan solo en análisis químicos. El territorio de la provincia cuenta con minerales de composición variada y en concentraciones que llevan a que la actividad minera de esta provincia satisfaga el mercado interno y muestre una proyección nacional e internacional (Carrascosa *et al.*, 2016).

### Consideraciones finales

El conocimiento de la calidad de los ambientes acuáticos en la región Cuyo es muy dispar y fragmentado. Es muy escaso en la provincia de San Juan, no contándose con bibliografía ni antecedentes de estudios realizados. Para la provincia de Mendoza, los estudios están más avanzados; se realizaron evaluaciones tanto en ríos como en cuerpos lénticos de altura considerándose poblaciones de vertebrados y de invertebrados. Para la provincia de San Luis ha sido muy fructífera la producción de trabajos a partir de las dos últimas décadas. En la mayoría de los casos, los estudios ambientales se basan en el empleo de índices bióticos (Tabla 2).

Esta heterogeneidad tiene que ver con el desarrollo de los grupos de investigación especializados. En la provincia de San Luis los estudios se inician con la influencia de grupos de investigación de Córdoba y Río IV y el posterior fortalecimiento de diferentes grupos locales especializados principalmente en vertebrados (anfibios y peces), macroinvertebrados y poblaciones de algas.

La mayoría de los estudios de calidad ambiental en la provincia de Mendoza describen ambientes con una menor diversidad, en comparación con los realizados en la vecina provincia de San Luis. Esto no necesariamente corresponde al efecto de la alteración antrópica, sino que se debe considerar la baja riqueza natural producto de las variables fisicoquímicas e hidrológicas propias de los ambientes de montaña como se mencionan en los trabajos revisados: elevada conductividad, grandes crecidas

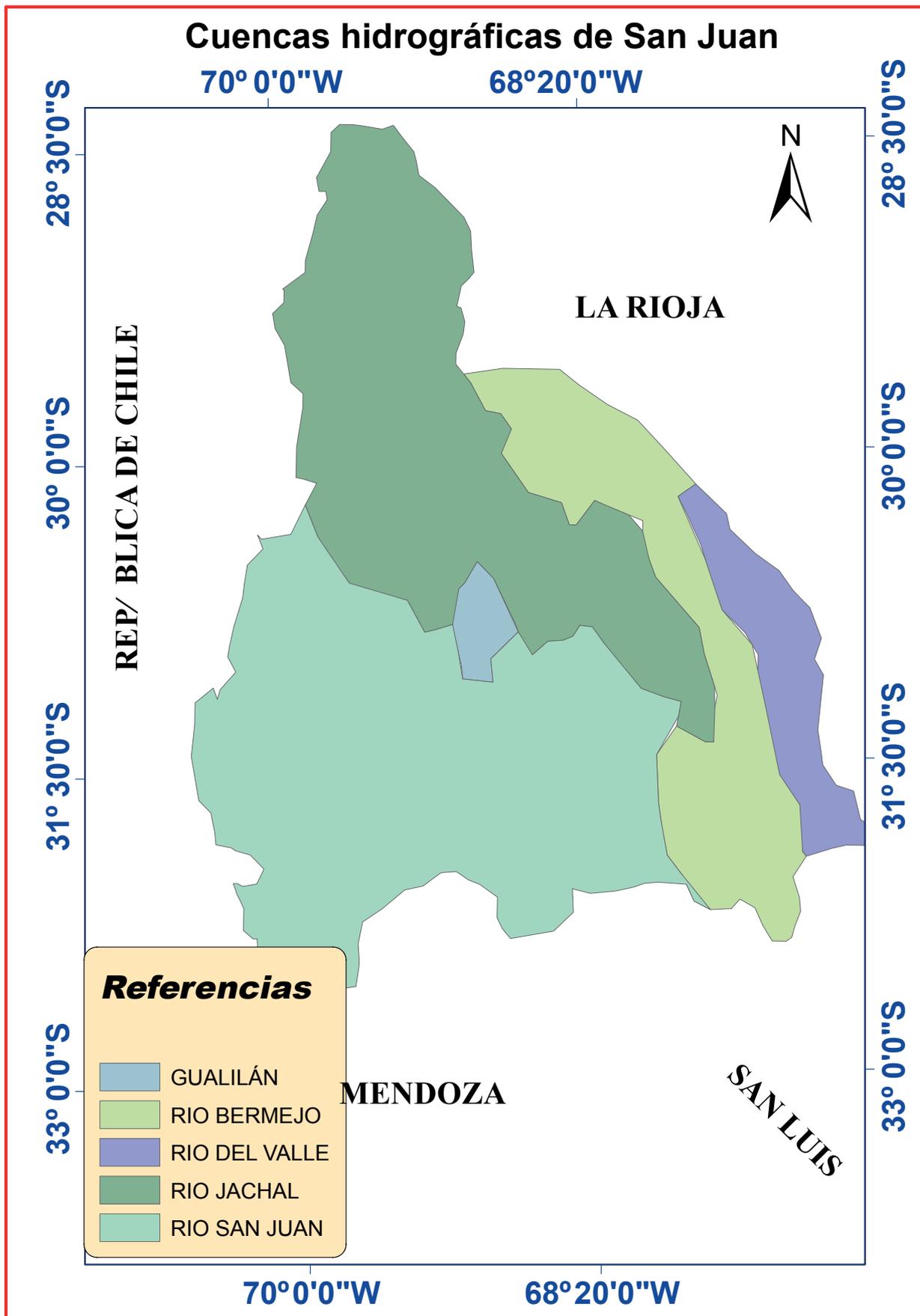


Figura 4. Cuencas hidrográficas de la provincia de San Juan.

**Tabla 2.** Cuencas de Cuyo estudiadas e Índices Bióticos Aplicados. IBSSL: Índice Biótico de las Sierras de San Luis, IDP: Índice de Diatomeas Pampeano, BMWP: *Biological Monitoring Working Party*, EPT: Índice Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera, %DF: % Familia Dominante, ASPT: Puntaje Promedio por Taxa.

Provincia	Cuenca estudiada	Índices Aplicados
San Luis	Conlara	IBSSL IDP
	Quinto	IBSSL IDP
	Bebedero	IDP IBSSL
Mendoza	Mendoza	EPT %DF
	Tunuyán	BMWP ASPT
	Atuel Salado Grande Malargüe-Laguna de Llanquanelo	BMWP ASPT

por deshielo, entre otros. Entre las alteraciones causadas por las intervenciones antrópicas, podemos citar: las relacionadas con el turismo como la introducción de especies exóticas, la agricultura y la explotación petrolera. En tanto, en la provincia de San Luis, la calidad del agua estaría relacionada con la intervención antrópica asociada a la regulación de los ríos con fines turísticos y de consumo humano como así también con el crecimiento de las poblaciones ribereñas. En la provincia de San Juan los pocos datos con los que se cuenta están relacionados a la explotación minera y a la introducción de especies exóticas.

Dada la diversidad de índices aplicados en los trabajos revisados a lo largo del texto, los cuales no utilizan los mismos colores y categorías referidas a los juicios de calidad de agua, es que intentamos resumir y unificar criterios empleando solamente tres colores de manera arbitraria: azul para indicar poco alterado, verde moderadamente alterado y rojo muy alterado (Fig. 5a y 5b) en las cuencas estudiadas en las provincias de San Luis y Mendoza.

Los índices bióticos empleados hasta el presente requieren de una validación, paso necesario para su aplicación en distintos ambientes acuáticos del área de Cuyo. Para ello será necesario contar con una base de datos más amplia que permita seleccionar cuál de los índices bióticos existentes es el más adecuado, adaptándolo en caso que lo requiera, o bien generar nuevos índices locales. Además, es oportuno incluir en futuras evaluaciones limnológicas de los ambientes áridos y

semiáridos otros grupos biológicos poco considerados hasta la fecha, como plantas vasculares, aves y mamíferos, que son comunidades bióticas que pueden indicar la salud ecosistémica de lagos y ríos de la región.

Según la Fig. 5a., queda en evidencia que, de todos los ríos de la región de Cuyo, los que nacen en la Cordillera de los Andes en la provincia de Mendoza han sido estudiados hasta el momento en un bajo porcentaje. En dichos ríos, la baja riqueza no indica una menor calidad del agua, sino que está relacionada con los altos valores de conductividad, la ausencia de vegetación riparia y de macrófitas acuáticas reconocidas por su función de aumentar la heterogeneidad del hábitat, proporcionar refugio frente a las fuertes corrientes, protección contra la depredación, sustrato para el desarrollo de perifiton, etc.

Para la provincia de San Luis los estudios se han concentrado en la región centro-este, desconociéndose el estado de los cuerpos de agua del sur de la provincia, representados principalmente en lagunas y bañados. Los datos recuperados en este trabajo se remontan hasta el año 2017, por lo que sería conveniente continuar con los monitoreos por medio de la aplicación de índices. Los resultados obtenidos indican que la calidad de agua en los sitios estudiados pasa de muy buena a buena en las nacientes y se deteriora cuando el curso de agua atraviesa centros urbanos (Fig. 5b).

En la provincia de San Juan no hay antecedentes respecto del uso de índices bióticos, por lo cual se requiere

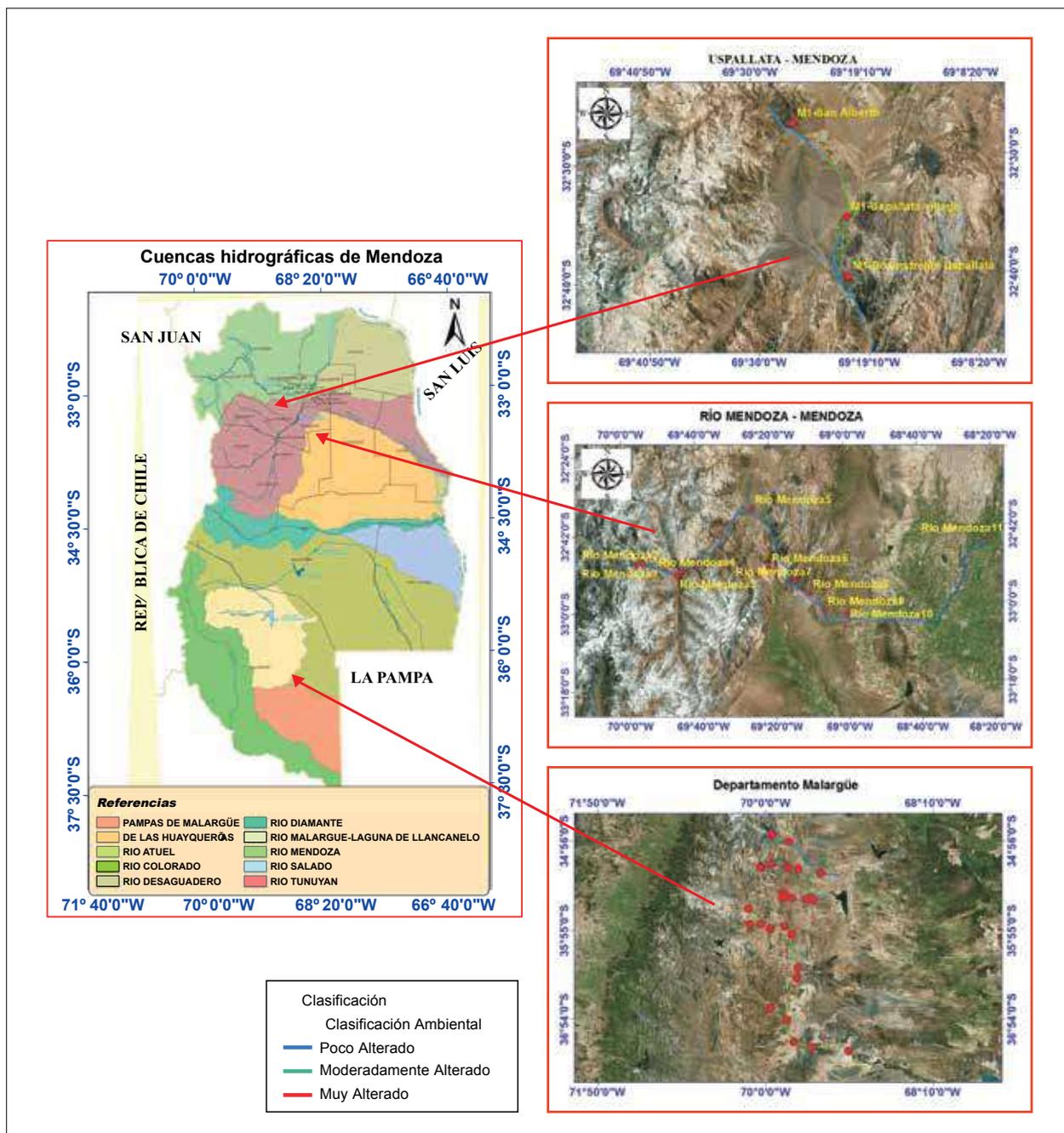


Figura 5a. Cuencas hidrológicas estudiadas en la provincia de Mendoza.

generar una línea de base mediante la aplicación de índices tales como BMWP, EPT y/o ASPT, aprovechando la experiencia de haber sido empleados con éxito en ambientes similares en Mendoza.

En resumen, los métricos aportan información valiosa para determinar el estado de los ambientes acuáticos, pero es necesario contar con más conocimiento ya que, por ejemplo, los índices confeccionados para una región no siempre pueden ser aplicados exitosamente en otros ambientes, si no se conoce la composición específica

de la biota asociada a los distintos ambientes acuáticos. Queda en claro la necesidad de contar con especialistas de los distintos grupos para aportar solidez a los trabajos por medio de una identificación taxonómica lo más rigurosa posible y el conocimiento de las demandas ecológicas de cada especie con el fin de generar índices de aplicación local.

El empleo de diversos índices bióticos en un determinado cauce suministran distintos tipos de información, por lo tanto seleccionar adecuadamente cuáles son los más

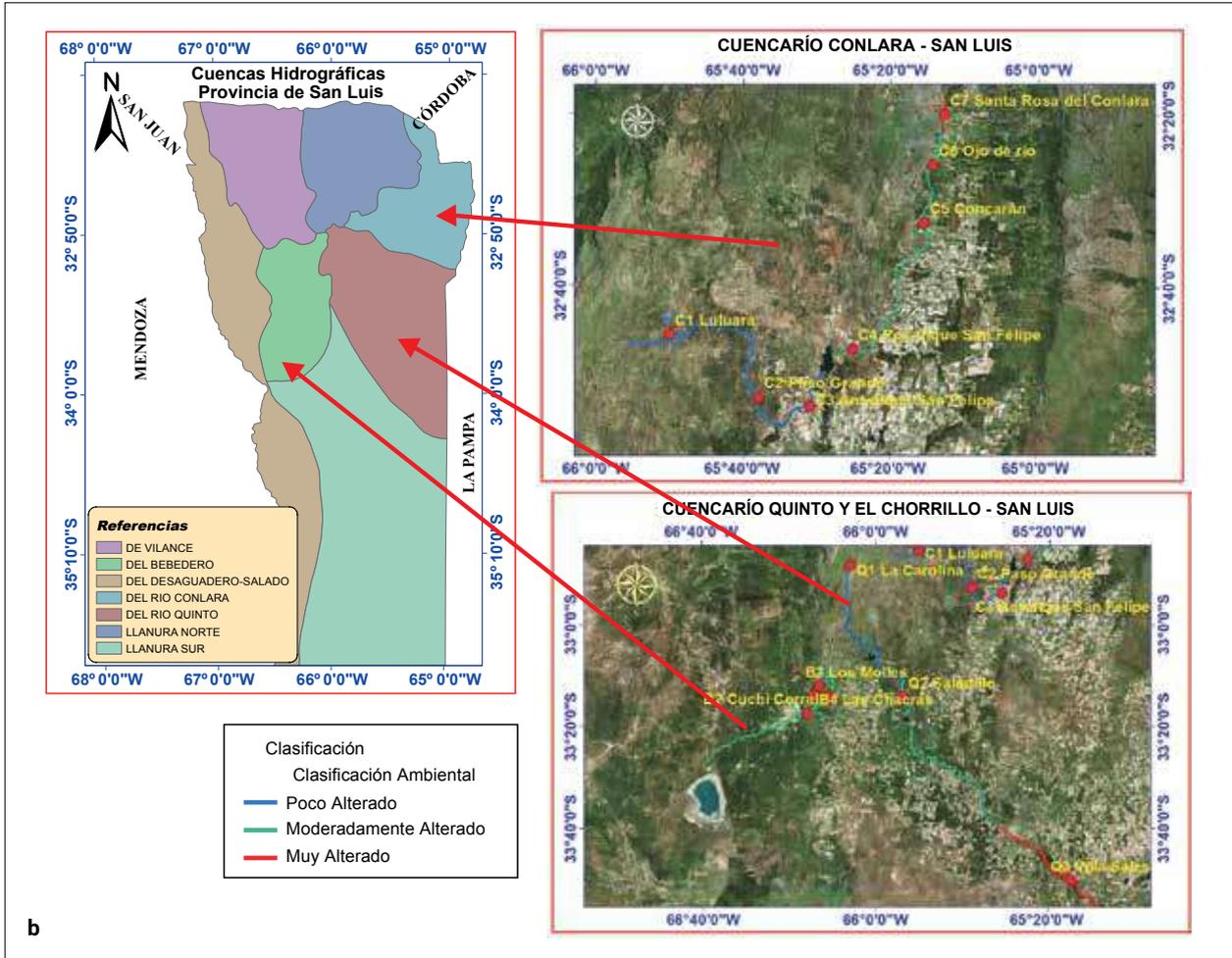


Figura 5b. Cuencas hidrológicas estudiadas en la provincia de San Luis.

apropiados en función de las diferentes clases de perturbaciones y el tipo de ambiente a estudiar resultará beneficioso para lograr diagnósticos más completos sobre las condiciones ambientales de los ecosistemas acuáticos cuyanos.

**Agradecimientos**

A la Dra. Patricia Garelis (1966-2017) en memoria de la que fue guía e inspiración entre colegas y alumnos, quienes además de valorar sus cualidades académicas, fuimos traspasados por su calidez y dulzura.

Las autoras de esta revisión desean agradecer a la Dra. María del Carmen Corigliano por haber iniciado al grupo de la UNSL en los estudios limnológicos, a las Profesoras Adriana Vallania, Susana Tripole y Patricia Garelis por el entusiasmo, la dedicación, el ejemplo y el amor puesto en el cuidado del ambiente que permitieron formar un equipo de investigación que perdura en el tiempo.

## Bibliografía

- Acosta, J. C., A. Laspiur, G. Blanco y H. J. Villavicencio. 2016. Ictiofauna de San Juan: diversidad y distribución. En: Eduardo Martínez Carretero y Eduardo García (Eds.), *San Juan Ambiental*, Cap. XIII, pp 237-257.
- Arratia, G., M. B. Peñafort y S. Menu-Marque. 1983. Peces de la región de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta*, 7: 48-107.
- Álvarez, L. M., A. A. Astié, G. O. Debandi & E. E. Scheibler. 2014. Effect of food availability and habitat characteristics on the abundance of Torrent Ducks during the early breeding season in the central Andes, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology*, 126(3): 525-533.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería; Tomo 2 fasc.1. Acme, Buenos Aires. p 85.
- Carrascosa, H., M. Negrelli, M. Ramírez y H. Bracamonte. 2016. Recursos minerales de San Juan. En: Eduardo Martínez Carretero y Eduardo García (Eds.), *San Juan Ambiental*, Cap VII pp. 117-140.
- Ceci, J. H. y C. C. Cruz Coronado. 1981. Geología de la Provincia de San Luis: Recursos Hídricos Subterráneos. *VIII Congreso Geológico Argentino*. San Luis. Pp. 301-322.
- Daruich, J., S. Tripole, A. Gil & A. Vallania. 2013. Algal and Cyanobacterial communities in two rivers of the province of San Luis (Argentina) subjected to anthropogenic influence. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 25 (1): 79-90.
- Daruich, G. J, M. A. Gil, y L. E. Moreno. 2018. Diatomeas empleadas en la evaluación de la calidad del agua en 3 cuencas de la provincia de San Luis (Argentina). *Natura Neotropicalis*, 2(48): 19-35.
- Diblasí, A., E. Bustos y G. J. Bustamante. 2015. Estructura del ensamble de peces y su fuente alimentaria como aporte a la pesca deportiva Capítulo Cuenca del Tunuyán - Arroyo Grande de la Quebrada - Oasis Centro - Valle de Uco. Informe final provincia de Mendoza Consejo Federal de Inversiones.
- Garelis, P. y M. A. Bistoni. 2010. Ictiofauna de la cuenca endorreica del Río Quinto (San Luis, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 41 (1 y 2): 19-30.
- Garelis, P. 2012. *Caracterización de la ictiofauna de la cuenca del río Quinto (Popopis) en la provincia de San Luis (Argentina)* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de San Luis. Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia.
- Gil, M., A. Vallania y M. Corigliano. 1998. Abundancia y distribución de Sumuliidae (Diptera) en arroyos de las sierras de San Luis, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 57 (1-4): 33-38.
- Gil, M., P. Garelis y E. Vallania. 2001. Utilización del recurso alimenticio por los tricópteros en rabión y pozón en un arroyo serrano de zona semiárida (San Luis, Argentina). Presentado en el *IV Congreso Latinoamericano de Ecología*. Jujuy, Octubre 2001.
- Gil, A., P. Garelis y A. Vallania. 2006. Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el Río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana*, 70(2): 206-209.
- Gil, A., S. Tripole & P. Garelis. 2008. Feeding habits of *Smicridea (Rhyacophylax) dithyra* Flint, 1974 (Trichoptera: Hydropsichidae) larvae in the Los Molles stream (San Luis-Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 20 (1): 1-4.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 35: 173-181.
- Gómez, A. M, D. Naranjo, A. Martínez y D. Gallego. 2007. Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y el Salado (Girardota–Antioquia, Colombia). *Rev. Fac. Nac. Agron. Medellín*. 60(1): 3735-3749.
- Gualdoni, C. M. y M. del C. Corigliano. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista de la Universidad Nacional de Río IV*, 11(1): 43-49.
- Gutiérrez, F. R. 2007. *Efectos de la alteración del hábitat sobre las poblaciones de anuros del río quinto en Villa Mercedes (San Luis, Argentina)* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de San Luis. facultad de Química, Bioquímica y Farmacia.
- Launois, L., J. Veslot, P. Irz & C. Argillier. 2011. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators*, 11 (6): 1572-1583.
- López, H. L., R. C. Menni, M. Donato & A. M. Miquelarena. 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, 35: 1564–1579.
- López Fuerte, F. O. y D. A. Siqueiros Beltrones. 2011. Diatomeas como indicadores de la calidad ecológica de los oasis de Baja Californias Sur. México. CONABIO. *Biodiversitas*, 99: 8–1.
- Martínez, F. 2011. Estudio de las Condiciones ecológicas de los ríos de Malargüe (Provincia de Mendoza, Argentina). Informe final en el marco del plan rector de pesca del departamento de Malargüe 2009-2011.
- Medina, A. y A. Paggi. 2004. Composición y abundancia de Chironomidae (Diptera) en un río serrano de zona semiárida

- (San Luis, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63 (3-4): 107-118.
- Miserendino, M. L. & L. A. Pizzolón. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11, 137-148.
- Nicola, D., A. Gil & S. Tripole. 2013. New record and distribution of *Baetodes huaico* Nieto (Ephemeroptera: Baetidae) from the province of San Luis, Argentina. *Check list*, 9 (1):73-75.
- Peralta, P. y V. Fuentes. 2005. Fitobentos, fitoplancton y zooplancton litoral del bañado de Carilauquen, Cuenca de Llan-canelo, Mendoza, Argentina. *Limnética*, 24 (1-2): 183-198.
- Perez-Iglesias, J.M. 2011. *Evaluación de los efectos tóxicos de dos contaminantes de relevancia ambiental sobre larvas de anuros autóctonos de la provincia de San Luis* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de San Luis. Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia.
- Quiroga, C., A. Vallania & B. Rosso de Ferradás. 2010. Structure and distribution of Hydrachnidia (Parasitengona-Acari) in the sub-basin of de Grande River (Superior Basin of Quinto River. San Luis-Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (3) 287-294.
- Scheibler, E. E. y G. Debandi. 2008. Spatial and temporal patterns in the aquatic insect community of a high altitude Andean stream (Mendoza, Argentina). *Aquatic Insects*, 30 (2): 145-161.
- Scheibler, E. E. & N. F. Ciocco. 2011. Distribution of Macroinvertebrate assemblages along a saline wetland in harsh environmental conditions from Central-West Argentina. *Limnologia*, 41: 37-47.
- Scheibler, E. E., M. C. Claps & S. A. Roig-Juñet. 2014. Temporal and altitudinal variations in benthic macroinvertebrate assemblages in an Andean river basin of Argentina. *Journal of Limnology*, 73(1):76-92.
- Scheibler, E. E., M. C. Melo, S. I. Montemayor & A. M. Scollo. 2016. Abundance, Richness, Seasonal and Altitudinal Dynamics of Aquatic True Bugs (Heteroptera) in Mountain Wetlands of Argentina. *Wetlands*, 36:265-274.
- Tripole, S. 2003. *Caracterización de la comunidad bentónica en un arroyo serrano en condiciones extremas de acidez* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de San Luis, p. 144.
- Tripole, S. & M del C. Corigliano. 2005. Acid stress evaluation using multimetric índices in the Carolina stream (San Luis-Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1): 101-114.
- Tripole, S., P. Gonzalez, A.Vallania, M. Garbagnati & M. Mallea. 2006. Evaluation of the impact of acid mine drainage on the chemistry and the macrobenthos in the Carolina Stream (San Luis- Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 114: 377-389.
- Tripole, E., A.Vallania & M. del C. Corigliano. 2008. Benthic macroinvertebrate tolerance to wáter acidity in the Grande river sub-basin (San Luis, Argentina). *Limnética*, 27 (1): 29-38.
- Vallania, E. A., P. A.Garelis, E. S. Tripole y M. A. Gil. 1996. Un índice biótico para las Sierras de San Luis (Argentina). *Revista UNRC*, 16(2) 129-136.
- Vallania, E., A. Medina y M. Sosa. 1998. Estructura de la comunidad de Trichoptera en un arroyo regulado de la provincia de San Luis, Argentina. *Revista de la. Sociedad Entomológica Argentina* 57 (1-4): 7-11.
- Vallania, A. & M. del C. Corigliano. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the grande river (San Luis, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 124: 201-209.
- Vich, A., C. Lauro, F. Bizzotto, E. Vaccarino y F. Manduca. 2016. Recursos hídricos superficiales. En *San Juan Ambiental*, Eduardo Martínez Carretero y Eduardo García Editores, pp. 141-167.
- Villanueva, M y A. de la Mota. 1994. Peces II Ictiogeografía de Mendoza. Serie Monográfica *Pichiciego*, 6:1-10.
- Villanueva, M. y V. Roig. 1995. La ictiofauna de Mendoza. Re-seña histórica, introducción y efectos de especies exóticas. *Multequina*, 4: 93-104.
- Woodiwiss, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 14: 443-447.

# Los indicadores biológicos en la Patagonia

Calidad de agua  
e integridad ecológica:  
una mirada desde  
arroyos a mallines

**María Laura Miserendino**

**Luis Beltrán Epele**

**Cecilia Brand**

**Luz María Manzo**

## Los indicadores biológicos en la Patagonia

### Calidad de agua e integridad ecológica: una mirada desde arroyos a mallines

María Laura Miserendino, Luis Beltrán Epele, Cecilia Brand y Luz María Manzo

#### Resumen

La Patagonia comprende una vasta región (> 1.000.000 km<sup>2</sup>) que exhibe una remarcable heterogeneidad espacial, en donde las formas de relieve como montañas, mesetas, y valles están drenadas por sistemas fluviales que desaguan al Atlántico y al Pacífico. Además de lagos y lagunas, son numerosos los "mallines" (área donde se acumula agua) que están presentes en el área. Examinamos las diferentes alternativas de bioindicación utilizadas hasta la fecha a modo de brindar un panorama respecto a la salud de los cuerpos de agua y zonas ribereñas. Describimos resultados en relación a mecanismos que operan a nivel de la membrana celular, invertebrados acuáticos, macrófitas, ecosistemas de ribera, y calidad de hábitat. Si bien es notorio el trabajo realizado en diversas cuencas patagónicas, en donde diferentes instituciones han puesto esfuerzos y recursos, vislumbramos que aún falta mejorar la articulación con los entes de gestión.

**Palabras clave:** Macroinvertebrados, macrófitas, sistemas fluviales, humedales, calidad de ecosistemas de ribera, condiciones de hábitat.

#### Abstract

*The Patagonia is a vast region (> 1,000,000 km<sup>2</sup>) that displays a marked spatial heterogeneity in which the landforms as the mountains, piedmonts and valleys are drained for fluvial systems ending in the Pacific and Atlantic Oceans. In addition to lakes and lagoons occurring in the region, there are numerous wetland ponds (mallines). Here we examine different alternatives of bioindication currently used to illustrate aspects inked with health of water and riparian zones of rivers, and wetlands. We describe main findings in relation with mechanisms operating at cellular level, aquatic invertebrates, macrophytes, riparian ecosystems and habitat conditions. Despite the abundant scientific research conducted at Patagonian basins, involving effort and financial support from institutions, there is still a long way to better articulate results with management authorities.*

**Keywords:** Macroinvertebrates, macrophytes, fluvial systems, wetlands, riparian ecosystem quality, habitat conditions.

#### Introducción

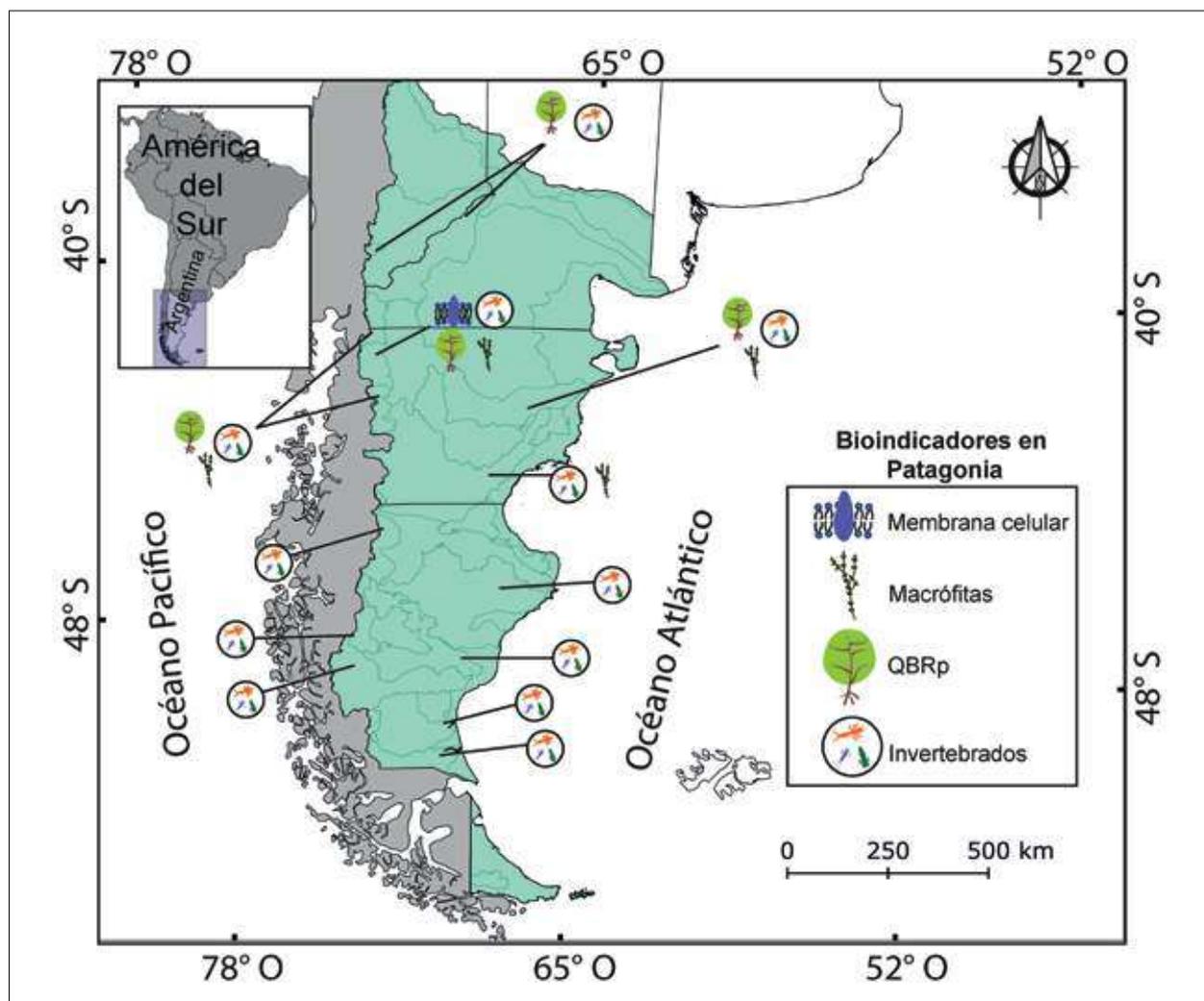
La vasta región patagónica comprende ecosistemas acuáticos que van desde grandes espejos de agua, arroyos y ríos en la cordillera hasta importantes ríos con sistemas de tributarios que discurren a través de la meseta. En todo el territorio también se encuentran los típicos "mallines" que es la denominación regional de los humedales patagónicos, palabra que en Mapuche significa área inundada o bajo donde se acumula el agua. En un contexto histórico, las actividades ejercidas por el hombre sobre las cuencas en la región han sido diversas. En las últimas décadas, se ha hecho un esfuerzo importante por relevar la biodiversidad y por comprender el funcionamiento de lagos, arroyos y ríos, y mallines, evaluando por ejemplo, como las distintas modalidades e intensidades de uso de la tierra (urbano, silvopastoril, agropecuario, minero, etc.) pueden afectar la integridad ecológica y los atributos de las comunidades acuáticas.

Los estudios científicos sobre calidad de agua que utilizan como herramientas de evaluación a los indicadores biológicos son bastante recientes. Mayormente han sido implementados en arroyos urbanos como punto de partida (Miserendino, 1995; Miserendino y Pizzolón, 1999; Miserendino y Brand, 2009), en menor magnitud en ríos grandes (Miserendino, 2007, 2009) y más recientemente en mallines (Epele y Miserendino, 2015). Inicialmente en estudios de calidad de agua, los indicadores utilizados fueron mayormente las comunidades de macroinvertebrados, pero en aproximaciones más nuevas se han utilizado evaluaciones basadas en distintos niveles de organización biológica (celular, individuo, poblaciones, etc.). En este sentido se presentan y resumen los avances y alcances de lo producido en la región (Fig. 1).

#### Macrófitas

Las comunidades de plantas acuáticas cumplen un rol fundamental en los ambientes acuáticos, y se han observado marcadas respuestas a los disturbios. En un estudio llevado a cabo en 18 sitios sobre pequeños cursos de agua cordilleranos, Masi y Miserendino (2009) observaron que los tramos de arroyos urbanos usualmente mostraron ensambles ricos en productores primarios mayormente representados por *Veronica anagallis-aquatica*, *Juncus microcephalus*, *J. arcticus*, *Myriophyllum quitense*, *Callitriche lechleri*, *Ranunculus* sp., *Mimulus glabratus*, *Eleocharis* sp. y *Cladophora* sp. En general, los sitios en arroyos urbanos presentaron significativamente más biomasa de macrófitas que la observada en arroyos de bosques nativos y sitios sometidos a pastoreo.

Las macrófitas también han recibido atención como componente esencial en los humedales o mallines. Estos ambientes sostienen mucha de la ganadería en las zonas



**Figura 1:** Bioindicadores utilizados en estudios de calidad de agua en distintas cuencas patagónicas incluyendo cursos fluviales y mallines.

extrandinas. Kutschker y colaboradores (2014) pudieron establecer importantes relaciones especie-ambiente en 30 mallines del noroeste patagónico sujetos a presión ganadera, donde se relevaron unas 50 especies de plantas acuáticas. Aparentemente el gradiente ambiental del disturbio quedó definido por los niveles de salinidad y amonio. Las respuestas observadas en los ensambles de plantas acuáticas de mallines además dependieron de la hidrología de los mismos (conectados a cuerpos de agua lóticos o aislados). En mallines aislados, hubo marcados cambios de composición a medida que se incrementó la presión de pastoreo, disminuyendo fuertemente la riqueza hacia los sitios más disturbados. El deterioro de los mallines estuvo señalado por la presencia de las especies indicadoras: *Distichlis spicata*, *Xanthium spicatum* y *Eleocharis melomphala*. Si bien la mayoría de las especies registradas fueron nativas, un 25 % de especies exóticas fueron reportadas en áreas con disturbios intermedios y altos. Las métricas basadas en plantas acuáticas que fueron más consistentes en relación al disturbio por

pastoreo, y que serían recomendables para utilizar, fueron la riqueza de especies, la riqueza de especies nativas y la cobertura total.

### Índice de condición de hábitat

Es sabido que la heterogeneidad espacial juega un rol fundamental en la estructuración de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Un modo de cuantificar esta heterogeneidad espacial dentro de arroyos y ríos han sido las herramientas de valoración de hábitat propuesta para ambientes del hemisferio norte por Barbour y colaboradores (1999). Este índice adaptado a ambientes patagónicos resulta útil para caracterizaciones de arroyos de montaña (Miserendino, 2005). El mismo se utiliza para calificar el hábitat mediante la valoración de diez atributos del cauce y de la ribera con puntuaciones que van del 0 al 200. Un valor de 200 indica las mejores condiciones (natural y prístino) y cuanto más cerca de

cero lo contrario. En estudios recientes hemos observado que al comparar sitios de referencia con ambientes urbanizados, se producen reducciones de entre 6 % (Arroyo Esquel), y 54 % (Río Carbón) en la calidad del hábitat (Miserendino *et al.*, 2008). Mientras que también ha resultado útil el empleo de este índice para evaluar el efecto del pastoreo en ambientes con uso ganadero, con reducciones de calidad de entre 30 y 52 % (Rangos: 91 a 131 puntos: marginal o subóptimo) respecto a sitios de referencia (Rangos: 169 a 189 puntos: óptimo) (Brand y Miserendino, 2015). Además, este índice ha permitido diagnosticar las consecuencias del dragado, canalizaciones o de procesos de deforestación.

### Índice de calidad de ecosistemas de ribera patagónicos: QBRp

Otra de las adaptaciones que se han llevado a cabo es la del índice de calidad de ribera utilizado en ríos españoles por Munné y colaboradores (2003), que con algunos ajustes sería adecuado para verificar consecuencias de intervenciones en ambientes ribereños de la Patagonia. Entre otras modificaciones Kutschker y colaboradores (2009) incluyeron puntajes que reflejaran la composición de la flora nativa en el área que incluye, entre otros, bosques monoespecíficos de lenga, que son típicos de los bosques subantárticos. Su implementación ha permitido diagnosticar las consecuencias del pastoreo, extracción de madera por actividades forestales, plantación de especies exóticas, y las modificaciones derivadas de las urbanizaciones. Los puntajes han variado entre 25,5 y 100, correspondiendo a categorías de calidad mala y óptima respectivamente. Asimismo, en cuencas con áreas de uso rural se observan importantes modificaciones en los corredores ribereños, aun cerca de los sitios de cabecera a mayor altitud (Kutschker *et al.*, 2013; Papazian *et al.*, 2013). En un trabajo que analizó la composición y estructura del bosque ribereño en la cuenca del Percy (Chubut) se observó un reemplazo casi total del bosque en el tramo bajo, y colonización de tramos medios por los sauces exóticos *Salix fragilis* y *S. alba*, en algunos casos ocupando espacios de la nativa *Nothofagus antarctica* (ñire) (Miserendino *et al.*, 2016). Aparentemente hay una inusual habilidad de los sauces invasivos del complejo *S. alba-fragilis* de sustituir especies nativas del bosque de ribera con procesos de colonización desde aguas arriba hacia abajo como fuera registrado en la cuenca del Río Negro (Thomas y Leyer, 2014). Este comienza a ser un fenómeno emergente en paisajes ribereños patagónicos, cuyas consecuencias sobre la biota aún no comprendemos totalmente. Muchos de los fenómenos relacionados a la composición y distribución de las especies de ribera en los valles aluviales y canales principales estarían afectados por las intervenciones antropogénicas: dragado, canalizaciones y modelado de riberas. Las intervenciones que

producen disturbios en las riberas favorecen la invasión de especies terrestres y acuáticas exóticas. Esto se documentó claramente en la cuenca del río Percy con un ensamble compuesto por *Carduus thomereri*, *Trifolium repens*, *Melilotus alba*, *Medicago sativa*, *Rumex acetosella* y *Rosa rubiginosa* en los estratos herbáceos y arbustivos (Miserendino *et al.*, 2016).

## Macroinvertebrados

### Ambientes fluviales

En ámbitos fluviales patagónicos, los macroinvertebrados aparecen como valiosos indicadores de disturbio y de degradación ambiental. Las primeras evaluaciones de calidad de agua en ríos urbanos (Miserendino, 1995) demostraron cambios profundos en la composición de especies por el vertido de efluentes cloacales sin tratar en el sistema Esquel-Percy (Pcia. del Chubut). A partir de allí, y con un mejor conocimiento de estas comunidades, se propusieron métricas e índices bióticos adaptados a la región, el IAP (Índice Andino Patagónico) y el BMPS (Biotic Monitoring Patagonian Stream) (Miserendino y Pizzolón, 1999; Pizzolón y Miserendino, 2001). En estos trabajos se demostró la respuesta de estas métricas a variables ambientales indicadoras de contaminación como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), el oxígeno disuelto, la conductividad y los sólidos suspendidos. Las valoraciones se hicieron en secuencias estacionales, entre las que se destaca el estiaje (verano) como un momento adecuado para evaluaciones de calidad de agua. Los índices también fueron válidos para evidenciar procesos de depuración espontáneos en el sistema, acompañando los cambios en los parámetros ambientales. Esto es, la recomposición de la comunidad de invertebrados en respuesta a la disminución de la DBO<sub>5</sub> e incremento de oxígeno, entre otros.

En el sistema Azul-Quemquemtreu, asociado al asentamiento urbano de El Bolsón (Pcia. Río Negro), Miserendino y Pizzolón (2003) observaron un leve a moderado impacto, que se manifestó en un empobrecimiento de la riqueza total y de la fauna EPT (Ephemeroptera+Plecoptera+Trichoptera).

En trabajos realizados en el arroyo Durán, un tributario del Río Limay que atraviesa la ciudad de Neuquén (Provincia de Neuquén), Macchi y colaboradores (2006) asociaron dramáticos cambios en la composición de los ensambles comunitarios (38 a 5 especies de macroinvertebrados) con el empobrecimiento de la calidad del agua. Asimismo, en los Arroyos Maipú, Trabunco y Pochullo, que son aledaños a la ciudad de San Martín de los Andes (Pcia. de Neuquén), mostraron que las métricas como EPT, diversidad H' (Shannon Wiener), y los índices bióticos BMPS y el IAP, fueron consistentes para

evaluar calidad de agua, sin embargo el BMPS se destacó por evidenciar contaminación incipiente (Macchi, 2007; 2008). También serían importantes los cambios de composición de macroinvertebrados en cuencas con desarrollo agrícola y utilización de plaguicidas en microcuencas del Alto Valle del Río Negro y Neuquén (Macchi *et al.*, 2016).

Por otra parte, estudios realizados en la cuenca Challuaco y Ñireco (Provincia de Río Negro), aledañas a la ciudad de San Carlos de Bariloche, mostraron que los ensambles en cabecera estuvieron representados por insectos sensibles, mientras que los taxones tolerantes como los anélidos Tubificidae y Lumbriculidae y los dípteros Chironomidae fueron dominantes en los sitios urbanizados. En relación con las métricas analizadas, la riqueza total, EPT taxa, la diversidad  $H'$  y el índice biótico BMPS evidenciaron diferentes niveles de disturbio en el sistema (Mauad *et al.*, 2015). Por otro lado, los sistemas Catedral-Gutiérrez y Manso-Villegas mostraron condiciones prístinas tanto en lo expresado por las condiciones ambientales como en la comunidad de macroinvertebrados (Mauad, 2013).

Los índices propuestos también han servido para investigar qué efectos producen las distintas prácticas o formas del uso de la tierra incluyendo el desarrollo silvopastoril y las intervenciones forestales (Brand y Miserendino, 2011; Miserendino *et al.*, 2011). Asimismo han permitido evaluar la recuperación de arroyos en ámbitos urbanos, cuando se han puesto en marcha sistemas de depuración de efluentes a través de sistemas de filtros verdes (humedales artificiales). En otros ámbitos urbanos como el Arroyo Las Minas (Cholila), donde el impacto derivó del disturbio físico como el dragado, la riqueza total de macroinvertebrados y la del grupo EPT fueron las métricas que mostraron respuestas más marcadas (Miserendino *et al.*, 2008). En este trabajo, además, se pudieron comparar algunos beneficios resultantes de la depuración de efluentes por la puesta en marcha de la planta de tratamientos de aguas residuales, comparando los valores de parámetros ambientales y métricas de macroinvertebrados del estudio llevado a cabo por Pizzolón y colaboradores (1997). En otros casos, como el de la cuenca del Esquel, no se observó recuperación en años posteriores a la construcción de la planta, aunque los factores pueden relacionarse con el sub-dimensionamiento de los módulos de la planta de tratamiento de efluentes domiciliarios. A la fecha se continúa con los estudios a escala de cuenca teniendo en cuenta las investigaciones realizadas en las últimas décadas. Recientemente, a través de los rasgos funcionales de las especies de la comunidad de macroinvertebrados, fue posible establecer un perfil de características resultante del disturbio proveniente de urbanizaciones. Los rasgos que caracterizarían sitios altamente deteriorados serían: ciclos de vida largos

(>1año), cuerpo altamente esclerotizado, ausencia de estadios aéreos y grupo funcional colector recolector (Brand y Miserendino, 2016).

La utilización de métricas e índices bióticos en evaluación de actividades mineras como la extracción y uso de carbón, se realizó en la cuenca de Río Gallegos (Provincia de Santa Cruz). Los resultados mostraron valoraciones desde aguas fuertemente contaminadas en cercanías de los centros poblados y contaminación probablemente incipiente para los sitios más alejados de las actividades urbanas e industriales (Asueta *et al.*, 2014; Asueta, 2017). Los organismos bentónicos indicadores de impacto fueron los oligoquetos y quironómidos, así como insectos de los taxones EPT. La utilización del índice biótico BMPS para la determinación de la calidad ambiental del recurso resultó apropiada. Sin embargo, aparentemente en estos ríos la comunidad bentónica sería naturalmente pobre, por lo que la utilización de sitios de referencia como contrastes es altamente recomendable (Asueta, 2017).

Los efectos de los incendios forestales sobre la comunidad bentónica de arroyos de montaña han sido estudiados por Williams (2016) en la región, quien encontró una disminución significativa en la proporción de individuos del grupo EPT (de 40-60% a menos de 15%) conjuntamente con un incremento del porcentaje de individuos pertenecientes a taxones no insectos (entre 35 y 65 %) en sitios afectados.

Un hecho que comienza a ser importante para la ecología de ambientes fluviales patagónicos es el ingreso de organismos acuáticos no nativos, que pueden resultar en invasiones. Tal es el caso de la diatomea *Didymosphenia geminata*, que fue introducida accidentalmente en ríos donde se practica la pesca deportiva. Más recientemente se detectó la presencia del gasterópodo *Physa acuta* (Brand y Assef, 2014), altamente tolerante a ambientes con contaminación orgánica. En el caso de la invasión de *D. geminata*, se ha comprobado que las floraciones de la diatomea crean un nuevo hábitat que reordena los elencos de especies. La estructura de la comunidad de macroinvertebrados, la proporción de individuos EPT y la composición de la trama trófica han sido los atributos más afectados por la presencia del alga. Por otra parte, el estudio de los efectos del incremento poblacional de *P. acuta* es aún incipiente y no se conocen las consecuencias sobre las comunidades acuáticas.

### Ambientes lénticos: Mallines

Las investigaciones que intentan establecer relaciones entre el ambiente y la calidad del agua de los mallines patagónicos son recientes (Perotti *et al.*, 2005). Sin embargo, en la última década se han desarrollado numerosos estudios que han intentado responder interrogantes similares a los que fueran planteados para ambientes lóticos,

y a su vez se han sumado algunos de interés particular para humedales. Una de las principales amenazas de estos ambientes es la ganadería, particularmente para las zonas áridas y semi-áridas de Patagonia. En ese sentido, Epele y Miserendino (2015) realizaron la evaluación de 88 métricas basadas en invertebrados acuáticos de columna de agua, muestreados en 30 mallines de la provincia del Chubut. Estos mallines estaban utilizados como sitios de pastura con distinto grado de disturbio (clasificado en: bajo, medio y alto). Luego de realizar una selección de las métricas, los autores llegaron a la conclusión de que la más apropiada fue el número de familias de insectos. Esto es, sitios con buenas condiciones de calidad del agua, tendrían mayor número de familias de insectos. Además esta calidad del agua estaría directamente determinada por el grado de disturbio de la zona aledaña al mallín, dado que los efectos de la ganadería producirían mayores valores en las concentraciones de nutrientes y sólidos en suspensión y conductividad (Epele *et al.*, 2018). El número de familias resultó una métrica muy prometedora, ya que es fácil de calcular (no hace falta demasiado entrenamiento taxonómico) y es sensible a los cambios en el estado de conservación de los mallines. Por otra parte, para 26 de estos sitios, se utilizó la comunidad de coleópteros como indicadora del estado de los mallines (Epele y Archangelsky, 2012). Los autores, determinaron que los taxones *Haliphus subseriatus*, *Gymnochthebius* sp., *Enochrus darwini* y *Cyphon* sp. podrían ser utilizados para determinar la calidad del agua de los mallines y su hidrología (conectados vs. aislados). Además, en un estudio temporal (con muestreos mensuales) de tres pequeños cuerpos de agua de un mallín de estepa patagónica del NO del Chubut (Epele y Miserendino, 2016), se reconoció al hidroperíodo (tiempo que permanece inundado un cuerpo de agua) como un elemento estructurante que debería ser tenido en cuenta a la hora de implementar estudios de bioindicación; y se determinó que la mejor época para realizar este tipo de estudios sería entre los meses de diciembre y enero.

El trabajo de Macchi (2017), se desarrolló en mallines (ubicados en las cercanías de San Carlos de Bariloche, Río Negro), utilizando los invertebrados acuáticos para evaluar diferencias entre bosque y estepa, y usos de la tierra (referencia, ganado y urbano). Este estudio comprendió dos períodos de muestreo e incluyó invertebrados del bentos (además de los de columna de agua). El autor destaca que los mallines de bosque serían naturalmente más diversos que los de estepa, pero que en ambos ambientes, tanto la riqueza taxonómica como la diversidad disminuirían en función de un aumento de los disturbios antrópicos. Además se destaca la utilización de 8 métricas que respondieron a los impactos producidos tanto por las urbanizaciones como por el ganado (por ej. riqueza taxonómica), disturbios que entre otros, disminuyen la complejidad estructural de los humedales mediante la alteración de las comunidades de

macrófitas. Asimismo, propone utilizar los invertebrados hallados en la columna de agua y no los del bentos ya que esta comunidad es menos diversificada.

Otros antecedentes son los trabajos de López (2015) y Manzo (2016), ambos desarrollados en Santa Cruz, el primero en la meseta del Lago Strobel y el segundo cubriendo el gradiente norte-sur de la provincia. López (2015) evaluó la comunidad de invertebrados en lagunas con y sin peces introducidos (trucha arcoiris, *Onchorhynchus mykiss*), sin embargo no encontró diferencias entre ambos ambientes destacando que serán necesarios futuros estudios que incluyan un mayor número de lagunas y así intentar establecer resultados más concluyentes. Por otra parte Manzo (2016), a partir del estudio de las comunidades de invertebrados de 15 mallines con poco impacto antrópico, reveló la presencia de ensamblajes que serían buenos indicadores de variabilidad morfométrica (por ej. superficie del cuerpo de agua) del gradiente de precipitación oeste-este y que su riqueza disminuiría desde el norte de la provincia hacia el sur de la misma.

### Indicadores a nivel de membrana celular

Una de las líneas de investigación más recientes responde al uso de indicadores a nivel de la membrana celular, dado que los organismos acuáticos poseen mecanismos o estrategias, a nivel celular, que permiten su desarrollo en ambientes contaminados. Uno de esos mecanismos de protección contra xenobióticos o contaminantes es el sistema MXR (Multixenobiótico resistencia). La exposición crónica a diferentes xenobióticos sustratos de estos transportadores, tanto en ambientes naturales o en el laboratorio, inducen la actividad MXR y la expresión de P-gp (P-glicoproteína) en los individuos y pueden explicar la resistencia a compuestos químicos presentes en aguas contaminadas. Por primera vez en ambientes acuáticos patagónicos Assef y colaboradores (2014a) lograron identificar y medir el funcionamiento de este mecanismo en el molusco de agua dulce *Physa acuta* proveniente de tramos post-urbanos del Arroyo Esquel (Pcia. del Chubut). Este sistema también fue identificado en especies de sanguijuelas (*Helobdella michaelsoni*, *H. simplex* y *Patagoniobdella variabilis*) sugiriendo su rol en la eliminación de sustancias tóxicas, por ejemplo aquellas provenientes de ambientes urbanos (Assef *et al.*, 2014b). Por otra parte, estos abordajes utilizando moluscos, macrófitas y peces, están siendo empleados en el testeado de contaminantes asociados a prácticas agropecuarias intensivas y urbanizaciones (Horak y Assef, 2017). También se está investigando la capacidad inhibitoria de fármacos (antibióticos) sobre el sistema de defensa MXR en organismos acuáticos, lo que alteraría su capacidad de detoxificación de otros contaminantes.

## Conclusiones

Si bien existen numerosos estudios que a través de distintos bioindicadores intentan evaluar de manera rápida y económica tanto la calidad del agua como la integridad ecológica de los ambientes dulceacuícolas de Patagonia, éstos han sido más frecuentes en arroyos y ríos cordilleranos, y sólo recientemente se han llevado a cabo en mallines. Se destacan los macroinvertebrados por presentar respuestas claras al disturbio y fuertes relaciones entre las métricas, índices bióticos y las variables ambientales. Las respuestas son consistentes cuando hay sitios de referencia en los contrastes, y aparecen útiles en secuencias de tiempo. Sin embargo no todos los trabajos se traducen en normas, propuestas o recomendaciones hacia los gestores o entes de decisión. Tampoco existen índices biológicos que hayan sido incorporados a la legislación ambiental vigente.

Como herramientas para la gestión de recursos acuáticos patagónicos proponemos en arroyos y ríos de cordillera y piedemonte utilizar el índice biótico BMPS y la riqueza EPT, los que darían una visión relativamente rápida de la calidad de agua, y si es posible recomendamos emplear el QBRp y el índice de valoración de hábitat para evaluar la integridad ecológica. El índice de riqueza de familias de insectos sería más apropiado para mallines. El desafío a futuro será generar una mayor cantidad espacios de interacción entre científicos y gestores.

## Bibliografía

- Assef, Y., C. Horak & M. Boquet. 2014a. Characterisation of the multixenobiotic resistance (MXR) mechanism in the freshwater snail *Physa acuta* from Patagonia (Argentina). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48: 86-96.
- Assef, Y., M.L. Miserendino & C. Horak. 2014b. Assessing the responses to multixenobiotic in species of macroinvertebrates inhabiting a post-urban reach of the Esquel stream (Patagonia, Argentina). *Water, Air and Soil Pollution*, 225: 2164.
- Asueta, R.C. 2017. *Análisis y caracterización de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca superior del río Gallegos - Santa Cruz. Su aplicación para la evaluación de la calidad ambiental de un recurso hídrico afectado por la extracción y uso del carbón para la generación de energía* (Tesis de Magister Manejo y Gestión de Recursos Naturales en Patagonia). Universidad Patagonia Austral.
- Asueta, R., A. Súnico, J. Vallejos, J. Martín, G. Guglielminetti y P. Aguas. 2014. Aplicación de índices bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos en la cuenca superior del río Gallegos (Patagonia Austral, Argentina). XXVI Reunión Argentina de Ecología.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Brand, C. y Y. Assef. 2014. Registro de poblaciones establecidas de la especie *Physa acuta* en tramos post urbanos del Arroyo Esquel (Chubut, Argentina): ¿una nueva invasión? XXVI Reunión Argentina de Ecología.
- Brand, C. & M.L. Miserendino. 2011. Characterizing Trichoptera trophic structure in rivers under contrasting land use in Patagonia, Argentina. In: Proceedings of the 13<sup>th</sup> International Symposium on Trichoptera. K. Majecka, J. Majecki & J. Morse (Eds). *Zoosymposia*, 5: 29-40. ISSN 1178-9905.
- Brand, C. & M.L. Miserendino. 2015. Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian mountain streams. *Water Air and Soil Pollution*, 226: 370.
- Brand, C. y M.L. Miserendino. 2016. Rasgos ecológicos de comunidades de macroinvertebrados sometidas a disturbios urbanos en Patagonia. *Acta Zoológica Lilloana*. VII Congreso Argentino de Limnología, 60: 17.
- Epele, L.B. & M. Archangelsky. 2012. Spatial variation of water beetle communities in arid and semi-arid Patagonian wetlands and their value as environmental indicators. *Zoological Studies*, 51: 1418-1431.

- Epele, L.B. & M.L. Miserendino. 2015. Environmental Quality and aquatic invertebrate metrics relationships at Patagonian wetlands subjected to livestock grazing pressures. *PLoS ONE*, 10(10): e0137873.
- Epele, L.B. & M.L. Miserendino. 2016. Temporal dynamic of invertebrate and aquatic plant communities at three intermittent ponds in livestock grazed Patagonian wetlands. *Journal of Natural History*, 50 (11-12): 711-730.
- Epele, L.B., L.M. Manzo, M. Grech, P. Macchi, A.Ñ. Claverie, L. Lagomarsino & M.L. Miserendino. 2018. Disentangling natural and anthropogenic influences on Patagonian pond water quality. *Science of the Total Environment*, 613-614: 866-876.
- Horak C.N. & Y.A. Assef. 2017. Influence of water temperature on the MXR activity and P-glycoprotein expression in the freshwater snail, *Physa acuta* (Draparnaud, 1805). *Zoological studies*, 56: 27.
- 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.
- Kutschker, A., L. Epele & M.L. Miserendino. 2014. Aquatic plant biodiversity and environmental relationships in grazed northwest Patagonian wetlands, Argentina. *Ecological Engineering*, 64: 37-48.
- Kutschker A., G. Papazian y M.L. Miserendino. 2013. Índices de valoración del hábitat y calidad de bosques de ribera como herramientas en la restauración del Río Percy, Patagonia Argentina. III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica, II Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y III Simposio Nacional de Restauración Ecológica. 29-31 agosto, Bogotá, Colombia.
- López, M.E. 2015. *Estructura de las comunidades pleustónicas de macroinvertebrados en lagunas de la Patagonia extra-andina (Provincia de Santa Cruz) con y sin introducción de peces* (Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Universidad de Buenos Aires.
- Macchi, P.A. 2007. *Calidad del agua en ecosistemas fluviales utilizando macroinvertebrados bentónicos. Cuenca del Arroyo Pocahullo, San Martín de los Andes* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional del Comahue. Neuquén.
- Macchi, P.A. 2008. Degradación de la calidad del agua del arroyo Durán. I Jornadas de Ciencias Naturales en la Patagonia. *Biodiversidad y Conservación*, 119.
- Macchi, P.A. 2017. *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores ecológicos de cambios en el uso del suelo en mallines del sudoeste de la Provincia de Río Negro* (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de la Plata.
- Macchi, P.A., C. Dufillo y M. Rodilla. 2006. *Aplicación de índices bióticos de macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad del agua de la cuenca del arroyo Pocahullo*. XXII Reunión Argentina de Ecología, p. 171.
- Manzo, L.M. 2016. *Correspondencia entre los ensambles de invertebrados acuáticos de mallines aislados de Santa Cruz y las clasificaciones del paisaje: Implicancias para la conservación* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de la Patagonia "SJB". Facultad de Ciencias Naturales.
- Macchi, P., R. Palma y B. Kohlmann. 2016. Biomonitoring como herramienta estandarizada para la evaluación de los efectos de uso de plaguicidas en cuencas agrícolas. FAO. Regional Conference for Latin America and the Caribbean. FAO-IAEA. México.
- Masi, C. y M.L. Miserendino. 2009. Usos de la tierra y distribución de la materia orgánica particulada béntica en ríos de cordillera Patagónica (Chubut, Argentina). *Ecología austral*, 19: 185-196.
- Mauad, M. 2013. *Comparación y aplicabilidad de índices bióticos para evaluar calidad de aguas en ambientes lóticos del Parque Nacional Nahuel Huapi* (Tesis de Doctorado). Ciencias Naturales Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP.
- Mauad, M., M.L. Miserendino, M.A. Rizzo & J. Massafarro. 2015. Assessing the performance and the inter-annual variation of macroinvertebrate metrics in the Chahuaco-Ñireco System (Northern Patagonia, Argentina). *Iheringia, Série Zoologia*, 105(3): 348-358.
- Miserendino, M.L. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos en un arroyo andino. *Ecología Austral*, 5: 133-142.
- Miserendino, M.L. 2005. *Guía de campo. Índice de valoración de hábitat para ríos de montaña*. López Bernal, P. y J. Bava (Eds.). CIEFAP. GTZ. DGBYP. UNPSJB.
- Miserendino, M.L. 2007. Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). *Annales of Limnology*, 43(3): 133-145.
- Miserendino, M.L. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid Patagonian river. *Biodiversity & Conservation*, 8 (7): 1921-1943.
- Miserendino, M.L. & L.A. Pizzolón. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 11(2): 137-148.
- Miserendino, M.L. & L.A. Pizzolón. 2003. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtrou river basin, Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37 (3): 525-539.

Miserendino, M.L., C. Brand & C.Y. Di Prinzio. 2008. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air and Soil Pollution*, 194: 91-110.

Miserendino, M.L. & C. Brand. 2009. Environmental effects of urbanization on streams and rivers in Patagonia (Argentina): the use of macroinvertebrates in monitoring. In: *Justin Daniels (Ed). Advances in Environmental Research Volume 6. Chapter 5*. NOVA. New York. 183-220 pp. ISBN: 978-1-61728-163-1.

Miserendino, M.L., R. Casaux, M. Archangelsky, C.Y. Di Prinzio, C. Brand & A.M. Kutschker. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment*, 409: 572-584.

Miserendino, M.L., A.M. Kutschker, C. Brand, L. La Manna, C.Y. Di Prinzio, G. Papazian & J. Bava. 2016. Ecological status of a Patagonian mountain river: usefulness of environmental and biotic metrics for rehabilitation assessment. *Environmental Management*, 57 (6): 1166-87.

Munné, A., N. Prat, C. Solá, N. Bonada & M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2): 147-163.

Papazian, G., A.M. Kutschker y M. L. Miserendino. 2013. ¿Dónde Comenzar la Restauración Ecológica de las Riberas del Río Percy, Chubut, Patagonia Argentina? III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica, II Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y III Simposio Nacional de Restauración Ecológica. 29-31 agosto, Bogotá, Colombia.

Perotti, M.G., M.C. Diéguez y F. Jara. 2005. Estado del conocimiento de humedales del norte patagónico (Argentina): aspectos relevantes e importancia para la conservación de la biodiversidad regional. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78: 723-737.

Pizzolón, L., M.L. Miserendino y L. Arias. 1997. Impacto de las descargas cloacales de Cholila sobre el arroyo Las Minas. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 31: 56-58.

Pizzolón, L. & M.L. Miserendino. 2001. The performance of two regional biotic indices for running water quality in Northern Patagonian Andes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(1): 11-27.

Thomas, L.K. & I. Leyer. 2014. Age structure, growth performance and composition of native and invasive Salicaceae in Patagonia. *Plant Ecol*. doi: 10.1007/s11258-014-0362-7

Williams, E.A. 2016. *Efecto de los incendios forestales en la calidad del agua y las comunidades bentónicas de arroyos de bajo orden en el Parque Nacional Los Alerces* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de la Patagonia "SJB". Facultad de Ciencias Naturales.

# **Aspectos métricos de la bioindicación**

**Daniel Andrés Dos Santos  
María Celina Reynaga**

## Aspectos métricos de la bioindicación

Daniel Andrés Dos Santos y María Celina Reynaga

### Resumen

El desvío de un sistema acuático respecto de un sistema de referencia se toma como indicio de impacto, y cuando dicho desvío implica una disminución de servicios, éste se traduce en deterioro. Se han concebido métricas basadas en bioindicadores como complemento a las medidas físicas y químicas para diagnosticar el estado de un sistema. Se introduce y ejemplifica con datos reales la metodología de curvas ROC (del inglés, Característica Operativa del Receptor) para medir la capacidad diagnóstica de los índices, establecer valores de corte y comparar su rendimiento entre sí. Se repasa brevemente el enfoque multimétrico y se ofrece una propuesta de agregación de métricas basada en lógica difusa.

**Palabras clave:** Calidad de agua, índice biótico, lógica difusa, curva ROC, bentos.

### Abstract

*The deviation of an aquatic system with respect to the reference system is considered indicative of impact, and damage occurs whenever ecosystem services are impaired. Metrics based on bioindicators have been conceived as a complement to physical-chemical measures to diagnose the state of a system. ROC (Receiver Operating Characteristic) curve methodology is here introduced and explained through real data in order to measure the accuracy of an index, to establish cut-off values and to compare the diagnostic performance among them. The multimetric approach is briefly visited and a proposal of metric aggregation based on fuzzy logic is offered.*

**Keywords:** Water quality, biotic index, fuzzy logic, ROC curve, benthos.

### Introducción

Los mineros británicos del carbón apelaban a una curiosa estratagema para evitar la intoxicación con monóxido de carbono. Llevaban consigo, hacia las entrañas del yacimiento donde se internaban, a un canario enjaulado. La suspensión de los gorjeos, ya fuere por muerte o enfermedad aguda del ave centinela, servía de señal para abandonar la mina antes que el gas venenoso hiciera mella en los mineros. Dicha práctica, que reconoce al fisiólogo escocés John Scott Haldane (1860-1936) como su propulsor, se extendió por casi ocho décadas a lo largo del siglo pasado. ¿Cuál es la lectura no trivial que podemos hacer de este relato que rezuma la esencia de la bioindicación? El estudio de los cambios de estado que involucran a seres vivos frente a presiones ambientales, puede proveernos de herramientas confiables, y no tan onerosas, para diseñar señales de alarma.

A la hora de tomar decisiones, adquiere especial relevancia la ponderación objetiva de las señales que se desprenden de un fenómeno; separar el ruido y las contingencias del azar del contenido relevante de información. En estas circunstancias, la mera opinión del experto, aunque valiosa, no escapa a la modulación que imprime la propia subjetividad en la interpretación de las señales. La implementación de procedimientos métricos contrastables y reproducibles ofrece una alternativa para: (i) eludir la ruta falaz del *argumentum ad verecundiam* o argumento de autoridad dado por un experto y (ii) revestir a la tarea de bioindicación con los venerables ropajes de la falsabilidad propios del sistema científico (sensu Popper 1935). Surgen así los números índices o medidas sintéticas de un conjunto de observaciones. Los índices de bioindicación se sustentan en respuestas observables de los organismos y sirven para medir impactos ambientales. Al revisar la literatura afín (e.g. Armitage *et al.*, 1983; Barbour *et al.*, 1995; Dos Santos *et al.*, 2011; Karr 1981; Prat *et al.*, 2009; Stribling & Dressing 2015), descubrimos una ingente cantidad de índices propuestos, que varían según el nivel de organización considerado (desde índices cifrados en marcadores moleculares hasta índices basados sobre aspectos estructurales de la comunidad biológica), el tipo de bioindicador y el espacio físico de interés (los hay marinos y continentales, de ríos y lagunas, de suelo y aire, etc.).

El monitoreo de los ecosistemas implica mediciones periódicas acerca de su integridad que suele estar expuesta a numerosos agentes de perturbación antrópica. En particular, el biomonitoreo representa una alternativa factible para tal fin que se focaliza en atributos mensurables del componente biótico existente. Los macroinvertebrados bentónicos (o bénticos) son buenos indicadores debido a su naturaleza sedentaria, ciclos de vida largos, amplia distribución y sensibilidad a los procesos de contaminación (Rosenberg & Resh 1993). Constituyen un conjunto de organismos macroscópicos que pueden habitar el fondo de los

ambientes acuáticos a través de actividades que van desde la búsqueda activa de microhábitats y alimento hasta el asentamiento sobre un sustrato físico. Incluyen numerosas especies repartidas en los distintos grupos de invertebrados: Arthropoda, Nematoda, Annelida y Mollusca entre otros. Están involucrados en procesos ecológicos relevantes y pueden influir en la calidad de vida de las poblaciones humanas. Ejemplos de tales procesos son la bioturbación, el ciclaje de nutrientes, la transferencia de recursos energéticos al medio aéreo circunvecino, la bioacumulación y la participación en redes ecológicas. Los matices diferentes de diversidad que están implícitos en lo expuesto anteriormente (o sea, diversidad taxonómica, filogenética y funcional), invitan a considerar a todo el conjunto de macroinvertebrados bentónicos como representante de la complejidad biótica que tienen los sistemas acuáticos. A partir del conocimiento de la estructura del bentos y de los atributos biológicos de sus miembros, es posible calcular medidas sintéticas de integridad ecológica. El biomonitorio organizado alrededor del conocimiento del bentos ha ganado aceptación dentro de las políticas ambientales de varios países así como en organismos internacionales. Por ejemplo: UK National Ecosystem Assessment (NEA), USA Environmental Protection Agency (EPA) y European Union Water Framework Directive (WFD) recomiendan el uso del bentos para elucidar el status de las aguas corrientes. En América Latina hay también países que han adoptado este enfoque en sus normativas directrices respecto a la gestión del agua (Braga *et al.*, 2006; Hantke-Domas 2011).

El manejo sustentable de los recursos dulceacuícolas ha ganado protagonismo tanto a escala regional como global (Gleick, 2003; Richter, *et al.*, 2003; Hart & Calhoun, 2010), y el denominado "manejo integral de los recursos acuáticos" se ha convertido en el correspondiente paradigma científico. Estos ecosistemas son importantes por los bienes y servicios de valor cuantificable que proporcionan a las poblaciones humanas como, por ejemplo, agua para consumo y recreación. Lo preocupante es que esos beneficios aportados y la biodiversidad asociada están expuestos a amenazas globales (Vörösmarty *et al.*, 2010). Teniendo en cuenta que esos servicios apuntalan los programas de calidad de vida y sustancian el desarrollo social sobre nuestro planeta (Díaz *et al.*, 2005), resulta clave la tarea de monitorear los cambios de los ecosistemas. Para el desarrollo de un índice de calidad de agua, el mayor desafío consiste en reducir la multiplicidad de descriptores de la realidad a un número único, o sea, expresar en forma sintética el estado de un sistema que está expuesto a un conjunto de variables ambientales capaces de influir en su respuesta (Lermontov *et al.*, 2011). La dificultad que entraña es poder integrar muchas variables en un único número, combinando información registrada en diferentes unidades de medición. La formulación de un índice de calidad de agua debe contemplar aquellas variables que se presumen críticas para un cuerpo de agua dado. Una de las ventajas que ofrece trabajar con índices numéricos es permitir la

comparación en el espacio y el tiempo, además de facilitar un medio de comunicación entre diferentes actores interesados por la gestión del agua.

En este capítulo explicaremos una técnica estadística para (i) evaluar la eficiencia de los índices en el diagnóstico de la calidad del agua, (ii) establecer umbrales o valores de corte para juzgar presencia/ausencia de un impacto y (iii) comparar la capacidad diagnóstica de índices entre sí. Repasaremos además la naturaleza de algunos índices empleados en el biomonitorio de aguas continentales superficiales y concluiremos con una propuesta superadora que remite a la lógica difusa para amalgamar diferentes estimaciones del estrés ambiental en un valor único que sustente la toma de decisiones.

### Sobre métricas y aplicación de índices

Se denomina estresor de un ecosistema acuático a todo agente, natural o antrópico, que impacta en ciertos organismos reduciendo su capacidad de supervivencia y reproducción. En los miembros de una comunidad, las respuestas biológicas por exposición a estresores van desde mortalidad hasta cambios comportamentales (Wong & Candolin, 2015), y por concatenación de efectos pueden verse reflejadas en cambios estructurales de una comunidad (por ejemplo, abundancia relativa de organismos con respiración tegumentaria tales como los oligoquetos límnicos). La diversidad taxonómica, abundancia de taxones y características autoecológicas (e.g. tipos alimentarios, valores de tolerancia frente a estresores, hábito de locomoción y posicionamiento con respecto al sustrato) conllevan información potencialmente útil para detectar y comprender procesos de degradación ambiental (Stribling & Dressing, 2015). En un sentido amplio, las diferentes métricas propuestas para evaluar la integridad ecológica del ecosistema acuático pueden basarse en los siguientes conceptos (en forma independiente o combinada): 1) diversidad de las comunidades, 2) perfil de tolerancia frente a los estresores por parte de los taxones presentes, 3) prevalencia de clases o grupos funcionales de organismos y 4) completitud (*completeness*) que es el cociente entre número observado versus número esperado de taxones. Ya fuere en formato unimétrico o multimétrico, todos los índices colapsan en una magnitud unidimensional susceptible de ser expresada, por calibración, como valor normalizado en una escala acotada (e.g. escala 0-1).

Ejemplos de métricas influidas por el concepto de diversidad (número de entidades diferentes que conforman un sistema) son: riqueza taxonómica, equitatividad, EPT o número de especies pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera, el popular índice de Shannon-Wiener ( $H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$ ), donde en la práctica  $S$  es el número de unidades sistemáticas reconocidas en la muestra y  $p_i$  la fracción representada por el taxón  $i$  en el total de

individuos colectados) y su emparentado, el número efectivo de especies calculado como el exponencial de la entropía de Shannon ( $= e^H$ ) (Jost 2006).

Como ejemplos de medidas construidas a partir de registros de tolerancia cabe citar a BMWP (Armitage *et al.*, 1983; Paisley *et al.*, 2013), FBI (Hilsenhoff, 1988) y ASPT (Walley & Hawkes, 1996; Sandin & Hering, 2004). Por su uso extendido en la región latinoamericana, describiremos sucintamente a la implementación clásica del índice BMWP concebida originalmente para alertar sobre la contaminación orgánica. Consiste en imputar *scores* o puntajes a taxones inclusivos, como son las familias de insectos acuáticos. Los puntajes admitidos son los números naturales entre 1 y 10, y están orientados a reflejar el grado de tolerancia a la contaminación en una relación inversa. Así, por ejemplo, las familias de plecópteros que son muy sensibles a la depleción de oxígeno suelen ser codificadas con puntaje 10, mientras que las familias de dípteros muy resistentes a condiciones anóxicas tienden a tener asignados puntajes bajos, incluso valor 1 para los quironómidos. El resultado final del BMWP para una muestra será la suma de los puntajes de tolerancia de los taxones presentes en la muestra. Mucho esfuerzo se ha destinado para calibrar o ajustar los puntajes a las particularidades de las áreas geográficas donde se procura aplicarlo.

Ejemplos ilustrativos que apelan a la tercera directriz de métricas (i.e. prevalencia de grupos específicos de organismos) son porcentaje de quironómidos y porcentaje de dípteros calculados a partir del total de individuos contados en una muestra. Finalmente, los valores cifrados en la noción de completitud se derivan al cotejar entre sí listas observadas (O) de taxones versus aquellas esperadas (E) (Wright, 1995; Hawkins, 2006). Cocientes O/E bajos se esperarían cuando las condiciones ambientales fuesen modificadas por algún estresor y la composición de la comunidad cambiase (por reemplazo o remoción de elementos indígenas). Un aspecto a favor de estas medidas es que brindan valores en una escala de cocientes que facilita comparaciones entre regiones e incluso ecosistemas. Un tema a considerar es la resolución taxonómica. Se acepta que el nivel de familia (o superior) es realizable a bajo costo y sin grandes esfuerzos de entrenamiento taxonómico. Es más, experiencias pasadas han mostrado la adecuación de este nivel taxonómico grueso para evaluación biológica del agua dulce utilizando macroinvertebrados (Chessman *et al.*, 2007, Prat *et al.*, 2009).

## Metodología de curvas roc

Si bien la cuestión de la integridad ecológica admite matices o gradaciones y es multidimensional su espacio de variación, en la práctica, deseamos responder de forma fiable a un planteo de tipo binario: ¿está impactado o preservado el ecosistema? A tal fin acuden en nuestro auxilio

índices y umbrales de detección (como los 37.5 °C para juzgar la condición febril de un paciente) para diagnosticar el estado de conservación. Las exigencias que tenemos hacia los índices bióticos es que sean clasificadores precisos (minimizar la comisión de errores falsos positivos y falsos negativos), versátiles (responder a multiplicidad de agentes estresores) y operativos (baratos y rápidos para calcular). La metodología de curvas ROC (acrónimo de Receiver Operating Characteristic, o Característica Operativa del Receptor), desarrollada en el ámbito de la teoría de detección de señales, puede ayudarnos a medir la eficiencia diagnóstica de tests o clasificadores binarios (e.g. enfermo/sano, inocuo/inocuo, contaminado/preservado, etc.), como efectivamente lo son las métricas biológicas de contaminación en la praxis ambiental. Una curva ROC es una representación gráfica de la sensibilidad frente a la especificidad para un sistema clasificador binario según se varía el umbral de discriminación. En las siguientes líneas, iremos explicando y desagregando las partes de esta definición para una cabal comprensión de la misma. Dos Santos *et al.*, (2011) introducen esta herramienta estadístico-gráfica para evaluar la capacidad que tienen los índices bióticos basados en organismos bentónicos para discriminar, en ríos de Yungas, aquellos impactados antrópicamente versus otros de condición opuesta que discurren dentro de áreas conservadas. A los efectos de ilustrar los aspectos fundamentales de las curvas ROC, emplearemos un subconjunto al azar de los datos procesados en aquella publicación (Tabla 1).

Los datos de la Tabla 1 corresponden a dos índices calculados a partir de muestras cuali-cuantitativas del bentos en 35 ríos que atraviesan la selva montana de Yungas. Uno de los índices (i.e. #Familias) concierne al mero conteo de taxones diferentes o riqueza taxonómica a nivel de familia. El otro índice corresponde a BMWP', con scores de tolerancia adaptados para la región por Domínguez & Fernández (1998). Del total de ríos, 20 son *a priori* considerados de referencia o en buenas condiciones, por estar inmersos en áreas protegidas, mientras que el otro subconjunto de 15 ríos es asignado al lote de perturbados por registrarse en sus inmediaciones impactos producidos por la actividad humana (ganadería y agricultura, deforestación, uso recreativo, efluentes domésticos e industriales, alteración de cauces, extracción de áridos, etc.). Ambos índices están muy correlacionados (Fig. 1) y puede advertirse, a partir de las representaciones adjuntas de dispersión, que ambas tipologías de ríos se separan a lo largo del rango de valores de los índices, correspondiendo valores mayores para ríos de buenas condiciones. Con la metodología de curvas ROC, responderemos a los siguientes tres interrogantes: 1) ¿tienen los índices capacidad para discriminar sitios con distinto grado de impacto antrópico?, 2) ¿cuál es el valor de corte que deberíamos emplear con fines diagnósticos?, y 3) ¿cuál de las dos métricas (la riqueza taxonómicas a nivel de familia o el índice BMWP') tiene mejor rendimiento?

**Tabla 1.** Subconjunto de datos reales procesados en Dos Santos *et al.*, (2011). Valores calculados para un par de índices bióticos en ríos montanos de Las Yungas. Los sitios muestreados fueron clasificados en dos categorías según la presencia o no de impactos antrópicos.

Índice biótico			
#Familias		BMWP Yungas	
Tipo de sitio		Tipo de sitio	
Referencia	Impactado	Referencia	Impactado
6	0	39	0
8	0	43	0
9	2	57	8
10	3	59	12
11	4	61	19
12	6	71	33
14	6	87	36
14	6	90	37
15	9	92	39
15	10	93	53
15	10	96	67
17	11	96	67
17	12	101	70
18	13	113	77
18	14	115	80
18		121	
20		121	
23		146	
24		146	
27		156	

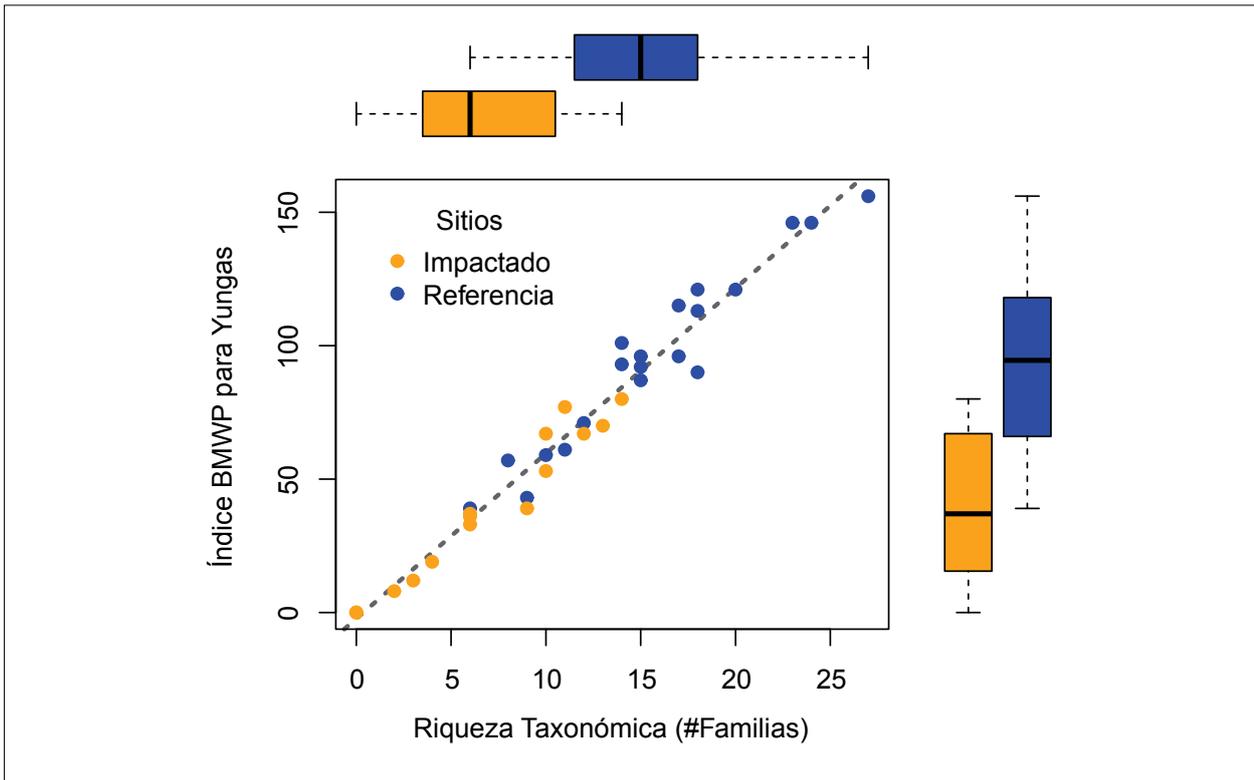
Especificidad y sensibilidad son los conceptos claves a partir de los cuales se construye la curva ROC. Supongamos que adoptamos como valor de corte #Familias = 9.5 (Tabla 2). En el contexto de este ejemplo, se considerarán casos "positivos" o "negativos" aquellos sitios cuya riqueza sea superior o inferior, respectivamente, al valor de corte. En la regla de decisión para el test, un resultado positivo se identifica así con la condición de preservado, mientras que se asimila como impactado al test negativo. Al contrastar la clasificación real de los ríos con la diagnosis resultante tras aplicar #Familias (umbral = 9.5), surge esta tetrada de alternativas diagnósticas: 1) verdaderos positivos (VP), son aquellos ríos reputados por el índice como saludables y que están efectivamente preservados, 2) falsos negativos (FN), son los ríos en buenas condiciones que dan un índice

bajo, 3) verdaderos negativos (VN), ríos en malas condiciones concordantes con el valor bajo del índice, 4) falsos positivos (FP), ríos expuestos a impacto antrópico pero clasificados erróneamente en estado conservado por el valor de la métrica empleada. Conociendo el número de instancias imputadas a cada una de estas alternativas, es posible calcular la sensibilidad y especificidad, para el punto de corte que les origina, de la siguiente forma:

$$\text{Sensibilidad} = \text{VP}/(\text{VP}+\text{FN})$$

$$\text{Especificidad} = \text{VN}/(\text{FP}+\text{VN})$$

Con otro valor de corte, la sensibilidad y especificidad variarán. En nuestro ejemplo, al fijar el umbral en #Familias



**Figura 1.** Correlación entre los valores de dos índices bióticos implementados en ríos montanos de Yungas. Advértase además la segregación de estos valores en función de la pertenencia a las clases de referencia e impacto. Línea punteada: recta de regresión lineal simple. Se emplean diagramas de caja marginales para representar la dispersión agrupada de los valores calculados para ambos índices. Los diagramas de caja permiten ver la dispersión de los puntos con respecto a la mediana (línea interna engrosada), los percentiles 25 y 75 y los valores máximos y mínimos.

**Tabla 2.** Tabla de contingencia entre categorías diagnósticas obtenidas con la riqueza taxonómica (umbral 9.5) y la clasificación *a priori* producida por el *gold standard* (criterio certero o estándar de oro). VP, FP: verdaderos, falsos positivos. VN, FN: verdaderos, falsos negativos. TP, TN: totales de casos positivos, negativos.

Test: # Familias; umbral = 9.5				
SENSIBILIDAD	0.85 (= VP/TP)	Categorías predichas según test		TOTAL
		Preservado (+)	Impactado (-)	
ESPECIFICIDAD	0.60 (= VN/TN)			
Diagnóstico verdadero	Preservado (+)	17 (VP)	3 (FN)	20 (TP)
	Impactado (-)	6 (FP)	9 (VN)	15 (TN)
Regla de decisión: <i>Preservado</i> > <i>Impactado</i>				

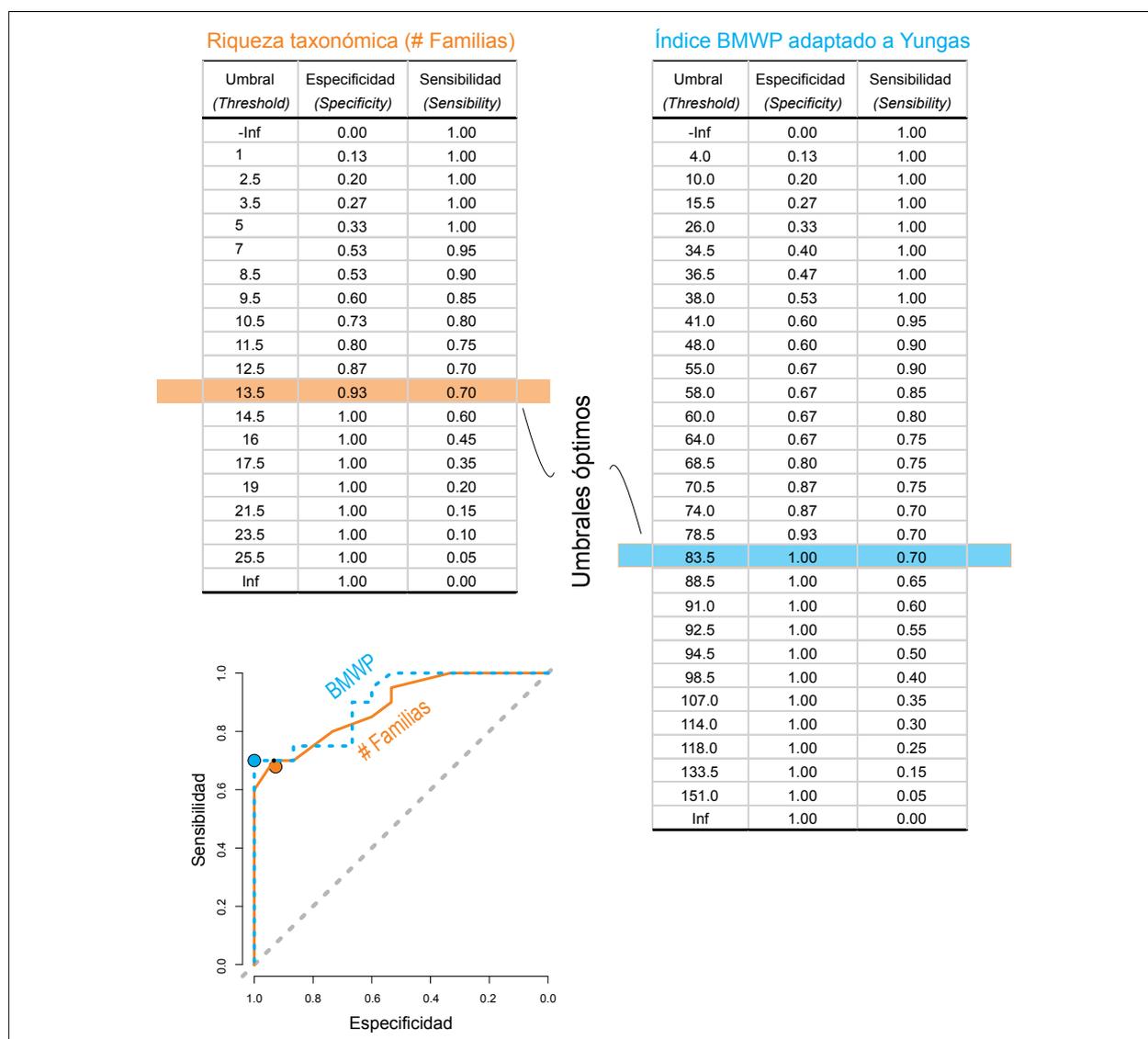
= 13.5 (Tabla 3), la especificidad trepa ostensiblemente de 60% a 93% respecto del umbral anterior, y la sensibilidad desciende en menor medida de 85% a 70%. Si recorremos todos los posibles valores de corte a lo largo de la escala métrica del índice, y unimos los respectivos puntos descritos por el par (1 - especificidad, sensibilidad), obtendremos nuestra curva ROC (Fig. 2). A título de referencia, en los gráficos de curvas ROC se traza también

una diagonal que va desde un extremo (100% especificidad, 0% sensibilidad) hasta el opuesto (0% especificidad, 100% sensibilidad). Esta diagonal se conoce como línea del azar o diagonal de la no-discriminación, puesto que representa al tipo de curva ROC que describiría un clasificador azaroso (e.g. arrojar una moneda al aire) para asignar las observaciones a las categorías de preservado o perturbado.

**Tabla 3.** Tabla de contingencia entre categorías diagnósticas obtenidas con la riqueza taxonómica (umbral 13.5) y la clasificación *a priori* producida por el *gold standard* (criterio certero o estándar de oro). VP, FP: verdaderos, falsos positivos. VN, FN: verdaderos, falsos negativos. TP, TN: totales de casos positivos, negativos.

Test: # Familias; umbral = 13.5				
SENSIBILIDAD	0.70 (= VP/TP)	Categorías predichas según test		TOTAL
		Preservado (+)	Impactado (-)	
ESPECIFICIDAD	0.93 (= VN/TN)			
Diagnóstico verdadero	Preservado (+)	14 (VP)	6 (FN)	20 (TP)
	Impactado (-)	1 (FP)	14 (VN)	15 (TN)

Regla de decisión: Preservado > Impactado



**Figura 2.** Gráfico de curvas ROC (del inglés Receiver Operating Characteristic, o Característica Operativa del Receptor) de dos métricas diagnósticas de calidad ecológica de ríos (#Familias y BMWP). La línea de no-discriminación es la diagonal punteada. El eje X tiene aquí la escala invertida, pero la misma curva suele representarse como  $1 - \text{especificidad}$  (i.e. proporción de falsos positivos sobre el total de casos negativos) en dicho eje para quedar los valores en escala convencional ascendente hacia la derecha. Para cada curva ROC, el punto inflado cercano al vértice óptimo indica el punto de corte que determina la sensibilidad y especificidad conjuntas más alta. Los valores empleados para construir las curvas se detallan en las tablas anexas.

Entre todos los valores de corte explorados para construir la curva ROC, ¿cuál seleccionaríamos si el fin último es uno práctico para la toma de decisiones? Un criterio es seleccionar aquel punto de corte que maximice el índice de Youden (Cerdeira & Cifuentes 2012) calculado como especificidad + sensibilidad - 1. En términos gráficos, este punto es el más cercano al extremo superior izquierdo de la caja donde se inscribe la curva ROC. En la Fig. 2 pueden consultarse los puntos de corte seleccionados, 13.5 para #Familias y 83.5 para BMWP'. El lector debe percatarse de que el umbral de clasificación seleccionado según el índice de Youden es aquel punto de corte con la sensibilidad y especificidad más alta conjuntamente, lo cual no necesariamente significa que sea el punto donde el test alcance el máximo, tanto para la sensibilidad por un lado como para la especificidad por otro.

El área bajo la curva (AUC, *area under the curve*) es una medida sintética de la capacidad diagnóstica de la métrica evaluada. Para el caso de un clasificador perfecto, o sea uno al cual pueda reconocerse un umbral que segregue en forma inequívoca a los dos casos de observaciones (todos los casos positivos agrupados hacia un lado del umbral y todos los casos negativos hacia el otro lado), resultará en una curva ROC cuyo AUC = 1. Por el contrario, un clasificador incapaz de discriminar ríos preservados versus dañados, se comportará de forma similar a la diagonal del azar y será su AUC ~ 0.5. Un test diagnóstico tendrá mayor capacidad discriminatoria en la medida que sus puntos de corte tracen una curva ROC alejada de la diagonal o línea de no-discriminación, cercana al extremo superior izquierdo donde sensibilidad y especificidad alcanzan el máximo. Existen tests concretos para evaluar la significancia del valor de AUC (DeLong *et al.*, 1988), y decidir en consecuencia si se rechaza o no lo que enuncia la hipótesis nula (i.e., AUC = 0.5). Si bien en teoría el valor de AUC está entre 0 y 1, ningún clasificador realista debería ser < 0.5; en caso contrario convendría estudiar mejor la orientación de nuestra regla de decisión. Para nuestro caso (Fig. 2), tanto #Familias (AUC = 0.8867; 95% IC: 0.7826-0.9908) como BMWP' (AUC = 0.9017; 95% IC: 0.8048-0.9985) poseen capacidad discriminatoria ya que sus valores de AUC son significativamente superiores a 0.5.

El valor AUC es una medida sintética de precisión clasificatoria independiente de la prevalencia de casos positivos y negativos en la muestra bajo estudio. Otra ventaja de este estadístico es su equivalencia con el test de rangos de Wilcoxon (Hanley & McNeil, 1982). Podemos interpretarlo como el valor promedio de sensibilidad para todos los valores posibles de especificidad, y viceversa. Corresponde también al valor de probabilidad que un ítem seleccionado al azar del conjunto de casos impactados, respecto de otro ítem extraído al azar del lote preservado, tenga un valor de índice coincidente con lo establecido por la regla de decisión. Así, para

BMWP', donde la regla subyacente de clasificación es Preservado > Perturbado, su valor calculado de AUC = 0.90 significa que para un par de sitios seleccionados al azar de sus respectivos conjuntos de conservación, el sitio preservado exhibirá un valor de BMWP' superior al del sitio perturbado en el 90% de las veces.

Además de responder a la pregunta si los diferentes índices bióticos son capaces de discriminar sitios en buen estado de otros en mal estado, podemos comparar diferentes curvas ROC construidas a partir de los mismos datos y testear si hay diferencias estadísticamente significativas entre sus valores de AUC (DeLong *et al.*, 1988). Para los detalles de cálculo, se sugiere leer Hanley & McNeil (1982) y Zweig & Campbell (1993). En nuestro ejemplo de estudio, no hay evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula de equivalencia entre los AUCs de #Familias y BMWP' ( $Z = -0.91737$ ,  $P = 0.3589$ ). Entre los recursos informáticos sugeridos para realizar gráficos y encarar los diferentes tests estadísticos, cabe mencionar al software *MedCalc* (disponible en <http://www.medcalc.org>) y el paquete *pROC* de R.

## Enfoque multimétrico con propuesta fuzzy de agregación

### Índices multimétricos

Existe una suerte de premisa de precaución que ninguna iniciativa de bioindicación puede soslayar: hay múltiples tipos de estresores y los organismos pertenecientes a un taxón dado no responden unívocamente a los mismos, reconociéndose por lo tanto efectos diferentes con variaciones tanto en lo taxonómico como en lo geográfico. Así, por ejemplo, un estresor químico (ej. materia orgánica) diferirá de otro estresor físico (ej. rectificación del cauce), viéndose algunos organismos afectados por uno y beneficiados por otro; y dentro de un mismo estresor, puede no ser la respuesta del taxón uniforme a lo largo y ancho de su rango geográfico. Enunciado de esta forma, no se niega la validez de la bioindicación y se enfatiza su naturaleza compleja, pero hay un cuestionamiento implícito sobre la generalidad en los detalles, que invita al incesante ajuste *ad hoc* de los índices inspirados en biomonitores.

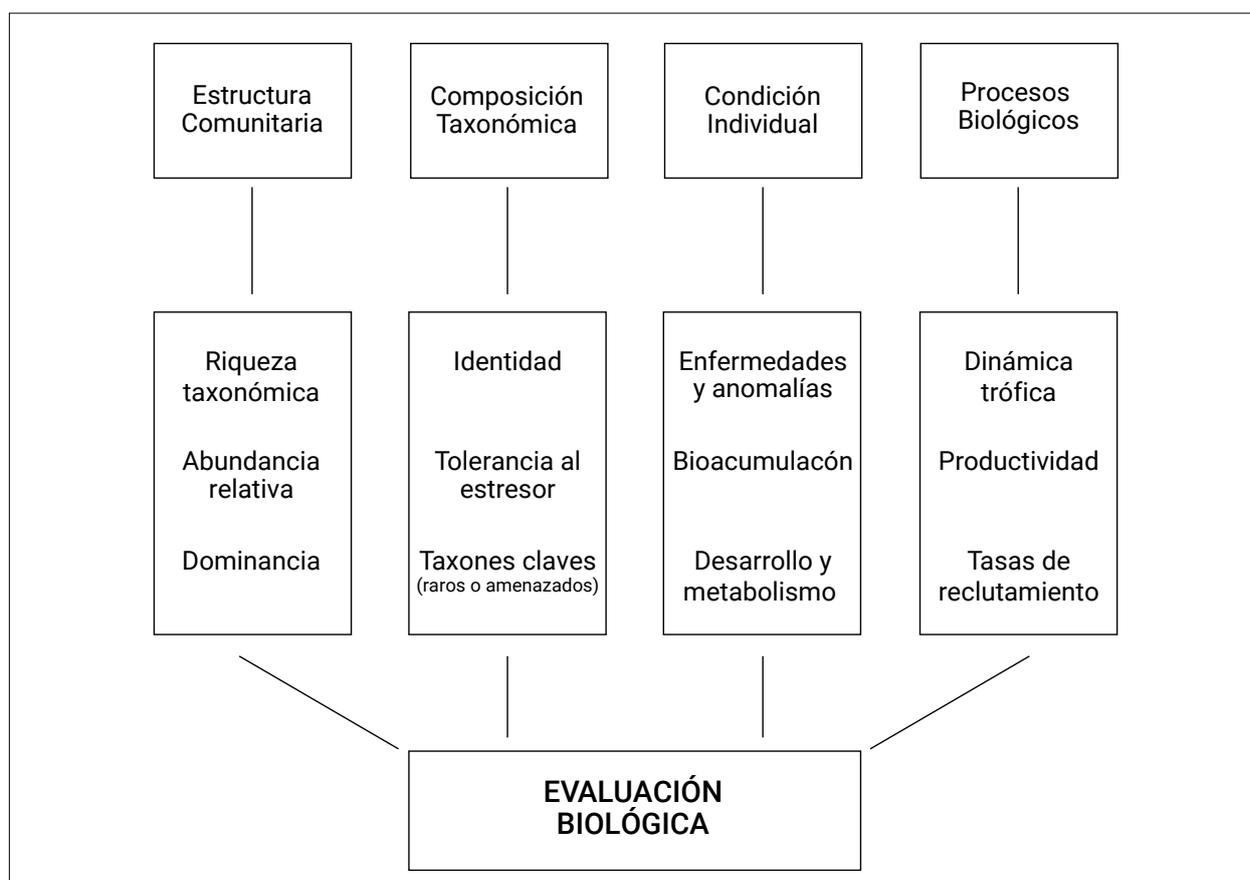
Dada la multiplicidad de causales y respuestas biológicas, una opción de resguardo frente a la incertidumbre y complejidad consiste en adoptar una estrategia multimétrica de evaluación. Según este enfoque, se calcula una medida única a partir de muchas y heterogéneas medidas individuales capaces de capturar distintas facetas de la estructura y función de las comunidades. De esta forma, cada métrica individual se vuelve un insumo numérico de una medida global orientada a inferir desviaciones de un sistema respecto de un estado referencial de integridad biótica. Daños severos en el sistema se

materializarán en valores anómalos a lo largo de la lista completa de métricas empleadas; impactos específicos y difusos pueden resultar indiferentes para la mayoría de las métricas y advertibles sólo por algunas pocas. El núcleo de este enfoque reside en el concepto de "integridad biológica" que ha sido definido como "la capacidad (de un cuerpo de agua) para sostener y mantener a una comunidad biológica balanceada con una composición específica, diversidad y organización funcional comparable con las presentes en hábitats naturales de la región" (Karr & Dudley, 1981; Schneider, 1992). A título de ejemplo de la importancia de estos conceptos, cabe mencionar que la EPA, agencia norteamericana para la protección del medioambiente, preconiza el uso de índices multimétricos de integridad biológica para monitoreo y diagnóstico de la condición de los ecosistemas acuáticos. Estos índices aditivos se llaman IBI (por sus siglas en inglés, índices de integridad biótica). El planteo original fue concebido por Karr (1981). Se procura que las métricas subsidiarias de un IBI cubran algunas de las 4 categorías conceptuales enunciadas por Barbour *et al.*, (1995) y expuestas en la Fig. 3. La Fig. 3 ilustra una estructura conceptual para los atributos de los ensamblajes que deberían ser considerados dentro de un programa de biomonitoreo sobre la condición general de la integridad ecológica.

El cálculo de un IBI implica seleccionar un conjunto de variables biológicas con potencial rol indicador, tales como números de especies en varias clases (nativos o intolerantes a la degradación). Sus valores son transformados a puntajes, por comparación con sitios de referencia. La escala discreta de normalización viene dada por los puntajes 1, 3 y 5. Se asigna el puntaje 5 a aquellos valores de las métricas dentro del rango esperado para sitios de índole prístina o conservada. Los valores esperables para sitios algo disturbados adquieren puntaje 3. El mínimo puntaje de 1 se da cuando la métrica asume valores concordantes con la expectativa para sitios dañados. El valor final de IBI proviene de la suma agregada de estos puntajes. Nótese que, si se empleasen 12 métricas individuales para componer el IBI, el mínimo sería 12 y el máximo 60. Aquí, nuevamente, la instancia de agregación es lo más polémico porque, al reducirse a un único guarismo, se desdibuja la información provista por todas las medidas individuales.

### Lógica difusa (fuzzy logic). Conceptos introductorios

El camino que conduce a la cuantificación de los impactos ecológicos por actividades humanas no está exento de



**Figura 3.** Compartimentalización de los atributos que, en un escenario óptimo de trabajo, deberían ser incorporados en un enfoque multimétrico de medición dentro de un programa de biomonitoreo. Modificado de Barbour *et al.*, (1995).

complicaciones: diferentes indicadores pueden entrar en conflicto, hay ausencia de algunas observaciones importantes o experimentamos incapacidad para incluir información potencialmente útil por ser su naturaleza cualitativa. Silvert (1997) advierte que abreviar en la Teoría de los Conjuntos Difusos (fuzzy set theory, Zadeh, 1965) es una buena alternativa para afrontar estas dificultades. Enunciados como "si el bosque de ribera está removido y la completitud taxonómica del bentos es pobre, entonces el estado ecológico de las aguas es malo", frecuentes en la praxis de la bioindicación y dotados de ambigüedad, tienen en lógica difusa un abordaje natural y pueden ser plasmados en los términos numéricos de un índice. La ambigüedad aducida viene a cuenta de que frente a un caso de estudio, siempre surgirán incertidumbres para juzgar de forma taxativa el contenido de los términos. Así, por ejemplo, ¿qué debo esperar para juzgar de forma inequívoca que la completitud del bentos es pobre? El núcleo de un sistema *fuzzy* viene dado por el enunciado de reglas inferenciales o cláusulas condicionales del tipo SI-ENTONCES. El procesamiento del sistema comporta evaluar la incumbencia del antecedente (o sea, determinar cuál es el grado de pertinencia en los términos de la parte SI de la cláusula) y llegar, por implicación, a un número indicador que nos ayudará a decidir la pertinencia de lo que se concluye.

La lógica difusa es una lógica alternativa a la lógica clásica donde se introduce un grado de vaguedad en las cosas que se clasifican. Un rasgo destacable de la lógica difusa es que provee un formalismo para trabajar con la ambigüedad y la ausencia de datos cuantitativos en un esquema de clasificación. Esto ciertamente no excluye la posibilidad de usar los conjuntos difusos para desprender graduaciones numéricas precisas en la toma de decisiones (Silvert, 1997). El proceso que se recorre para ir de conjuntos difusos hasta índices cuantitativos se llama "defuzzification" o decodificación, y debe ser considerada una cosa diferente del trasfondo conceptual del modelo construido a partir de reglas inferenciales. Un buen material de lectura, pionero en materia de bioindicación con bentos y lógica difusa, es el texto de un autor de nuestra región (Gutiérrez *et al.*, 2004). Adriaenssens *et al.*, (2004) revisan los modelos difusos en el contexto de manejo de ecosistemas. El texto de Lermontov *et al.*, (2011) será también de interés para los potenciales lectores de este libro. Ellos apelan a una arquitectura fuzzy de premisas que incluyen variables químicas para desarrollar un índice de calidad de agua.

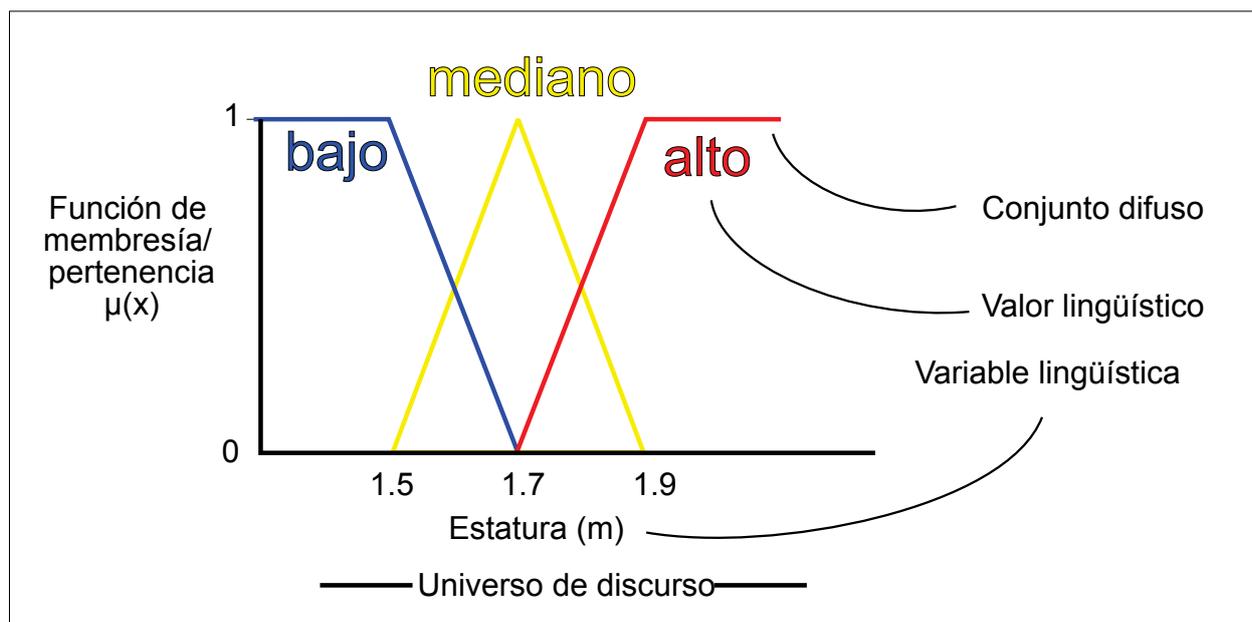
Para comprender un poco más las diferencias entre lógica difusa y lógica clásica, nos apoyaremos en el ejemplo tradicional de clasificar a una persona, tras medir su estatura, en una de estas tres etiquetas: "alta", "mediana" o "baja". En lógica clásica, los conjuntos son nítidos (*crisp sets*) y mutuamente excluyentes; una persona pertenece a una y solo una de las tres categorías. Para decidir sobre la pertenencia o no a una categoría,

se establecen valores de corte. Supongamos que el umbral de pertenencia para la clase "alta estatura" fuere  $> 1,80$  m y para la clase "baja estatura"  $< 1,50$  m. Según este proceder, una persona de 1,79 m sería considerada equivalente a otra de 1,51 m y diferente de otra la cual midiera 1,81 m. Pareciera que al haber optado por la delimitación de grupos nítidos, perdemos capacidad para captar graduaciones en las diferencias entre miembros de diferentes clases. Sin embargo, si dispusiéramos de una herramienta para caracterizar las alturas de forma que las transiciones fueran suaves, estaríamos reproduciendo la realidad clasificatoria mucho más fielmente. Y allí reside el atractivo de la lógica difusa.

Para representar los matices de pertenencia, definiremos a un conjunto (por ejemplo, "altos") tal que cada uno de sus elementos pertenezca a él con cierto grado (membresía). Formalmente, un conjunto difuso A se caracteriza por una función de pertenencia/membresía,  $\mu_A : U [0,1]$ , que asocia a cada elemento  $x$  de  $U$  un número  $\mu_A(x)$  del intervalo  $[0,1]$ , que representa el grado de pertenencia de  $x$  al conjunto difuso A. La Fig. 4 denota los valores de membresía para los conjuntos de altura en función de las posibles mediciones de estatura. Llamaremos *variable lingüística* a aquella noción o concepto que vamos a calificar de forma difusa (en nuestro ejemplo, la estatura). Por otro lado, el *universo de discurso* es el rango de valores que pueden tomar los elementos que poseen la propiedad expresada por la variable lingüística. Se entiende por *valor lingüístico* a las diferentes particiones que efectuamos sobre la variable lingüística (en nuestro caso, los valores alto, mediano y bajo). Por último, llamaremos *conjunto difuso* a la combinación de un valor lingüístico junto a su función de membresía. La función de membresía asocia a cada elemento del universo de discurso el grado con que pertenece al conjunto difuso. Si bien cualquier función podría emplearse para denotar conjuntos difusos, en la práctica se emplean funciones triangulares, trapezoidales, acampanadas y sigmoidales. En otras palabras, una función de membresía es una curva arbitraria cuya forma es definida por conveniencia.

### Razonamiento difuso. Implicación y decodificación

Se entiende por razonamiento difuso al proceso de realizar inferencias a partir de hechos y relaciones vagas (imprecisas). Las premisas refieren a observaciones con valor asignado en una variable lingüística y pueden agruparse en enunciados compuestos. Las operaciones sobre los conjuntos difusos son: unión ( $\cup$ ), intersección ( $\cap$ ) y complemento o negación ( $\neg$ ). Las premisas, articuladas en enunciados relacionales, dan lugar a reglas inferenciales del tipo SI-ENTONCES. El grado de pertenencia del consecuente que se postula en la regla es lo que se conoce como implicación. El proceso de decodificación consiste en agregar los diferentes resultados parciales de implicación



**Figura 4.** Ilustración de 3 conjuntos difusos asociados con la variable lingüística estatura, teniendo como valores lingüísticos a bajo, mediano y alto. Las funciones de pertenencia son de tipo L para bajo, Lambda o Triángulo para el mediano y Gamma para el alto. Se escogieron estas funciones porque trasladan o mapean nuestra subjetividad para juzgar a un valor dado de estatura en los conjuntos especificados. Así, una persona que mida 1.80 metros, para nuestro esquema de lógica difusa será 0.2 mediano y 0.8 alto, lo que en lenguaje coloquial sería alguien poco mediano y más bien alto.

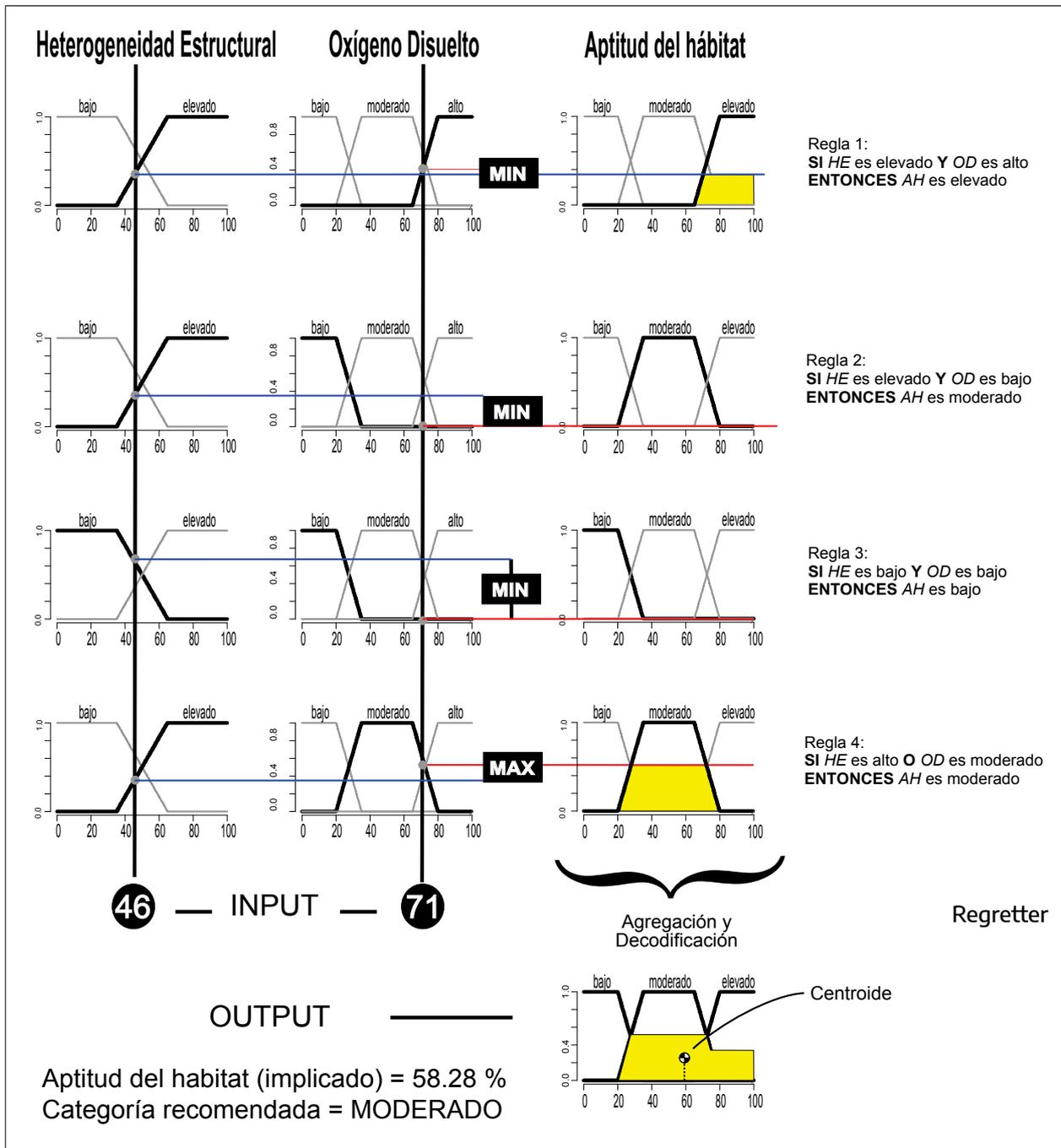
y traducir el resultado global en un valor concreto para la variable de salida. La robustez de un sistema *fuzzy* depende del número y calidad de las reglas inferenciales. Inspirados en el caso didáctico presentado por Adriaenssens *et al.*, (2004), la Fig. 5 ejemplifica el funcionamiento interno de un proceso *fuzzy*. En este ejemplo, el sistema *fuzzy* diseñado consiste en estimar la aptitud del hábitat (variable output) a partir de los datos observados en heterogeneidad estructural y oxígeno disuelto (variables *inputs*). Durante el proceso se emplean cuatro reglas inferenciales, tres de ellas incorporan el conector lógico AND (Y en castellano), mientras que la restante incorpora el operador de disyunción OR (O en castellano). En la margen derecha de la Fig. 5 pueden leerse las reglas inferenciales. El ejemplo ilustra el funcionamiento de toda esta batería de reglas inferenciales para un caso hipotético donde las variables *inputs* tienen los siguientes valores: 46 para heterogeneidad estructural y 71 para oxígeno disuelto. Ingresando con estos valores, y atendiendo a los conjuntos difusos referidos en las reglas inferenciales, procedemos a interceptar las curvas de membresía respectivas. Para cada estrato de inferencia o regla actuante, entre los valores interceptados nos quedamos con la mínima membresía cuando hay un operador de conjunción (Y), mientras que retenemos la máxima membresía cuando se evalúa una disyunción (O). Finalmente, agregamos las implicancias para la variable *output*, uniendo todas las áreas parciales de inferencia. No debemos perder de vista que nuestro interés radica en estimar un valor numérico para nuestra variable *output* (en nuestro ejemplo, aptitud del hábitat), y eso lo lograremos

mediante la operación de decodificación. Para ello, calculamos el punto correspondiente al centroide del área total (polígono sombreado) que representa al conjunto difuso final. La coordenada  $x$  de dicho centroide representa el valor inferido para nuestra variable de salida.

### Formulación esquemática de un modelo difuso de bioindicación

Recapitemos, las 3 instancias involucradas en el proceso de ingeniería *fuzzy* de modelado para recuperar un valor indicador son:

1. Transformación difusa o *fuzzification* – Convertimos nuestros insumos (métricas basadas en bioindicadores) y resultado de salida (índice sintético de calidad ecológica) en valores lingüísticos, definiendo rangos y funciones de membresía.
2. Desarrollo de un esquema inferencial constituido por reglas SI-ENTONCES que se desprenden del conocimiento general que provee la investigación ecológica.
3. Decodificación – Convertimos nuestro resultado a una salida numérica concreta que permitirá interpretar el caso analizado. La técnica más frecuentemente usada es el método del centroide que es un promedio ponderado por la membresía.



**Figura 5.** Ejemplo de proceso *fuzzy* para evaluación de calidad ambiental en ríos, con los valores normalizados de 46 y 71, respectivamente, para las variables de entrada (*inputs*) de heterogeneidad estructural (*HE*) y concentración de oxígeno disuelto (*OD*). El valor de la variable de salida (*output*) corresponde al estimador para la aptitud del hábitat que se obtiene después de la decodificación (centro de gravedad) del resultado global implicado a partir de las reglas inferenciales.

Tras revisar trabajos de distinta procedencia geográfica, pero con el interés común de diseñar y aplicar índices de integridad biótica calculados a partir del bentos de arroyos montanos (e.g. USA: Stribling & Dressing, 2015; Hughes *et al.*, 2009; Alemania: Böhmer *et al.*, 2004; Korea: Jun *et al.*, 2012; Caribe: Black *et al.*, 2010), advertimos que ciertas métricas son seleccionadas con regularidad: riqueza taxonómica, porcentajes de algún grupo funcional

alimentario, abundancia relativa tanto de quironómidos como de miembros del grupo EPT. Es por ello, que en una formulación esquemática de sistema *fuzzy* hemos incluido 4 variables lingüísticas encarnadas por estas 4 directrices métricas recurrentes. Reservamos lugar para otra variable con un universo expandido en el rango [0, 100] y que reflejará el diagnóstico del estado ecológico y tendrá tres valores: bueno, regular y malo. Esta variable

representa nuestro índice sintético, que resulta de agregar las implicaciones de las reglas SI-ENTONCES que lo enlazan con las variables *inputs*. La Fig. 6 despliega el sistema *fuzzy* respectivo. Las variables *inputs* son:

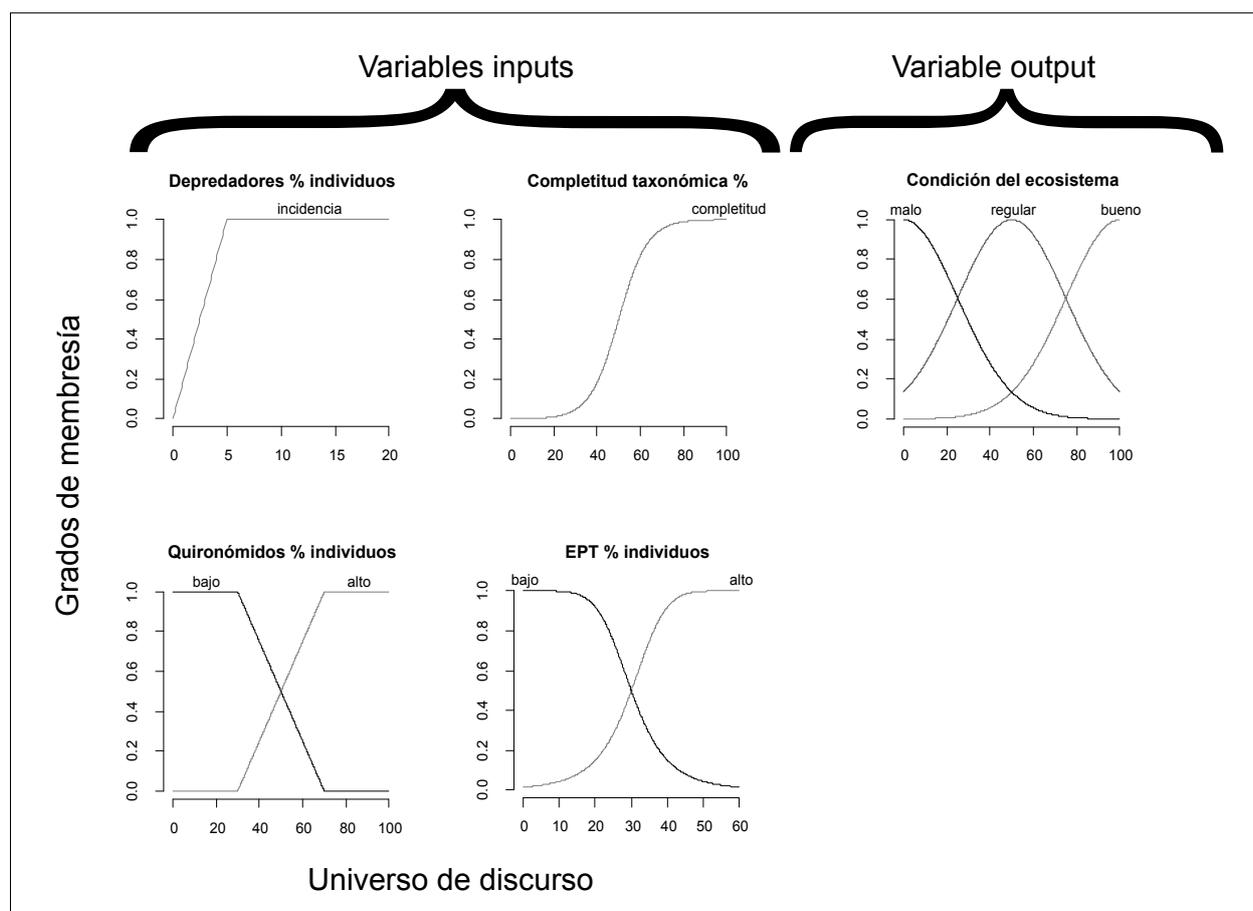
**Depredadores % individuos:** porcentaje del total de individuos colectados en una muestra que tienen un hábito alimentario depredador. Esta variable posee un único valor lingüístico, al cual hemos denominado incidencia, que denota el grado relativo de protagonismo que exhibe este grupo funcional en el seno de una comunidad. Este conjunto *fuzzy* está descrito por una fase lineal ascendente y otra constante a partir del 5% de fracción de depredadores.

**Complejidad taxonómica %:** Unidades sistemáticas presentes en una muestra respecto del total esperado. Por ejemplo, si en una muestra logran observarse sólo 5 familias de insectos acuáticos de un conjunto total esperado de 10 familias, entonces su complejidad en términos porcentuales será 50%. La razón o cociente entre lo observado (O) y esperado (E) se suele consignar en la literatura como cociente OE, y su versión porcentual se deriva

multiplicándolo por 100. Tiene un único valor denominado completitud y su valor de membresía es extraído a partir de una función sigmoidea.

**Quironómidos % individuos:** abundancia relativa de estos insectos con respecto a la abundancia total de individuos colectados en una muestra del bentos. En los cuerpos de agua muy poluidos, estos insectos predominan y pueden incluso ser el único tipo de macroinvertebrado presente en la muestra, o sea la métrica puede alcanzar el 100%. Los dos valores lingüísticos asignados son alto y bajo, quedando descritos sendos conjuntos difusos a través de funciones trapezoidales.

**EPT % individuos:** porcentaje de individuos del grupo EPT con respecto al total de individuos colectados en la muestra del bentos. Históricamente, se ha vinculado al grupo EPT (como ya fuere mencionado, conformado por insectos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) con aguas corrientes bien oxigenadas, transparentes y en buen estado ecológico de conservación. Por ello, se esperan bajos valores en



**Figura 6.** Funciones de membresía que describen un sistema *fuzzy* esquemático. Este sistema sería aplicable para ríos montañosos y está destinado a integrar o agregar la información de múltiples fuentes (índices bióticos que se comportan como *inputs*) en un valor concreto que oficie de índice de calidad de agua expresable en la escala 0-100 (variable *output* particionada en 3 valores lingüísticos que denotan degradación ambiental).

esta métrica para sitios contaminados. Hemos establecidos dos valores contrastantes, etiquetados como bajo y alto, para esta variable. Las funciones de membresía son acampanadas y se cruzan en el valor 30% del universo de expresión.

En cuanto a las reglas inferenciales, nos restringiremos aquí a la siguiente dupla de reglas por razones de utilidad práctica y sencillez expositiva:

1) **SI** hay incidencia de depredadores **Y** se registra completitud composicional **ENTONCES** la calidad ecológica es buena.

2) **SI** el % de individuos pertenecientes a quironómidos es alto **Y** el % de individuos pertenecientes al grupo EPT es bajo **ENTONCES** la calidad ecológica es mala.

### Una aplicación con datos reales

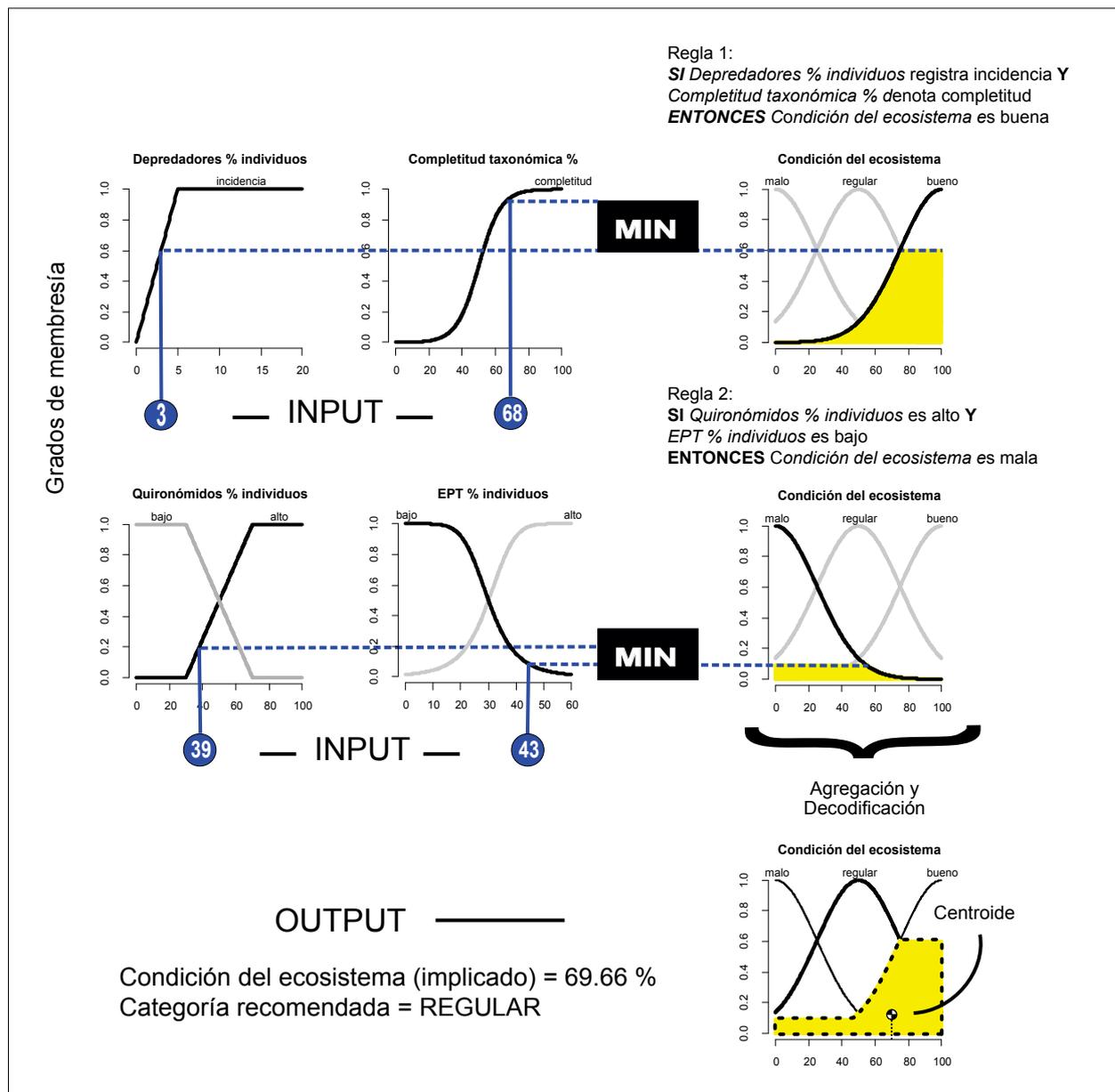
Buscamos en la literatura científica producida fuera del ámbito de nuestro grupo de trabajo, alguna publicación sobre cálculo de índices bióticos en la Argentina, con macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, ríos montanos como objeto de estudio y con una tabla disponible de abundancia de organismos x sitios muestreados. Utilizamos el trabajo de Colla *et al.*, (2013) donde los autores muestrean el bentos del río El Tala (Catamarca) en

5 sitios distribuidos a lo largo de un gradiente altitudinal. Los sitios, numerados del 1 al 5, no evidencian en principio señales de impacto antrópico aunque sí se menciona que existen asentamientos humanos en las inmediaciones de los sitios 2 y 3. A partir de la tabla con datos crudos publicada por los autores, procedimos a calcular las métricas ligadas a las variables lingüísticas de nuestro esquemático sistema *fuzzy* presentado en el acápite anterior (Tabla 4).

Al alimentar nuestro sistema inferencial *fuzzy* con estos valores a título de *input* el *output* correspondiente por decodificación vía método del centroide, permite derivar la siguiente lista ordenada de sitios: Sitio II (= 32.25) < Sitio IV (= 40.15) < Sitio III (= 50.18) < Sitio I (= 57.83) < Sitio V (= 69.66). Nótese como el Sitio II adopta un valor muy presuntivo de impacto que contrasta con el resto. Este ejemplo ha sido corrido simplemente para demostrar cómo podemos hipotetizar sobre un caso de estudio en el que se desconoce la "verdad terrena" o las observaciones que los investigadores pueden haber realizado en su tarea de campo y que no están incluidas en el artículo publicado, incluso con una formulación intuida, no calibrada y esquemática de sistema *fuzzy* inferencial de calidad ecológica de agua. Con el afán de reforzar la comprensión de la técnica *fuzzy* para inferir un valor sintético sobre la calidad ecológica del ambiente, incluimos la Fig. 7 que detalla el cálculo del índice para el caso concreto del Sitio V.

**Tabla 4.** Valores calculados para las variables lingüísticas de un sistema *fuzzy* esquemático para diagnóstico de calidad ecológica del agua. Los datos originales proceden de Colla *et al.*, (2013) y corresponden a 5 sitios de muestreos distribuidos a lo largo del río El Tala (Catamarca). Todas las variables están expresadas porcentualmente. Riqueza % OE taxones: unidades sistemáticas presentes en la muestra respecto del total global identificado en el estudio y adoptado como valor esperado (= 25 familias de insectos). EPT % individuos: abundancia de insectos EPT con respecto a la abundancia total. Quironómidos % individuos: abundancia de estos insectos con respecto a la abundancia total. Depredadores % individuos: abundancia relativa del colectivo de taxones tradicionalmente reputados como depredadores. OE: cociente entre valores observados y esperados.

Variables	Sitio I	Sitio II	Sitio III	Sitio IV	Sitio V
RIQUEZA % OE taxones	64.0	60.0	56.0	60.0	68.0
EPT % individuos	30.5	14.4	21.3	13.8	42.7
Quironómidos % individuos	47.9	76.3	57.9	74.9	39.1
Depredadores % individuos	4.6	1.0	3.9	1.6	3.1



**Figura 7.** Implementación del sistema inferencial *fuzzy* presentado en la **Figura 6**. Los datos para las variables de entrada corresponden a las métricas individuales calculadas para el Sitio V (**Tabla 4**). Las conjuntos *fuzzy* parciales implicados (obtenidos tras aplicación de las respectivas reglas inferenciales) son unidos, y el centroide de dicho conjunto unión es calculado. La coordenada x del centroide corresponde al valor estimado para el índice en cuestión (medida sintética de la condición del ambiente).

## Conclusión

Los índices, al abstraer un conjunto de observaciones en un valor adimensional, reducen la complejidad del fenómeno estudiado pero facilitan la toma de decisiones, como realizar el diagnóstico de calidad ambiental o evaluar el cambio de un sistema como por ejemplo la respuesta a un proceso de restauración. No existe un índice universal, válido tanto para la estepa patagónica como para la nuboselva subtropical o los arroyos pampásicos por ejemplo, pero sí la posibilidad de enunciar reglas generales que permitan inferir el desvío de un ecosistema respecto de su condición natural por acción antrópica. Cambiará el elenco de organismos, cambiarán las sensibilidades de las métricas y los rangos de variación, demandando ello esfuerzos regionales de calibración; pero la necesidad de agregar las implicaciones de reglas inferenciales parece ser transversal a los diferentes grupos de investigación abocados a la bioindicación. Estimamos que el desafío a encarar en lo futuro es el diseño de módulos de premisas *fuzzy*, aptos para inferir calidad de agua y versátiles en lo que respecta a su adaptabilidad a diferentes escenarios de aplicación. Como Lotfi Zadeh, el fundador de la lógica *fuzzy* dijera en 1973, "debemos explorar nuestra tolerancia hacia la imprecisión".

## Agradecimientos

Agradecemos a los editores por la confianza depositada en nosotros para la redacción de este capítulo.

## Bibliografía

Adriaenssens, V., De Baets, B., Goethals, P. L. & N. De Pauw (2004). Fuzzy rule-based models for decision support in ecosystem management. *Science of the Total Environment* 319 (1-3), 1-12.

Armitage PD, Moss D, Wright JF. & MT. 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 Res*, 17: 333 -347.

Barbour, M.T., J.B. Stribling & J.R. Karr. 1995. The Multimetric Approach for establishing Biocriteria and Measuring Biological Condition. Chapter 6. In: *Biological Assessment and criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, ed. W.S. Davis and T.P. Simon, pp. 63-77. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Black, A., Ford, M., Keough, K. & B. Richards. 2010. Development of a Benthic Index of Biotic Integrity. WPI IQP Proposal | D-2010 The Conservation Trust of Puerto Rico.

Böhmer, J., Rawer-Jost, C., & A. Zenker. 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. In *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 215-228). Springer, Dordrecht.

Braga B, Flecha R, Pena SD & J. Felman. 2006. A reforma institucional do setor de recursos hídricos. In: Rebouças A, Braga B, Tundisi JG (eds) *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Escrituras Editora, São Paulo, Brazil, pp. 639-673

Chessman B, Williams S, & C. Besley. 2007. Bioassessment of streams with macroinvertebrates: effect of sampled habitat and taxonomic resolution. *J North Am Benthol Soc*, 26: 546-565.

Cerda, J., & L. Cifuentes. 2012. Uso de curvas ROC en investigación clínica: Aspectos teórico-prácticos. *Revista chilena de infectología*, 29(2): 138-141.

DeLong, E.R., DeLong, D. & D.L. Clarke-Pearson. 1988. Comparing the area under two or more correlated receiver operating characteristic curves: a nonparametric approach. *Biometrics*, 44, 837-845.

Díaz S, Tilman, D. & J. Fargione. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. In: Hassan R, Scholes R, Ash N (eds) *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Island Press, Washington DC, USA, pp 297-329.

- Domínguez, E. & H.R. Fernández. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. *Conservación de la Naturaleza* 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- Dos Santos, D.A., Molineri, C., Reynaga, M.C. & C. Basualdo. 2011. Which index is the best to assess stream health? *Ecol Indic* 11: 582-589
- Gleick, P.H. 2003. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science*, 302: 1524-1528.
- Gutiérrez, J. D., Riss, W. & R. Ospina. 2004. Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá-Colombia/Application of fuzzy logic as bioindication tool for the water quality with aquatic macroinvertebrates in the Sabana de Bogotá-Colombia. *Caldasia*, 161-172.
- Hanley, J. A. & B. J. McNeil. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143: 29-36.
- Hantke-Domas, M. 2011. Avances legislativos en gestión sostenible y descentralizada del agua en América Latina. Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), LC/W.446, Santiago, Chile, <http://www.cepal.org/>
- Hart, D. D. & A. J. K. Calhoun. 2010. Rethinking the role of ecological research in the sustainable management of freshwater ecosystems. *Freshw Biol*, 55: 258-269.
- Hawkins, C.P. 2006. Quantifying biological integrity by taxonomic completeness: its utility in regional and global assessments. *Ecol Appl*, 16: 1277-1294.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J North Am Benthol Soc*, 7: 65-68.
- Hughes, D. L., Gore, J., Brossett, M. P., & J. R. Olson. 2009. *Rapid bioassessment of stream health*. CRC Press.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2): 363-375.
- Jun, Y. C., Won, D. H., Lee, S. H., Kong, D. S. & S. J. Hwang. 2012. A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(10): 3599-3628.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Karr, J.R. & D. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.
- Lermontov, A., Yokoyama, L., Lermontov, M. & M. A. S. Machado. 2011. A fuzzy water quality index for watershed quality analysis and management. In *Environmental Management in Practice*. InTech.
- Paisley, M.F.D., Trigg, J. & W. J. Walley. 2013. Revision of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Res Applic*, 30: 887-904.
- Popper, K. R. 1935. *Logik der Forschung: zur Erkenntnistheorie der moderner Naturwissenschaft*. Verlag von Julius Springer.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. y H.R. Fernández (Eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*, 631-654.
- Richter, B.D., Mathews, R., Harrison, D.L. & R. Wigington. 2003. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. *Ecol. Appl.* 13: 206-224.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M., Resh, V. (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9.
- Sandin, L. & D. Hering. 2004. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia*, 516: 55-68.
- Schneider, E.D. 1992. Monitoring for Ecological Integrity. Chapter 79 in d. D.H. McKenzie, D.E. Hyatt, & V.J. McDonald, *Ecological Indicators*, Vol. 2, e, pp. 1403-1419. Elsevier Applied Science, New York.
- Silvert, W. 1997. Ecological impact classification with fuzzy sets. *Ecological Modelling*, 96(1-3): 1-10.
- Stribling, J.B. & S.A. Dressing. 2015. Technical Memorandum #4: Applying Benthic Macroinvertebrate Multimetric Indexes to Stream Condition Assessments, October 2015. Developed for U.S. Environmental Protection Agency by Tetra Tech, Inc., Fairfax, VA, 14 p.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O, et al., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467:555-561.
- Walley, W.J. & H.A. Hawkes. 1996. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 River Quality Survey of England and Wales. *Wat Res*, 30: 2086 -2094.

Wong, B. & U. Candolin. 2015. Behavioral responses to changing environments, *Behavioral Ecology*, 26 (3): 665-673.

Wright, J.F. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Aust J Ecol*, 20:181-197.

Zweig, M.H. & G. Campbell. 1993. Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine. *Clin. Chem*, 39, 561–577.

Zadeh, L.A. 1965. Fuzzy sets. *Inf. Contro* 8: 338-353.

Zadeh, L.A. 1973. Outline of a new approach to the analysis of complex systems and decision processes. *IEEE Trans. Syst., Man, Cybernetics, SMC*, 3: 28-44.

# **Los indicadores biológicos como herramienta de educación: experiencias en la Argentina**

**María Celina Reynaga  
Daniel Andrés Dos Santos**

## Los indicadores biológicos como herramienta de educación: experiencias en la Argentina

María Celina Reynaga y Daniel Andrés Dos Santos

### Resumen

Los usos sociales de los ríos incluyen desde el agua para consumo, riego o pesca hasta vías para navegación y generación de energía hidroeléctrica. Urge la gestión responsable, incluyendo el compromiso de múltiples actores sociales. La transferencia de conocimientos científicos hacia la comunidad, por medio de tareas de educación ambiental, contribuye a esa meta. Esta última es eficiente para cambiar percepciones y actitudes cuando incluye experiencias de prácticas en campo. En este capítulo, se comentan los resultados de tres experiencias educativas en las ciudades argentinas de La Plata, Córdoba y Tucumán, donde tuvo protagonismo la adquisición de conocimientos sobre diversidad acuática. En todos los casos se verificó que la transferencia de conocimientos, de manera sencilla y práctica, permite a la comunidad visibilizar aspectos de la naturaleza previamente desconocidos y adoptar una actitud participativa para la solución de problemas ambientales.

**Palabras clave:** Educación ambiental, transferencia de conocimientos, ecosistemas fluviales.

### Abstract

*Water for consumption, irrigation or fishing in addition to ways for navigation and generation of hydroelectric energy are among the uses of rivers and streams. Responsible management is urgent, including the empowerment of multiple social actors. The transfer of scientific knowledge to the community, through environmental education tasks, contributes to that goal. Environmental education is efficient to change perceptions and attitudes when it includes experiences of open-air inquiry. In this chapter, we discuss the results of three educational experiences in the Argentine cities of La Plata, Córdoba and Tucumán, where the acquisition of knowledge about aquatic diversity played a leading role. In all cases it was verified that the transfer of knowledge, in a simple and practical way, allows the community to visualize previously unknown aspects of nature and adopt a participatory attitude for the solution of environmental problems.*

**Keywords:** Environmental education, knowledge transference, fluvial ecosystems.

### La percepción de la naturaleza por parte de la sociedad

La estrecha relación entre los cuerpos de agua y la radiación de ciudades en sus cercanías se encuentra asociada a la necesidad primaria que representa el agua para el ser humano. Los usos sociales de los ríos incluyen desde el agua para consumo, riego o pesca hasta vías para navegación y generación de energía hidroeléctrica, entre otras. La contaminación de los ríos está estrechamente vinculada con el ingreso de efluentes domiciliarios e industriales, los cuales alteran la calidad del agua debido a la característica de los contaminantes y del tipo de tratamiento que hayan recibido antes de ingresar a los cursos de agua. Por otro lado, existe la visión del río como un canal conductor de agua sin tener en cuenta la compleja dinámica entre el entorno físico a nivel de cuenca y la biota asociada.

En las últimas décadas, la aceleración e intensificación de la demanda de servicios ecosistémicos que proveen los hábitats dulceacuícolas conduce, por ejemplo, al aumento de desviaciones de cursos de agua y construcción de represas. No obstante, estas prácticas no toman en cuenta la totalidad de valores que representan estos ecosistemas y priorizan un subconjunto de sus elementos (ej. construcción de represas para aumentar provisión de agua para el consumo humano). Por ello se observa también pérdida de especies en comunidades locales y regionales en todo el mundo, principalmente en estos ecosistemas (Covich, 2006). Estas complejas relaciones entre la sociedad y la naturaleza ponen en evidencia que es necesario tomar en cuenta los valores que se están priorizando y para quién. Por lo tanto, el manejo de ecosistemas acuáticos representa un desafío de gestión responsable que debe contemplar la salvaguarda de la biodiversidad y reconocer los servicios ecosistémicos que proveen.

Ante la necesidad de superar estos obstáculos, se postula que la transferencia de conocimientos científicos hacia la comunidad en general se constituye en una herramienta fundamental para promover un cambio de percepción. Pasar así de una visión de la naturaleza como algo externo hacia una internalización de la misma, reconociéndose como miembro de una sociedad que percibe la existencia de los múltiples valores de la naturaleza, incluyendo la biodiversidad, a través de sus diferentes estrategias de vida y requerimientos de recursos. En este sentido, el contacto con la naturaleza se considera un importante punto de partida para la educación ambiental y para el desarrollo sostenible, sobre todo si se experimenta en la niñez, generando efectos positivos para el desarrollo de conductas sensibles al medio ambiente (Bögeholz, 2006).

## Los indicadores biológicos: herramientas pedagógicas

En el área de la didáctica de las Ciencias Naturales, la realización de actividades experimentales hace referencia al ejercicio de una amplia gama de tareas que implican el uso de procedimientos científicos orientados a la indagación, que involucran metodologías tanto de tipo experimentales como observacionales (Del Carmen, 2000; Meinardi, 2010).

La introducción del estudio de los ecosistemas fluviales en el aula permite la adquisición de conocimientos científicos básicos y genera un ambiente de reflexión sobre cómo nuestras acciones afectan la conservación de los recursos naturales y el bienestar humano. Para la educación ambiental, la "experiencia inmersiva" o desarrollo de vivencias en la naturaleza se considera un importante punto de partida, ya que son oportunidades de juego y aventura, que requieren intimar con el fenómeno biológico estudiado (por ejemplo, vuelos nupciales de insectos acuáticos) de manera precisa, sin perder rigor conceptual, y con el agregado de transferencia simultánea de saberes al mayor número de personas posible. Muestrear la biodiversidad es también una oportunidad de acceder a experiencias directas con los ecosistemas circundantes. En este caso, el muestreo de los macroinvertebrados acuáticos para usar como indicadores biológicos constituye una buena herramienta para conocer el estado de los ríos de una forma integrada y sensibilizar a los ciudadanos sobre la calidad de los ríos que tienen en sus cercanías.

## Experiencias analizadas

La enseñanza de la biología debe ser viva y práctica, cualquier tema que se estudie en clase se convierte en nuevas habilidades a través de la investigación directa y la vivencia inmediata. En una encuesta realizada a estudiantes de profesorado de biología sobre las experiencias vividas durante su carrera, distinguieron las actividades de laboratorio y las salidas de campo como modelos a implementar para ilustrar la teoría desde un sentido de demostración (Pastorino *et al.*, 2016). La idea de relevancia de la ciencia escolar es clave para facilitar la reflexión sobre las finalidades de la enseñanza de las ciencias. Por ejemplo, pueden formularse finalidades de la enseñanza de las ciencias de carácter útil y eminentemente práctico (conocimientos de ciencia que pueden hacer falta para la vida cotidiana), democráticas (conocimientos y capacidades necesarios para participar como ciudadanos responsables en la toma de decisiones sobre asuntos públicos y polémicos que están relacionados con la ciencia y la tecnología) o para desarrollar ciertas capacidades generales muy apreciadas en el mundo laboral (trabajo en equipo, iniciativa, creatividad, habilidades para comunicarse, etc.) y no solamente conocimientos para proseguir

estudios científicos (Acevedo-Díaz, 2004). Todos estos puntos pueden ser integrados a partir de la experiencia de trabajo en los ambientes fluviales, con el estudio de su biodiversidad y potencial bioindicador. Como referencia, exponemos tres experiencias realizadas en la Argentina: 1) El Taller #Exploracuático@s que surgió en La Plata en el año 2014, bajo el nombre de "Explorando el ambiente acuático y sus habitantes" como iniciativa de muchos de los integrantes del Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuélet" (ILPLA, CONICET-Universidad Nacional de La Plata); 2) Talleres en la escuela rural de Villa Alpina. Estos surgieron como una iniciativa del grupo de investigación de Ecología Acuática de la Universidad de Río Cuarto de Córdoba que desde hace casi 10 años estudia los efectos de la forestación con pinos exóticos sobre los arroyos de las sierras de Córdoba. 3) La iniciativa "Aprendiendo a cuidar el agua", una acción conjunta entre el IBN (Instituto de Biodiversidad Neotropical, CONICET-UNT) y la asociación civil Hermanos de la Tierra, realizada en diferentes escuelas rurales de la provincia de Tucumán.

## ¿Ante qué problemas ambientales se enfrentan los talleristas?

El hecho de reconocer los seres vivos que habitan en el río, por ejemplo invertebrados, hace la diferencia fundamental con una muestra química puntual, ya que los animales nos dicen qué pasa y qué pasó en el pasado inmediato días o semanas en el agua. La ventaja principal de utilizar insectos es que están siempre en el lugar, y pueden evidenciar a través de los aspectos estructurales en la composición del ensamble si hay por ejemplo eventos puntuales de contaminación. Existe un punto en común entre las experiencias analizadas: las escuelas están cercanas a cuerpos de agua sometidos a una presión antrópica. Esta cercanía de las escuelas las convierte en puntos clave para conocer y aprender sobre la diversidad que albergan los ambientes acuáticos y qué hacer para conservarla.

El proyecto "Arroyo Limpio, Barrio Sano" acercó la propuesta a dos barrios de la ciudad de La Plata (El Retiro y Ringuélet) que se encuentran vinculados al arroyo El Gato y que están atravesados por diversas problemáticas socio-ambientales. La circunstancia de estar el arroyo El Gato ligado en el imaginario colectivo con la contaminación por basura y desechos cloacales, lo convierte en buen ejemplo para trabajar la asociación entre flora y fauna con contaminación y monitoreo de iniciativas de mitigación ambiental, además de fortalecer lazos sociales en pos de una identidad barrial, teniendo al arroyo como parte fundamental de la construcción de valor comunitario.

Culturalmente las forestaciones son consideradas positivas desde un punto de vista económico y estético, en consecuencia, existen intereses sociales y económicos que se contraponen a los potenciales efectos negativos

de la implantación de especies exóticas. La experiencia en la zona de Villa Alpina se construyó a partir del estudio de los efectos producidos por los cambios de vegetación de pastizal a plantación de pinos sobre el volumen de agua que transportan los arroyos serranos. Encontraron que en los arroyos que atraviesan plantaciones de pino la cantidad de agua se reduce a la mitad. La explicación para esta diferencia es que los pinos tienen mayor capacidad de consumo y de acceso al agua, o sea que las plantaciones tienen mayor capacidad de interceptar y transpirar agua, favorecida por la altura y rugosidad de los pinos y por su mayor área foliar (Jobbágy *et al.*, 2013).

En Tucumán, el agua que baja de los cerros se usa para consumo, para la industria y para abastecer plantaciones citrícolas. Los mismos canales son utilizados como receptores de efluentes de diferentes industrias y para la extracción de áridos del lecho, que se destinan a emprendimientos inmobiliarios. Estas acciones modifican el hábitat, el caudal del río y el entorno cercano, de allí que es muy importante contar con un control de calidad sobre las mismas. En el origen del proyecto del Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), había un fin estratégico motivado por la cercanía de las escuelas a los cursos de agua susceptibles de estudio. Los arroyos montanos de Yungas en Tucumán son privilegiados a nivel mundial en virtud de su diversidad biológica, pero están expuestos a riesgos de pérdida de la misma por el uso no planificado de las cuencas que incluye, entre otras cuestiones, avance de exóticas sobre la matriz de vegetación nativa (por ejemplo, ligustro y acacia negra).

### ¿Con qué herramientas pedagógicas cuentan los talleristas?

Los macroinvertebrados son considerados como vehículos de enseñanza, y en este aspecto son doblemente valiosos porque facilitan un acercamiento (i) a la conciencia ambiental y (ii) a la construcción del conocimiento a partir de la evaluación crítica de la evidencia empírica. En la enseñanza de las Ciencias Naturales, urge comunicar conceptos científicos básicos y estrategias metodológicas de investigación donde participan el razonamiento, la argumentación, la experimentación, la síntesis, la utilización de información científica disponible y otras tareas propias del quehacer científico. El modelo didáctico común a los casos analizados encaja en la estrategia de enseñanza por investigación y experiencia.

El proyecto realizado en La Plata consta de una serie de talleres que fomentan la participación de escuelas primarias, secundarias y de público en general mediante diversas actividades que se repiten a lo largo del año. El proyecto se enmarca dentro de las Convocatorias específicas para Centros Comunitarios de Extensión Universitaria (CCEU) de la UNLP, cuyos diagnósticos previos habían

indicado, entre otras cosas, la falta de proyectos de vida para los jóvenes. Los talleres de ciencias se implementan como estímulo para el estudio, e incluso como refuerzo de la comprensión y la realización de tareas escolares. El proyecto cuenta con talleristas comprometidos con la acción directa en el barrio y con la generación de material didáctico específico para las acciones que consisten en ir hasta el arroyo y recolectar muestras, aprendiendo diferentes técnicas de muestreo según los organismos involucrados. Posteriormente, las muestras provenientes de esas actividades y otras que son provistas por el equipo extensionista se observan mediante instrumental óptico aportado por las unidades académicas participantes. Los organismos son dibujados, fotografiados, representados en moldes y descriptos a través de producciones literarias. Hay un énfasis particular por el diálogo conducente a responder interrogantes del tipo ¿qué es?, ¿qué comen?, ¿en dónde viven?, ¿los conocen?, ¿los vieron alguna vez? Además se realizan juegos que involucran el uso del cuerpo y actividades que buscan identificar organismos indicadores de "salud ambiental". A través de diversas producciones artísticas (pinturas, collage, modelado, etc.) los alumnos van plasmando lo que ven e hipotetizan.

En Río Cuarto, se plantearon los talleres utilizando como aula al aire libre un arroyo que pasa frente a la escuela rural de Villa Alpina. Los alumnos reprodujeron todas las tareas que se realizan en los trabajos de campo de los investigadores involucrados: midieron las variables ambientales, colectaron y observaron invertebrados. Esta actividad permitió a las personas que habitan en la zona conocer y discutir sobre la introducción de especies exóticas y exponer su percepción al respecto (Cibilibis *et al.*, 2017).

La experiencia realizada en Tucumán por el IBN se lleva a cabo a través de un convenio entre el Ministerio de Educación de la Provincia de Tucumán y CONICET que tiene por objeto la transferencia social de conocimientos a docentes y alumnos de escuelas rurales. Participan 13 escuelas primarias del noroeste de la provincia en zonas de piedemonte y montaña. En este caso los investigadores capacitan a los docentes con herramientas prácticas (tales como toma de muestras de insectos, uso de material óptico y claves para la identificación de los grupos más representativos) para que realicen actividades de educación ambiental con sus alumnos, especialmente monitoreando especies vegetales y animales que actúan como indicadores biológicos de la contaminación del agua (Fig. 1). Se instruye a los docentes para saber buscar en campo a los insectos acuáticos que pertenecen a cuatro grupos fácilmente observables: megalópteros, plecópteros, tricópteros y élmidos. Los recolectan con un colador de malla fina y luego los cuentan y clasifican con una cartilla diseñada por los especialistas (Fig. 2) que guía al niño en la observación de organismos, aplicando el Índice Biótico para las Yungas basado en 4 grupos (IBY-4,



Figura 1. Taller realizado en la escuela de Anca Juli, Tucumán.

Dos Santos *et al.*, 2011). El trabajo se desarrolla directamente en campo, se extraen los insectos y se calcula un índice muy simple en el que se otorga un punto por cada uno de estos organismos que aparezca en la muestra. De

acuerdo a ese valor se estima el estado ecológico del río. Si aparecen los cuatro grupos, está en buen estado y si no hay ninguno está muy contaminado. Estas actividades simples que se hacen con fines educativos permiten que

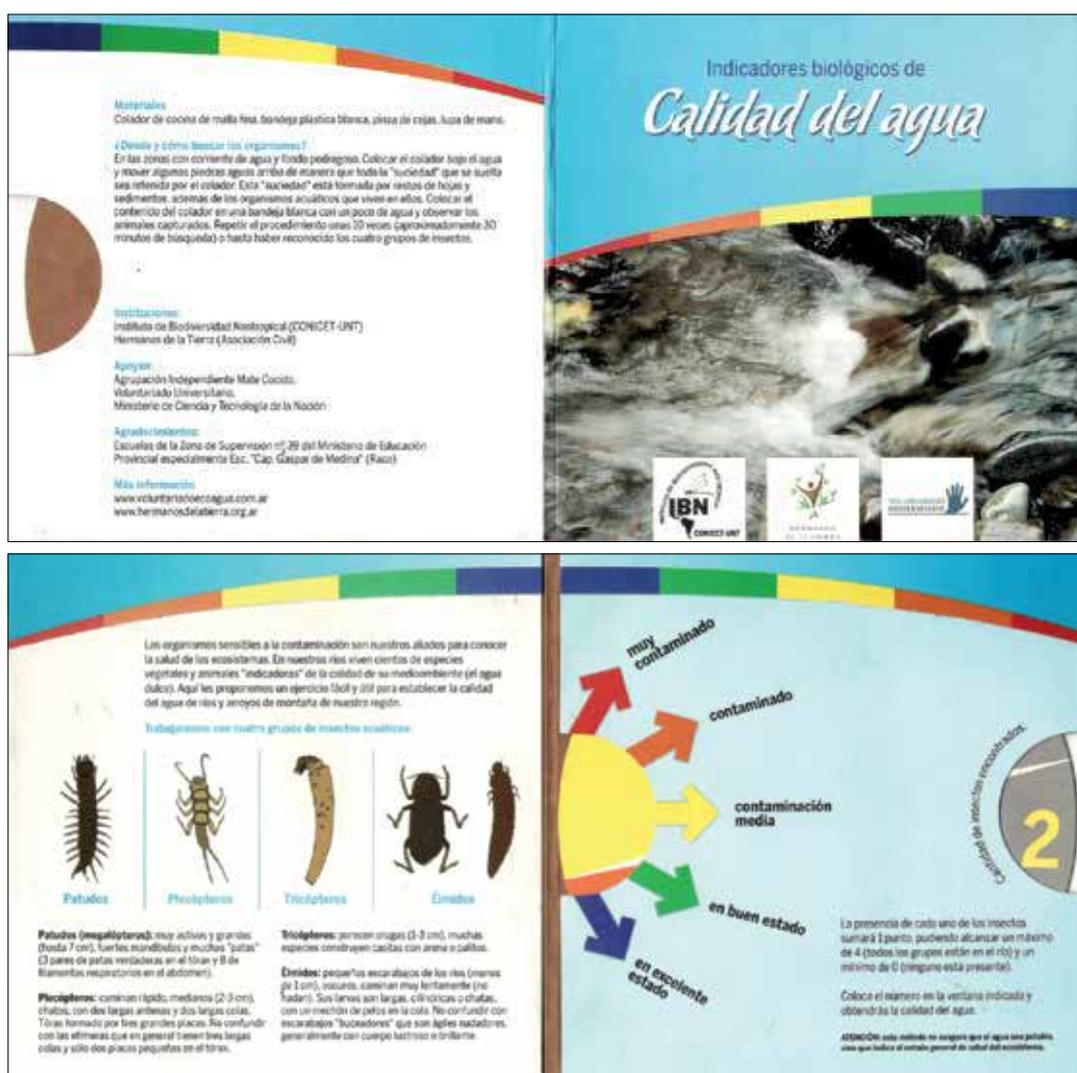


Figura 2. Cartilla para la aplicación del índice IBY-4 utilizada durante los talleres de educación ambiental.

tanto los niños, los padres y la comunidad educativa se involucren activamente con el proyecto y generalmente advierten que las causas de la contaminación son cuestiones solucionables.

### ¿Qué cambios percibieron en los alumnos?

La experiencia de los investigadores del ILPLA generó una articulación con la Escuela N° 724. Ello es una clara muestra de la presencia del proyecto en el barrio, sobre todo por el modo espontáneo de desarrollo. Las posibilidades de continuar trabajando en el barrio son muchas. Existe un compromiso barrial destacable y muchos niños participan de estas actividades, e incluso varios vecinos se han acercado a diversas propuestas, como una visita al Museo de La Plata o la limpieza colectiva del arroyo. Un ejemplo de los logros alcanzados con este trabajo se observa en el cambio de mirada registrado cuando van dejando de decirle "zanjón" y comienzan a decirle "arroyo" (García de Souza *et al.*, 2017).

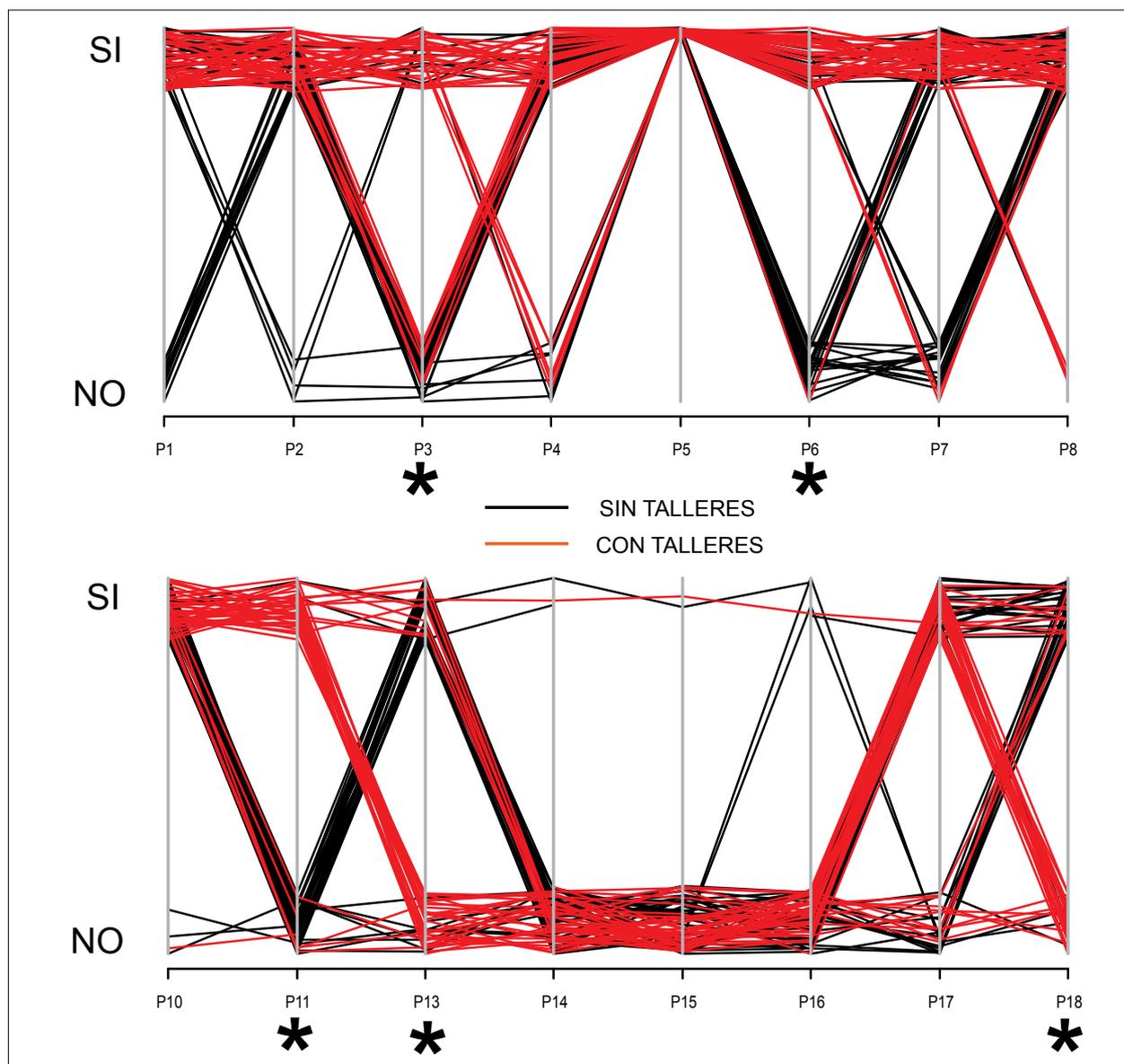
Los trabajos desarrollados por el grupo de la UNRC propiciaron, en la localidad destinataria, un debate que dejó en evidencia que los participantes de los talleres reconocían más rápidamente a las especies de árboles exóticas que a las nativas. También quedó en evidencia que era

necesaria más información, como por ejemplo buscar diferentes estrategias de manejo de las plantaciones, de modo de reducir sus impactos y conservar el recurso acuático (Cibilis *et al.*, 2017).

Las tareas de educación ambiental encaradas por el IBN fueron sometidas a un estudio estadístico para ponderar el efecto del uso de bioindicadores como herramienta pedagógica. En este sentido, se destaca como resultado de la iniciativa las diferencias entre alumnos y alumnas que participaron de los talleres de educación ambiental y aquellos que no tuvieron esa oportunidad. Se realizaron cuestionarios destinados a coleccionar la percepción y vínculo personal con el río: si lo visitan frecuentemente, si la presencia de insectos u hojarasca es indicativa de suciedad, etc. (Tabla 1, Fig. 3). Los alumnos que habían recibido los talleres reconocían, como síntoma saludable para el sistema la presencia de insectos y hojarasca, mientras que los alumnos del grupo control (sin participación en talleres) asociaban insectos y hojarasca a la noción de suciedad en el río. Es importante resaltar que los talleres no evocaron la idea de penalización por usar el agua, más bien suscitaban la noción de relación amigable con el agua. Esto implica que es factible reconectarnos con los ciclos propios presentes en la naturaleza a través de la educación ambiental en la escuela. Finalmente, a pesar de

**Tabla 1.** Encuesta realizada a los alumnos de las escuelas visitadas.

Responde Encierra la respuesta correcta		
1. ¿Has recibido información sobre el medio ambiente?	SI	NO
2. ¿Has recibido información, específicamente, sobre el cuidado del agua?	SI	NO
3. ¿Has tenido talleres sobre medio ambiente?	SI	NO
4. ¿En un futuro el agua puede faltar?	SI	NO
5. ¿El agua potable es un derecho de las personas?	SI	NO
6. ¿Has realizado salidas de campo al río?	SI	NO
7. ¿Has recibido información específica sobre el río?	SI	NO
8. ¿Puedes reconocer qué otros animales hay (no peces) en el río?	SI	NO
10. ¿Hay insectos en el río?	SI	NO
11. ¿Sabes qué es un patudo, un plecóptero y un tricóptero?	SI	NO
13. ¿La presencia de insectos en el río es mala?	SI	NO
14. ¿Está bien que exista basura en río?	SI	NO
15. ¿Crees que es bueno cortar árboles?	SI	NO
16. ¿Consideras que hay que quitar los árboles del costado del río para que la gente pueda estacionar sus autos cerca del agua?	SI	NO
17. ¿Es bueno que las vacas tomen agua directamente del río?	SI	NO
18. ¿Las hojas de los árboles forman parte de la basura que hay que limpiar en los ríos?	SI	NO



**Figura 3.** Textile plot diagrama de coordenadas paralelas que refleja el conjunto de respuestas a un cuestionario suministrado a alumnos de dos establecimientos educativos de Raco (Tucumán). Cada hilo representa el perfil de respuestas de un alumno. Las respuestas son binarias: sí o no. Con asterisco se marcan aquellas respuestas donde hay segregación significativa en las respuestas dependiendo de haber participado (o no) el alumno de talleres de bioindicación. P3: ¿Has tenido talleres?, P6: ¿Has salido al río?, P11: ¿Se puede jugar con agua?, P13: La presencia de bichos ¿indica suciedad?, P18: Si hay hojas en el río ¿está sucio?.

pertenecer al mismo contexto socio-cultural y poseer igual oportunidad de acceso a los ríos, los niños con capacitación y sin capacitación tuvieron diferentes actitudes frente a la problemática de la contaminación: los primeros creen necesaria la prevención para evitar la contaminación; los segundos, que basta con limpiar o remediar lo dañado (Tabla 2). Aproximarse a un río y entrenarse en el reconocimiento de su entomofauna es una actividad educativa trascendente. Esta afirmación está avalada por la experiencia preliminar de haberse dictado talleres de educación ambiental consistentes en el muestreo de insectos acuáticos para inferir la

calidad ecológica de las aguas. El efecto en los asistentes es la de inducir un cambio sobre la percepción del ecosistema acuático, y las actitudes tendientes a su conservación son del tipo participativo/preventivo en vez de la respuesta estereotipada de remediación. Los insectos acuáticos pueden ser una llave maestra para cambiar la mirada hacia los cursos agua. Esta experiencia podría ampliarse con la incorporación de otros potenciales indicadores (ej, peces, macrófitas, algas, etc.) como así también reconocer cuando una ribera está en buen estado para obtener una visión más abarcativa del estado de los cursos de agua.

**Tabla 2.** Análisis de las respuestas de alumnos ante la pregunta: ¿Qué harías para mejorar lo que no te gusta del río?

	Escuela con talleres	Escuela sin talleres
Prevención/Acción participativa	20	10
Saneamiento/Tarea genérica de poco involucramiento	13	22
Ji-cuadrado = 4.5143, gl = 1, P = 0.03361		

## Discusión

Shamos (1993) propone una asociación entre ciencia, tecnología y sociedad. Enseñando la ciencia desde conceptos más cercanos a la vida cotidiana de los estudiantes, estos pueden motivarse, interesarse más por el tema y trabajar con más ahínco para asimilarlo. Al mismo tiempo que se confiere relevancia social a la enseñanza de las ciencias, se contribuye a concientizar a los estudiantes de los problemas sociales que los rodean, brindando herramientas o pautas para su solución.

Las prácticas educativas en los espacios no formalizados, tales como los ríos o arroyos, pueden ser un excelente medio para despertar la curiosidad de los alumnos, dejando de lado su tradicional papel de meros receptores pasivos. El ecosistema acuático cercano y su entorno, son espacios que favorecen estos intentos de generar conciencia ambiental. La escuela es un ámbito privilegiado para estos planteos que van mucho más allá del desarrollo de temas y prácticas puntuales, se trata de avanzar hacia una re-significación de los proyectos educativos en todos los niveles para formar personas capaces de protagonismo en la construcción de una cultura que ponga el respeto por las distintas formas de vida en el centro de todo ser y quehacer humanos (Emmerich *et al.*, 2016). Sin tarea de descubrimiento no hay conocimiento científico, pero para descubrir hay que asumir una posición activa frente al problema. La transferencia de conocimientos científicos de manera sencilla y práctica a la comunidad le permitirá a ésta visibilizar el mundo y visibilizarse en él.

## Agradecimientos

Nuestro más sincero agradecimiento a Romina Príncipe y Javier García de Souza por compartir sus experiencias con nosotros. A la Secretaría de Escuelas Rurales del Ministerio de Educación de Tucumán. Al Instituto de Biodiversidad Neotropical por permitirnos realizar esta tarea tan enriquecedora. A Carlos Molineri y Daniel Emmerich, los Hermanos de la Tierra, que iniciaron este camino y tuvieron la generosidad de invitarnos a formar parte de este gran grupo.

## Bibliografía

- Acevedo-Díaz, J. A. 2004. Reflexiones sobre las finalidades de la enseñanza de las ciencias: educación científica para la ciudadanía. *Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias*, 1: 3-16.
- Bögeholz, S. 2006. Nature experience and its importance for environmental knowledge, values and action: recent German empirical contributions. *Environmental Education Research*, 12, 65-84.
- Cibilibis, L., R. E. Príncipe y J. A. Márquez. 2017. Los pinos y el agua: ¿qué nos cuentan los arroyos serranos? En: M. Melgar, A. Chiecher y P. Paoloni (Compiladoras). *Otro café, por favor! Los científicos y sus relatos*. ISBN: 978-987-688-242-2. Unirío Editora, Río Cuarto: 159-171.
- Covich, A. 2006. Protección de la biodiversidad del bentos para asegurar procesamiento de materia orgánica y servicios del ecosistema: importancia de los invertebrados fragmentadores en redes de drenaje. *Ecotropicos*, 19: 109-127.
- Del Carmen, L. 2000. Los Trabajos Prácticos. En: F. J. Perales Palacios y P. Cañal de León (Dir.). *Didáctica de las Ciencias Experimentales. Teoría y práctica de la enseñanza de las ciencias*. Alicante, España: Alcoy, Marfil: 267-287.
- 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.
- Emmerich D., C. Molineri, J. Giordano, D. Dos Santos, M.C. Reynaga, A.L. González Achem, C. Nieto, F. Romer, J. Moreno y J. Babot. 2016. Aprendiendo a cuidar el agua, cuidamos a toda la vida. Lineamientos y resultados del trabajo con alumnos y docentes de las escuelas rurales de Raco (Tucumán) a partir de los insectos acuáticos como bioindicadores. *Acta zoológica lilloana*, 60: 94-95.

García de Souza, J., F. Alvarez, A. Siri, C. Monti, A. Díaz y R. Jensen. 2017. Colectivo de extensionistas: Explorac@t@s. XV Congreso de la RedPOP. PO-PCE-09.

Jobbágy, E. G., A. M. Acosta y M. D. Noretto. 2013. Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral*, 23: 87-96.

Meinardi, E. 2010. *Educación en Ciencias*. Buenos Aires: Paidós.

Pastorino, I. C., A. L. R. Correa y G. B. Raffaini. 2016. Las actividades experimentales en la formación inicial de profesores de biología de la U.N.R.C. *Educación, Formación e Investigación*, 2 (3).

Shamos, M.H. 1993. STS: A Time for Caution. In R.E. Yager (Ed): *The Science, Technology, Society Movement*. Washington D.C.: NSTA.

# **Indicadores ecosistémicos: metabolismo y descomposición**

**Adonis Giorgi  
Carolina Vilches  
Ana Torremorell  
Ricardo Albariño**

# Indicadores ecosistémicos: metabolismo y descomposición

Adonis Giorgi, Carolina Vilches, Ana Torremorell y Ricardo Albariño

## Resumen

Se presentan dos tipos de indicadores ecológicos que analizan el funcionamiento del sistema en su conjunto. Estos son los que se obtienen a partir de las estimaciones de metabolismo de un tramo de río o arroyo y los que se obtienen a partir de la descomposición. Se explican someramente ambas metodologías y se presenta un ejemplo de utilización comparando tramos de arroyos antes y después de atravesar pequeñas ciudades. Se recomienda la utilización de este tipo de indicadores como método rápido y de relativo bajo costo que informa de las características de los ecosistemas. Se advierte que si bien permiten explicar cambios en el ecosistema, dichos cambios se producen por la interacción de muchos factores y pueden ser sintetizados por los indicadores funcionales.

**Palabras clave:** Indicadores sistémicos, metabolismo, descomposición, contaminación urbana.

## Abstract

*Here we analyze and compare two functional indicators of environmental quality. The indicators are (a) metabolism estimates from a stretch of river or stream and (b) decomposition of organic matter. Both methodologies are briefly explained and are exemplified with data from upstream and downstream of water courses flowing through small cities. Functional indicators are recommended as fast and relatively low cost methods for evaluating river health. However, although these methods allow explaining changes in the ecosystem function, the measurable changes are originated from the interaction of many factors synthesized by the functional indicators.*

**Keywords:** Systemic indicators, metabolism, decomposition, urban pollution.

## Introducción

Los indicadores sistémicos pueden ser usados para estudiar la estructura o la función del ecosistema. Los indicadores estructurales sistémicos se basan en mediciones globales del ecosistema como la biomasa de sus comunidades, su grado de conectividad o la diversidad trófica. Sin embargo, el estudio de los ecosistemas también puede enfocar procesos globales tales como la producción, respiración o la descomposición de todo el ecosistema o de una parte representativa de éste. Entre ellos se encuentran los denominados índices funcionales sistémicos que indican el estado del cuerpo de agua en el momento del estudio y su posible evolución si las condiciones registradas se mantuvieran en el tiempo. Ejemplos de estos son el índice P/R (P = producción; R = respiración), tasas de producción y tasas de descomposición. Por medio de ellos se puede estimar la relación entre la producción autóctona y la respiración del ecosistema, estudiar los rangos de producción o los rangos y velocidades de descomposición.

Los indicadores sistémicos permiten que la integridad de un ecosistema se pueda evaluar mediante el estudio de los procesos que ocurren en el mismo. Los procesos de un ecosistema nos dan un panorama general de su estado de salud y, como no dependen de la presencia de algunas especies en particular, son menos dependientes de la distribución geográfica de las especies indicadoras.

De ese modo podemos saber, por ejemplo estudiando la producción, que un sistema con alta producción neta, estará creciendo, mientras que uno con una producción neta cercana a 0 estará consumiendo toda la energía que produce. Este último tipo de ecosistema es más estable en el tiempo que el primero ya que el único modo de mantener un sistema en crecimiento en forma indefinida es mediante adición continua de recursos, por ejemplo nutrientes, y esto corresponde a un caso particular de contaminación denominado eutroficación.

El estudio de la descomposición de la hojarasca también es un indicador sistémico que puede utilizarse como una medida sensible a factores que afectan la salud de los arroyos. Dependiendo del tipo de disturbio, la descomposición puede ser más rápida o más lenta que en sitios de referencia. La descomposición en los arroyos involucra un rango amplio de organismos, desde bacterias y hongos, hasta invertebrados y peces, por lo que el impacto antrópico sobre la descomposición de la hojarasca resulta ser un blanco de estudio muy interesante (Whiles & Wallace, 1997; Pascoal y Cássio, 2004; Mora-Gómez et al., 2016; Boyero et al., 2016.)

Nuestro objetivo es presentar dos indicadores funcionales sistémicos junto con algunos de los resultados

obtenidos y discutir en base a ellos y a la literatura producida en otros países su aplicación en el contexto de la Argentina.

### Estimación del metabolismo del ecosistema

La producción primaria es la tasa de formación de materia orgánica por organismos fotosintetizadores que convierten energía solar a energía almacenada en los enlaces químicos. Parte de la energía fijada se pierde a través de la respiración (R), otra parte queda almacenada en forma de materia orgánica y se define como producción primaria neta (PPN), mientras que el total (respirada más almacenada) es la producción primaria bruta (PPB):

$$PPB = PPN + R$$

Ambos procesos metabólicos (PPN y R) involucran cambios en el O<sub>2</sub> disuelto en el agua, en la biomasa (Carbono ganado o perdido) y en el CO<sub>2</sub>. Como técnicamente resulta más fácil medir con alta precisión el oxígeno disuelto en el agua, la mayor parte de los estudios ecológicos estiman la producción y respiración a través de cambios en el O<sub>2</sub> disuelto. De ese modo, las tasas de producción de O<sub>2</sub> pueden usarse directamente para cuantificar la producción de la comunidad.

El análisis de ambos procesos metabólicos es fundamental para comprender el funcionamiento de los ecosistemas. El balance neto del ecosistema por día se define como la producción neta del ecosistema (PNE), mientras que la energía disipada (o pérdida de masa) a lo largo de 24 h por el ecosistema, ya sea por organismos autótrofos como heterótrofos, se define como respiración del ecosistema (RE). El cociente P/R (PPB / RE) expresa el balance de los procesos metabólicos en términos relativos. Así, si la producción primaria bruta del ecosistema (PPB) supera a la respiración ecosistémica (RE) durante 24 h, hay un incremento neto de la energía (o biomasa) en el sistema, por lo que PNE es un número positivo y el cociente P/R es superior a 1. Por el contrario, si hay una pérdida de energía del sistema, PNE presenta valores negativos y el cociente P/R es inferior a 1. El cociente P/R proporciona información sobre la importancia relativa de las 2 fuentes de energía que alimentan a los ecosistemas fluviales, aquella proveniente de los productores primarios o de la materia orgánica terrestre. Así, nos referimos a tramos autótrofos cuando la P/R es superior a 1 y heterótrofos cuando la P/R es inferior a 1.

En los ríos, en caso de utilizar esta metodología, también es necesario estimar el intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera, producto de la presión parcial de ese gas en el agua y estimar cuánto de la variación de oxígeno se debe a la acción biológica y cuánto a la acción física de difusión o intercambio con la atmósfera por turbulencia (Generaux y Hemond, 1992). Así puede conocerse si un arroyo produce

durante el día más, menos o igual a lo que consume. A este tipo de mediciones se las conoce como estimaciones del metabolismo del ecosistema (Marzolf *et al.*, 1998). Este tipo de mediciones se han realizado en arroyos pampeanos para estudiar su funcionamiento en distintas épocas del año así como condiciones de pluviosidad (Vilches y Giorgi, 2010; Acuña *et al.*, 2011; Leggieri *et al.*, 2013).

### Estimación de la descomposición de hojarasca

El método utilizado generalmente para estudiar la descomposición de la hojarasca es el conocido como "bolsas de hojarasca". Consiste en introducir un peso conocido de hojas senescentes de árbol en bolsas de red que permiten el intercambio de agua y de los organismos que actúan en la fragmentación y descomposición de la hojarasca. Un determinado número de bolsas son fijadas en el lecho de un río y algunas de estas se van retirando en diferentes fechas a fin de cuantificar la pérdida de peso de la hojarasca (por descomposición) a lo largo del tiempo. La descomposición se evalúa estimando la tasa de pérdida de peso en las bolsas luego de haber estado sumergidas en el agua durante un lapso determinado. Esta tasa de descomposición (k) responde a una función exponencial negativa donde tal valor k indica la fracción de hojarasca que se pierde por unidad de tiempo (en general se indica como fracción perdida por cada día transcurrido). Si se utilizan bolsas con malla gruesa (en general ~10 mm de apertura de la red) podrán ingresar los distintos tipos de organismos acuáticos que contribuyen a la descomposición, particularmente microorganismos e invertebrados. Pero, si se utilizan bolsas de malla fina (ej, 500 micrones) solo podrán ingresar organismos muy pequeños como ciliados, flagelados, y fundamentalmente microorganismos como los chitridiomycetes y oomycetes que junto con los hifomycetes y bacterias tienen la capacidad de transformar sustancias orgánicas complejas como la celulosa en sustancias orgánicas simples como la glucosa y finalmente en sustancias inorgánicas como el dióxido de carbono. Se han realizado estudios de descomposición en varios sitios en la Argentina (Albariño y Balseiro, 2002; Poi de Neiff *et al.*, 2009; y particularmente en la zona pampeana (Gantes *et al.*, 2007; Ferreiro *et al.*, 2011).

### Aplicación de ambos indicadores

Una característica común a ambos métodos como herramienta para cuantificar el cambio producido en un ecosistema resultante de una actividad humana, es el establecimiento de un ecosistema de referencia. Ese tramo de referencia es aquel que no es afectado por el impacto a evaluar pero que, fuera de ese impacto, es semejante en condiciones ecológicas al tramo cuyo impacto se está evaluando.

## Metabolismo

En el caso de las mediciones de metabolismo se utilizan los criterios establecidos por Young *et al.*, 2008, donde se comparan los valores de producción bruta, respiración y las relaciones que estos parámetros establecen entre sí cuando se comparan tramos impactados y de referencia. En base a la información publicada en gran parte del mundo, estos autores establecieron tres categorías de ambientes (o grados de impacto); 0: Muy impactado; 1: Medianamente impactado; 2. Impacto leve o no significativo (Tabla 1).

## Descomposición

Con el objeto de utilizar la tasa de descomposición ( $k$ ) como índice de calidad ecológica de los arroyos, se siguen los criterios de Gessner y Chauvet (2002) quienes proponen tres grados o niveles de impacto: 0, 1 y 2. Los autores establecieron estos valores en base a estudios previos de descomposición, en arroyos con distinto grado de impacto antrópico. De ese modo, el grado 0 indica que el funcionamiento del arroyo se encuentra severamente comprometido; el grado 1, que el arroyo se encuentra impactado; y el grado 2 indica que no hay evidencia de impacto (Tabla 2). En definitiva, basándose en la relación entre la tasa  $k$  en tramo impactado y la tasa  $k$  en tramo referencia o bien en la relación entre la tasa  $k$  en bolsa de malla gruesa y la tasa  $k$  en malla fina, se establece el grado de impacto del arroyo objeto de estudio. Cuando el impacto sobre la descomposición es nulo o leve, se

espera que el cociente  $k_i:k_r$ , es decir el cociente entre las tasas de descomposición de hojarasca entre el tramo impactado y el de referencia sea cercano a 1. En las mismas condiciones de bajo impacto ambiental, se espera que el cociente  $k_g:k_f$  puntúe entre 1,2 y 1,5, lo que significa que la descomposición adjudicada a la actividad de alimentación de los invertebrados detritívoros (aquellos que ingresan en las bolsas de malla gruesa) ronda entre el 20 y el 50% de la descomposición total. Cabe aclarar que se consideraron como tramos de referencia a aquellos que no estaban sometidos al impacto que se quería evaluar más allá de su grado de conservación. De todos modos, en los casos ejemplificados se eligieron tramos con bajo nivel de impacto antrópico.

## Casos de estudio

*A modo de ejemplo se describen a continuación algunos resultados inéditos obtenidos en experiencias realizadas en algunos arroyos pampeanos que atraviesan pequeñas ciudades.*

## Metabolismo

Se seleccionaron los arroyos La Choza, Giles y Salgado, en la región pampeana, los cuales atraviesan las ciudades de General Rodríguez, San Andrés de Giles y Lobos respectivamente, con el objetivo de realizar el estudio en zonas afectadas por urbanización. En cada arroyo se seleccionó un tramo de referencia (TR, aguas arriba de

**Tabla 1.** Criterios de salud del ecosistema fluvial establecidos por Young *et al.*, (2008), donde GPP= Producción Primaria Bruta; ER= Respiración del Ecosistema, i = Tramo impactado, r=Tramo referencia. 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Parámetros estudiados	Criterios	Grado
GPPi/GPPr	< 2,5	2
GPPi/GPPr	2,5- 5,0	1
GPPi/GPPr	> 5,0	0
ERi/ERr	0,4-1,6	2
ERi/ERr	0,2-0,4 ó 1,6-2,7	1
ERi/ERr	< 0,2 ó >2,7	0
GPP	< 3,5	2
GPP	3,5- 7,0	1
GPP	> 7,0	0
ER	1,6-5,8	2
ER	0,8-1,6 ó 5,8-9,5	1
ER	<0,8 ó > 9,5	0

**Tabla 2.** Criterios de niveles de impacto según Gesner y Chauvet (2002).  $k$  es la tasa de descomposición calculada para cada caso.  $k_i$ : tasa de descomposición del sitio impactado,  $k_r$ : tasa en el sitio de referencia,  $k_g$ : tasa de descomposición obtenida mediante experimento con bolsa de malla gruesa y  $k_f$ : con malla fina. 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Parámetro estudiado	Criterios	Grado
Relación de las tasas de descomposición entre el sitio impactado y el de referencia	$k_i:k_r = 0,75 - 1,33$	2
	$k_i:k_r = 0,5 - 0,75$ o $1,33 - 2,0$	1
	$k_i:k_r < 0,5$ ó $> 2,0$	0
Tasa de descomposición del sitio impactado	$k_i = 0,01-0,03/d$	2
	$k_i = 0,005-0,01/d$ ó $0,003-0,05/d$	1
	$k_i < 0,005/d$ ó $> 0,05/d$	0
Relación de las tasas de descomposición en bolsas de malla gruesa y malla fina	$k_g:k_f = 1,2 - 1,5$	2
	$k_g:k_f = 1,5 - 2,0$ ó $< 1,2$	1
	$k_g:k_f > 2,0$	0

las ciudades) y un tramo impactado (TI, aguas abajo de la ciudad). En estos tres arroyos se estimó el metabolismo durante días consecutivos en los tramos referencia e impactados de cada uno en forma simultánea y se calcularon la PPB, la respiración y el metabolismo neto para poder compararlos con los rangos establecidos por Young *et al.*, 2008.

De acuerdo a los resultados obtenidos se observó que el arroyo La Choza se encuentra muy impactado, con puntaje cero en todos los parámetros relacionados al metabolismo, mientras que el arroyo Giles no presenta impacto o el impacto es leve para la mayor parte de

los parámetros. El arroyo Salgado presenta puntaje cero cuando se relacionan los sitios impactados y referencia, es decir, el índice es cero, indicando que se encuentra altamente impactado (Tabla 3).

### Descomposición

En los mismos arroyos y tramos donde se estudió el metabolismo se analizó también la descomposición de hojas de álamo para lo cual se colocaron bolsas de descomposición de malla gruesa y fina. Se realizó un experimento entre octubre de 2014 y enero de 2015, en un lapso de 103

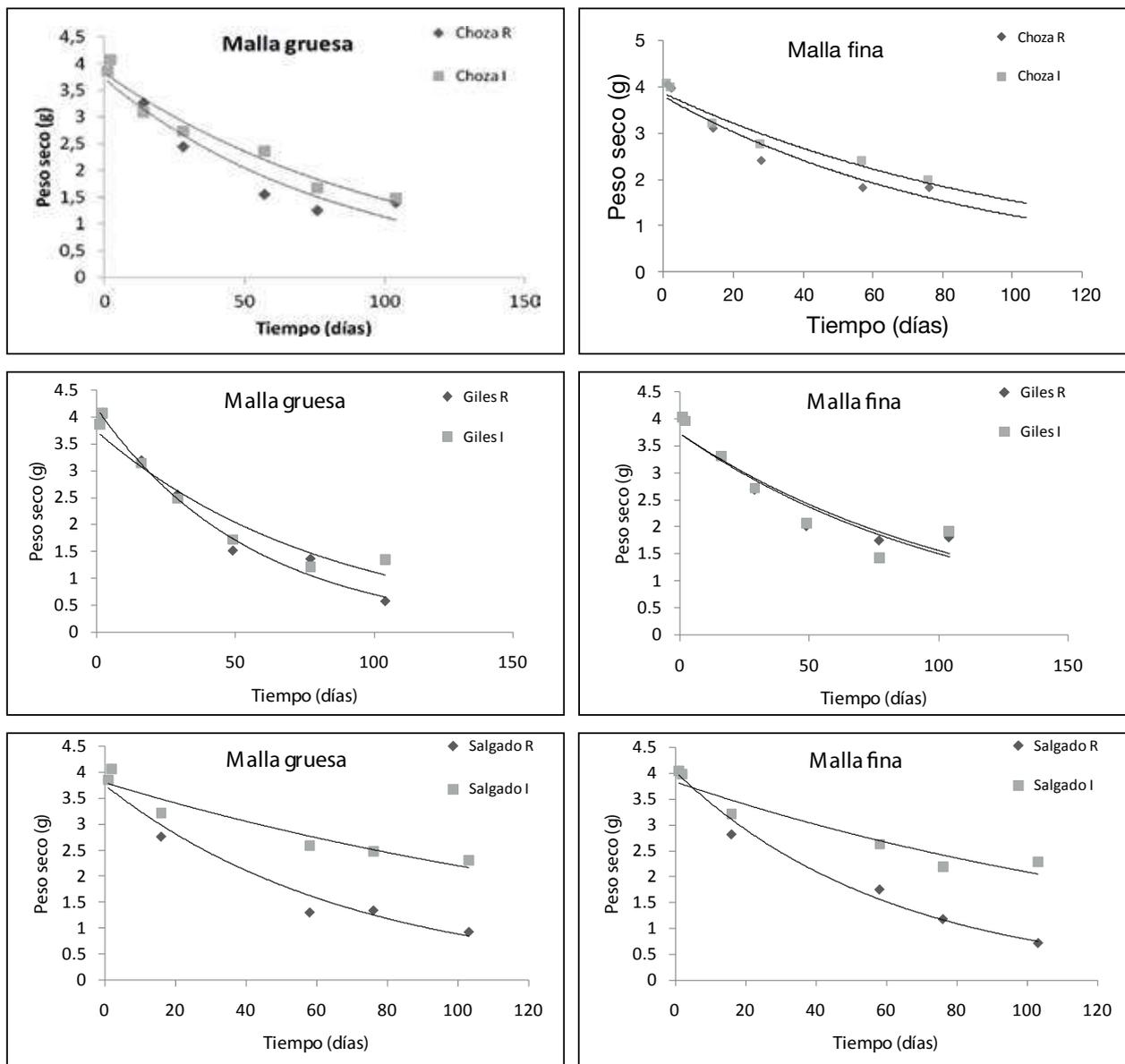
**Tabla 3.** Resultados de acuerdo a los parámetros establecidos por Young *et al.*, (2008). 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

	PARÁMETRO	CRITERIO	Puntaje
La Choza	GPPi/GPPr	> 5	0
	ERi/ERr	> 2,7	0
	GPP	>7	0
	R	>9,5	0
Giles	GPPi/GPPr	< 2,5	2
	ERi/ERr	0,4-1,6	2
	GPP	<3,5	2
	R	< 0,8	0
Salgado	GPPi/GPPr	> 5	0
	ERi/ERr	> 2,7	0
	GPP	3,5-7,0	1
	R	1,6-5,8	2

días. Las bolsas de descomposición se confeccionaron con dos tipos de malla: fina (0,5 mm de abertura) y gruesa (20 mm). Inicialmente se colocaron 25 bolsas de descomposición de cada malla con 5 g de hojas de álamo en cada tramo. Simultáneamente se colocaron en condiciones de laboratorio 10 bolsas de cada malla en contenedores plásticos con agua de arroyo. Estas bolsas se retiraron a las 24 y 48 horas a fin de cuantificar la pérdida de peso por lixiviado de las sustancias solubles presentes en las hojas en una situación temprana (Boyero *et al.*, 2016) Las bolsas colocadas en los tramos de arroyo fueron retiradas a los 15, 30, 48, 77 y 103 días. En el laboratorio, el material

vegetal fue lavado, secado y pesado. En ambos tramos de los tres arroyos se usaron los valores de peso seco remanente en las bolsas en función del tiempo para ajustar modelos de regresión exponencial negativos (curvas de decaimiento o descomposición) en las que la pendiente es la tasa de descomposición  $k$ .

Las curvas de descomposición de la hojarasca son en general más lentas en los sitios impactados respecto de los de referencias para los tres arroyos, esto es más evidente en el arroyo Salgado en las bolsas con ambos tipos de mallas, fino y grueso (Figura 1).



**Figura 1.** Pérdida del material vegetal de las bolsas de hojas de álamo para el análisis de la descomposición, determinado mediante el peso (g). El gráfico representa el peso seco remanente en función del tiempo de exposición del material vegetal en los tres arroyos: La Choza, Giles y Salgado. R: tramo de referencia I: tramo impactado. La curva de ajuste es un modelo exponencial negativo. Los gráficos de la izquierda representan el peso seco remanente de las bolsas de descomposición con malla gruesa (20 mm de poro), mientras que los de la derecha representan con malla fina (0,5 mm de poro).

Los cocientes entre las tasas de descomposición de los tramos impactados y los tramos de referencias indican el grado de impacto de cada arroyo (Gessner y Chauvet, 2002). Al considerar la descomposición con bolsas de malla gruesa, se encontró que la tasa del tramo impactado del arroyo La Choza fue levemente menor que la del tramo de referencia, presentando un cociente  $K_i:K_r = 0,82$ , lo cual indica un nivel de impacto despreciable (grado 2). En el arroyo Giles se encontró que la tasa de descomposición del tramo impactado fue menor que la del tramo de referencia. El cociente mostró que este arroyo posee un grado de impacto medio,  $K_i:K_r = 0,71$  (grado 1). La tasa de descomposición del arroyo Salgado fue mucho más baja en el tramo impactado que la del tramo de referencia; el cociente  $K_i:K_r = 0,36$  (grado 0) reveló un grado de impacto muy importante. Por lo tanto, según el cociente de las tasas en los sitios impactados y de referencia, se encontró un gradiente de impacto negativo sobre la tasa de descomposición, donde el arroyo más afectado fue el Salgado mientras el menos alterado fue La Choza. Se obtuvieron resultados similares al determinar los cocientes con las tasas de descomposición obtenidas con las bolsas de malla fina.

La Tabla 4 presenta los valores absolutos de las tasas de descomposición de los tramos impactados para cada tipo de malla y el grado de impacto propuestos luego de una amplia revisión bibliográfica de resultados de diversas regiones (Gessner y Chauvet, 2002). Al analizar las tasas de descomposición determinadas con malla fina, se observó que los tres arroyos se encuentran impactados; mientras que al analizar las tasas halladas con malla gruesa, el arroyo Giles presentó un grado 2, correspondiente a arroyos

sin evidencia de impacto. La diferencia entre malla gruesa y fina reside en que en las primeras pueden ingresar los invertebrados, muchos de los cuales intervienen en proceso de raspado y fragmentación de la hojarasca. En cambio, la malla fina impide el ingreso de invertebrados y sólo permite el de bacterias y hongos. En la tabla 5 se presentan los cocientes de las tasas de descomposición de las hojas colocadas en bolsas de malla gruesa y fina. Siguiendo la clasificación de Gessner y Chauvet (2002), los arroyos Choza y Salgado presentan el mismo grado de impacto (nivel medio), mientras que en el arroyo Giles el sitio de referencia se encuentra más afectado que el sitio impactado. La variable que se pone a prueba al realizar el estudio con dos tipos de bolsas (malla gruesa y malla fina) es el efecto de los invertebrados en la descomposición.

En el caso del metabolismo, el índice señala que el arroyo La Choza, aunque presenta buen aspecto en cuanto a su morfología y diversidad de hábitats, se encuentra muy deteriorado en la calidad del agua luego de atravesar la ciudad y esto modificaría el tipo y abundancia de organismos presentes. El arroyo Giles presenta un impacto leve, excepto en la respiración donde el impacto es alto. El arroyo Salgado muestra impacto marcado, aunque los valores de producción bruta y respiración indican impacto medio y leve respectivamente. Es probable que estos resultados estén relacionados con el tipo de contaminación antrópica. En el arroyo La Choza descargan efluentes de industrias relacionadas al petróleo, mientras que en el arroyo Salgado los efluentes contaminados más importantes provienen de industrias que desechan mayoritariamente materia orgánica de origen animal. Los efluentes de industrias relacionadas al petróleo no

**Tabla 4.** Tasas de descomposición del sitio impactado y grado de impacto propuesto por Gessner y Chauvet (2002). 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Arroyos	La Choza		Giles		Salgado	
	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa
Tasas K (d <sup>-1</sup> )	0,009	0,009	0,009	0,012	0,006	0,005
Grado	1	1	1	2	1	1

**Tabla 5.** Cociente de las tasas de descomposición de las hojas de álamo colocadas en bolsas de malla gruesa y fina. Grado de impacto según Gessner y Chauvet (2002). 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Arroyo	La Choza		Giles		Salgado	
	Referencia	Impactado	Referencia	Impactado	Referencia	Impactado
malla gruesa / malla fina	1,00	1,00	2,12	1,33	1,00	1,00
Puntaje	1	1	0	2	1	1

pueden ser degradados fácilmente por la biota presente en el sistema ya que no están adaptados a metabolizar este tipo de contaminante. En cambio, la materia orgánica es un componente natural de estos ambientes, y en el caso del arroyo Salgado la cantidad que recibe de los efluentes es muy alta, resultando en un fuerte deterioro ecológico cuando se lo relaciona con el sitio de referencia, pero sin evidencia de deterioro cuando se evalúan los valores de los parámetros absolutos. Aunque la calidad del hábitat del arroyo Salgado, se encuentra muy deteriorada por modificaciones en su morfología, el índice nos está indicando que el deterioro no es tan importante. Suponemos que el índice de metabolismo nos estaría indicando, el grado de impacto y además, la capacidad de recuperación de ese tramo.

En el caso de la experiencia de descomposición, el análisis individual del impacto en cada arroyo permitió identificar un gradiente de alteración, donde el arroyo con un mayor deterioro funcional fue el Salgado. Por su parte, el Arroyo Giles presentó valores de tasa de descomposición similares entre el tramo impactado y el tramo referencia. Es interesante considerar que la comparación de los cocientes entre la descomposición en bolsas de malla gruesa y malla fina pareciera un indicador más sensible que los valores de la tasa de descomposición en los ambientes impactados. En La Choza y Salgado los cocientes de las tasas de descomposición fueron 1, indicando un deterioro medio en esos arroyos luego de atravesar la ciudad, mientras que en el arroyo Giles hubo un efecto mucho mayor al esperado, lo que sugiere que la descomposición por microorganismos fue muy baja. Estos resultados sugieren que la utilidad de esta metodología como herramienta para evaluar si el proceso de descomposición está ocurriendo adecuadamente y si el ecosistema fluvial mantiene su integridad ecológica puede presentar limitaciones dependiendo de las condiciones locales de los ambientes, como en el caso de la comparación del cociente  $k_g/k_r$ . Las comparaciones de las tasas de descomposición en sitios de referencia y sitios impactados y entre las halladas con distinto tipo de malla permiten inferir que si la descomposición se produce con más lentitud en los ambientes impactados, estos presentarán ciclos más lentos de degradación de materia orgánica, lo que a su vez generará su acumulación, excepto que ocurra un arrastre por crecidas. Esto producirá, de acuerdo a su grado, o bien un "subsidio" de materia orgánica que promoverá el desarrollo de plantas acuáticas y su comunidad de organismos microscópicos asociados (perifiton) cuando el nivel de estrés no sea muy alto, pero que se acelerará en situaciones de eutrofización (mayor nivel de nutrientes) promoviendo un exceso de plantas acuáticas y/o floraciones de algas que son una manifestación del deterioro de la calidad

del agua y su efecto sobre la integridad del ecosistema. Por lo expuesto, un bajo impacto podrá encontrar cierta estabilidad con otra combinación de organismos (vegetación, macroinvertebrados, etc.) distinta a la existente antes del impacto. En tanto que un alto impacto acelerará el deterioro del cuerpo de agua y reducirá las posibilidades de autodepuración; el lento proceso de descomposición favorecerá la formación de zonas con acumulación de materia orgánica no digerida en el lecho del cuerpo de agua.

Sin embargo, no todos los resultados fueron iguales ya que en algunos sitios se encontraron diferencias en las tasas de descomposición entre malla fina y gruesa que puede atribuirse a la acción de los invertebrados. En este caso, el arroyo Giles impactado presentó valores de buena calidad en tasas de descomposición determinadas con malla gruesa. Se cree que esto es debido a que la presencia de invertebrados se encuentra favorecida por las plantas sumergidas, puesto que es el sustrato donde se refugian y alimentan (Giorgi *et al.*, 2005).

La aplicación de este tipo de índices donde se evalúan los procesos ecosistémicos es útil para detectar impactos relevantes que impidan, inhiban o modifiquen los procesos de descomposición, respiración y producción en el tramo impactado. Por ahora se cuenta con valores de descomposición, producción y respiración de sitios impactados o de referencia. Pese a ello, el número y variedad de situaciones estudiadas a nivel mundial al presente es escaso. Es importante contemplar una mayor variedad de situaciones de deterioro de calidad del agua, del hábitat y de los ecosistemas en diferentes regiones geográficas y especialmente en los países no desarrollados a fin de mejorar el poder predictivo de estos indicadores. En este sentido, las investigaciones actuales en distintos países están permitiendo a su vez validar los criterios propuestos.

Finalmente, cabe afirmar que estos índices de descomposición y de metabolismo evalúan procesos ecosistémicos y, más allá de su valor indicador, aportan información del proceso ecológico, de la integridad del ecosistema para cumplir esas funciones, del grado de deterioro y de sus posibilidades de recuperación, con y sin intervención humana. La implementación de estos índices resulta de gran importancia, puesto que no se requiere ser especialista para interpretar los resultados; su determinación es relativamente fácil y económica. Pese a que este tipo de índices se ha utilizado para la evaluación de la calidad de los ecosistemas fluviales en varias regiones del mundo tales como Australia, Europa, Norte América y Nueva Zelanda, no tenemos información de que haya sido implementado aún por agencias estatales de control ambiental.

## Bibliografía

- Acuña, V., C. Vilches & A. Giorgi. 2011. As productive and slow as a stream can be- the metabolism of a Pampean stream. *Journal of North American Benthological Society*, 30: 71–83.
- Albariño, R.J. & E.G. Balseiro. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 181–192.
- Boyer, L.R., G. Pearson, C. Hui, M.O. Gessner, J. Pérez, M.A. Alexandrou, M.A. Graça, B.J. Cardinale, R.J. Albariño, M. Arunachalam, L.A. Barmuta, A.J. Boulton, A. Bruder, M. Callisto, E. Chauvet, R.G. Death, D.I. Dudgeon, A.C. Encalada, V. Ferreira, R. Figueroa, A.S. Flecker, J.F.Jr.Gonçalves, J. Helson, T. Iwata, J. Jinggut, C.M. Mathooko, C. Mathuriau, M.S. Erimba, C.M. Moretti, A. Ramírez, L. Ratnarajah, J. Rincon & C.M. Yule. 2016. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceeding Biological Sciences*, 27: 283.
- Cairns, J. Jr., P. McCormick & B. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1-44.
- Dale, V.H & S. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3–10.
- Ferreiro, N., A. Giorgi, L. Leggeri, C. Feijoó & C. Vilches. 2011. Phosphorus enrichment affects immobilization but no litter decomposition or exoenzymatic activities in a Pampean stream. *International Review of Hydrobiology*, 96(3): 209-220.
- Gantes, P., A. Marano, A. Sánchez Caro, L. Rigacci y M. Sciorra. 2007. El proceso de descomposición en arroyos de la cuenca del río Luján (Buenos Aires) con distinta vegetación ribereña. III Reunión Binacional de Ecología. La Serena, Chile.
- Genereux, D.P. & H. Hemond. 1992. Determination of gas exchange rate constants for a small stream on walker branch watershed, Tennessee. *Water Resources Research*, 28: 2365-2374.
- Gessner, M.O. & E. Chauvet. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12: 498-510.
- Giorgi, A., C. Feijoó & G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14 (7): 1699-1718.
- Leggeri, L., C. Feijoó, A. Giorgi & V. Acuña. 2013. Seasonal weather effects on hydrology drive the metabolism of non-forest lowland streams. *Hydrobiologia*, 716 (1): 47-58.
- Marzolf, E.R., P.J. Mulholland & A.D Steinman. 1998. Reply: improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1786-1787.
- Mora-Gómez, J., A. Elosegi, S. Duarte, F. Cássio, C. Pascoal & A. M. Romaní. 2016. Differences in the sensitivity of fungi and bacteria to season and invertebrates affect leaf litter decomposition in a Mediterranean stream. *FEMS Microbiology Ecology*, 92 (8): 1-13.
- Pascoal, C. & F. Cássio, 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (9), 5266-5273.
- Poi de Neiff, A.P, M, E, Galassi & M. C. Franceschini. 2009. Invertebrate Assemblages Associated with Leaf Litter in Three Floodplain Wetlands of the Paraná River. *Wetlands*, 2009, 29: 896.
- Young, R. G., C. D. Mathaei & C. R. Townsend. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of North American Benthologic Society*, 27 (3): 605–625.
- Vilches, C. & A. Giorgi. 2010. Metabolism in macrophyte-rich stream exposed to flooding. *Hydrobiologia*, 654: 1: 57-65.
- Whiles, M. R. & J. B. Wallace 1997. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia*, 353 (1), 107–119.

# **Indicadores de alerta temprana**

**Natalia A. Ossana  
Bettina L. Eissa**

## Indicadores de alerta temprana

Natalia A. Ossana y Bettina L. Eissa

### Resumen

Cuando se enfrentan a un estresor ambiental, los animales pueden responder de distinta manera. Dentro de estas respuestas se encuentran las que se conocen como "respuesta temprana", las cuales pueden servir como indicadores para monitorear contaminantes ambientales, ya sea algún tóxico o un ambiente perturbado.

Este capítulo desarrolla ejemplos de aplicación utilizando peces dulceacuícolas, tales como: a) comportamentales (modificaciones de la conducta natatoria); b) bioquímicos (actividad de enzimas de biotransformación y detoxificantes tales como la glutatión-S-transferasa (GST) y el contenido de Glutathion (GSH); c) fisiológicos: alteraciones en la asimilación, excreción, metabolismo. Este tipo de indicadores permite registrar daños en los organismos como modificaciones de la conducta natatoria, en la actividad de enzimas o en el metabolismo energético. Cuando los animales están sometidos a una situación de estrés ambiental, cuantificar estos parámetros sirve como indicador de alerta temprana.

**Palabras clave:** Indicadores tempranos, biomarcadores, peces, contaminación acuática

### Abstract

*Animals under environment stressors can response in a different way. These responses include those known as "early response." In this chapter, we will give examples of this type of response which can serve as early warning indicators to monitor environmental pollutants, whether it is a toxic or a polluted environment.*

*This chapter will develop examples of the application of early alert/warning indicators in freshwater fishes, such as: a) Behavioral: modifications of swimming behavior. b) Biochemical: studies of the biotransformation and detoxifier enzymes activities such as glutathione-S-transferase (GST) and Glutathione content (GSH). c) Physiological: alteration in the assimilation, excretion and metabolic rates. These types of indicators allow registering damage as well as changes in swimming behavior, in enzymes or energy content and its distribution in the organism. When animals are in contact with a pollutant, quantifying these parameters is useful as early warning indicators.*

**Keywords:** Early signals, biomarkers, fishes, water pollution.

### Introducción

Los bioindicadores son indicadores naturales y se utilizan para evaluar la salud del medio ambiente y también son una herramienta importante para detectar cambios en él, ya sean positivos o negativos (Parmar *et al.*, 2016). Pueden ser distintos tipos de organismos (bacterias, plancton, plantas y animales) que brindan información sobre la calidad y características biogeográficas y ecológicas de un ambiente, o de una parte de él, y que exhiben diversos grados de complejidad estructural. Inicialmente, se utilizaron especies o sus asociaciones como indicadores y, posteriormente, comenzaron a emplearse también atributos correspondientes a otros niveles de organización del ecosistema, como poblaciones, comunidades, etc., lo que resultó particularmente útil en estudios de contaminación. Esta cualidad orientada hacia los efectos de los estresores, es particularmente apta para el estudio en ecosistemas afectados por contaminantes antropogénicos.

Además de utilizar la presencia de organismos como indicadores, se pueden utilizar las respuestas de los individuos ante distintos tipos de estresores. Esas respuestas permiten cuantificar el grado de estrés que tiene un organismo y se denominan "biomarcadores". Estos se definen como cambios observables y/o mensurables a nivel molecular, bioquímico, celular, fisiológico y/o comportamental que revelan la exposición presente o pasada de un individuo a un contaminante (Depledge, 1994; Porta, 1996). Los biomarcadores son parámetros que contribuyen al conocimiento de las condiciones en las que vive el organismo. De esa forma las alteraciones detectadas en dichos parámetros devienen en indicadores indirectos del grado de deterioro de un ambiente y brindan la posibilidad de una interpretación causal de los efectos adversos de los contaminantes ambientales sobre los diferentes niveles de organización de los sistemas ecológicos. Como los organismos rara vez son afectados por un solo contaminante, es necesario considerar otros efectos como los aditivos, sinérgicos y, aun los antagonísticos.

Como se mencionó en capítulos anteriores los *bioindicadores* proporcionan información cualitativa de la salud del ambiente a través de la presencia o ausencia o mediante cambios en la abundancia de una especie. En cambio, los *biomarcadores*, están asociados a la exposición de un estresor ambiental y dado que esos cambios pueden medirse, permiten evaluar de manera cuantitativa la intensidad de un disturbio (González Zuarth *et al.*, 2014).

Tanto los bioindicadores como los biomarcadores son actualmente utilizados y promovidos por varias organizaciones, como un medio para realizar una vigilancia biológica (biomonitoreo) y evaluar posibles efectos sobre el ambiente, las especies biológicas y los seres humanos (Fig. 1).

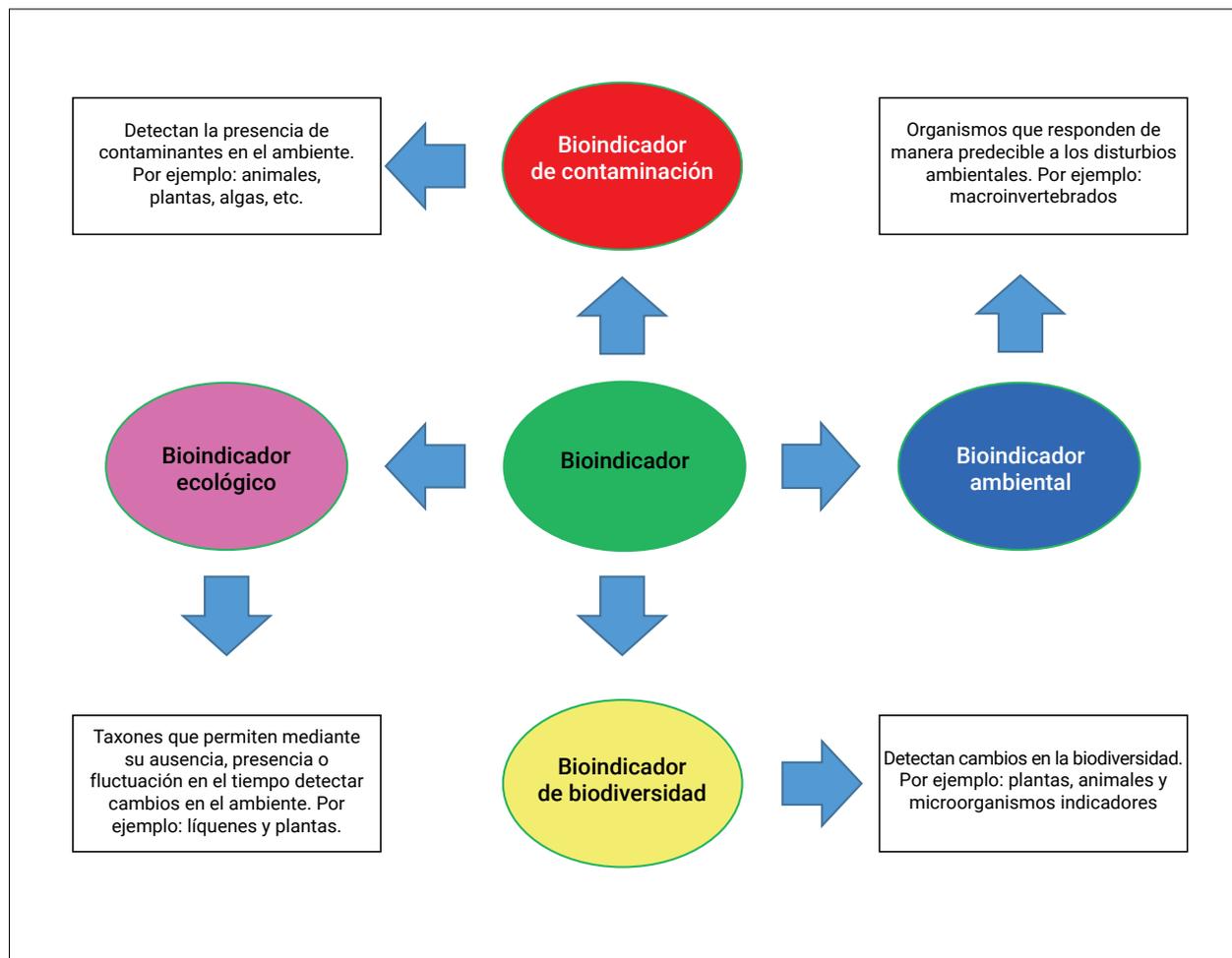


Figura 1: Sub-tipos de bioindicadores (extraído de Parmar *et al.*, 2016).

### Ventajas de los bioindicadores de alerta temprana

Las ventajas asociadas con el uso de bioindicadores son las siguientes (Parmar *et al.*, 2016; González Zuarth *et al.*, 2014):

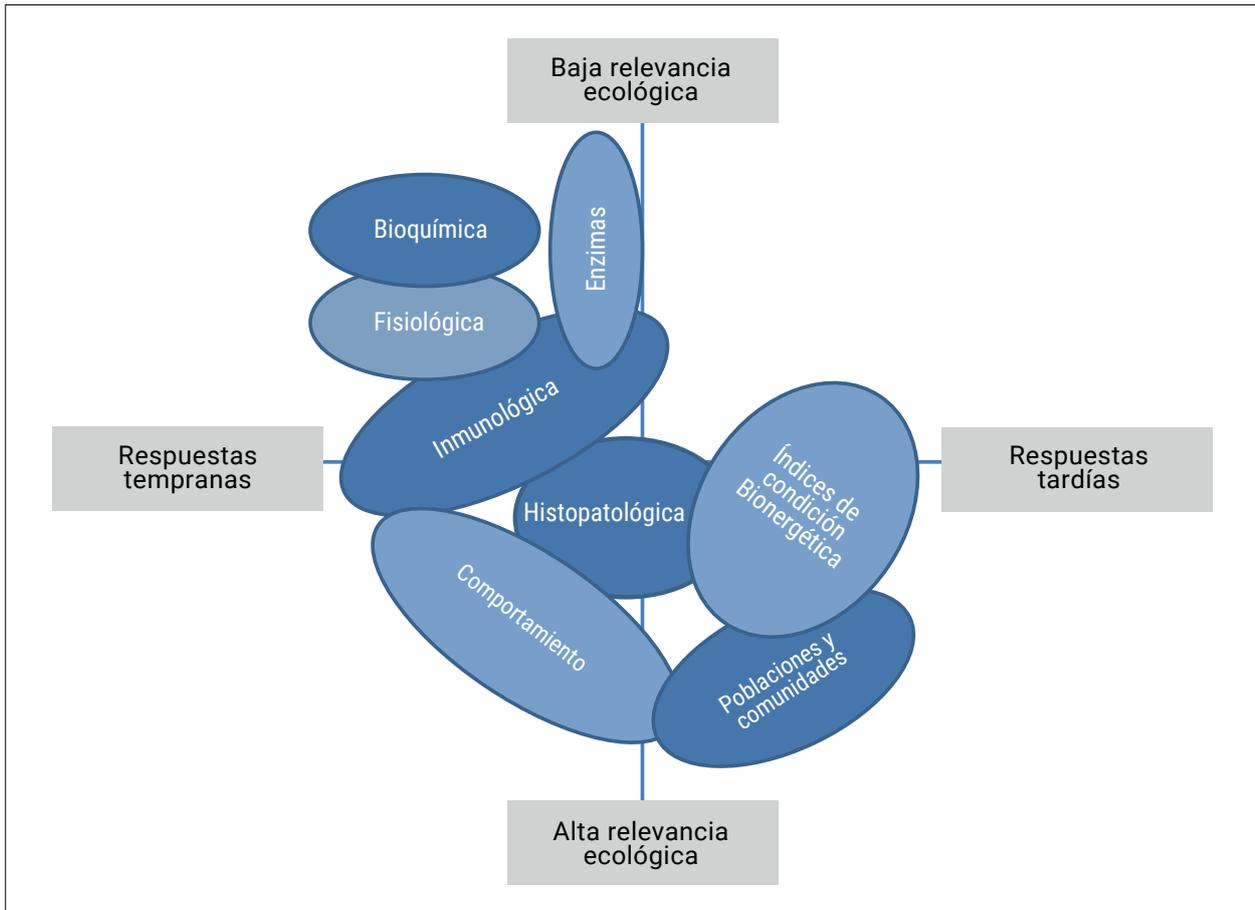
- Pueden determinarse los impactos sobre la biota.
- Pueden monitorearse los impactos sinérgicos, aditivos y antagónicos de varios contaminantes, ya que en la naturaleza un individuo rara vez se ve afectado por un solo contaminante.
- Pueden ser utilizados tanto para el diagnóstico en etapa temprana, así como para monitorear los efectos nocivos de las toxinas para las plantas y los animales.
- La información que brindan no se limita al momento del muestreo, pues son de carácter integrador de los perfiles físico-químicos pasados y presentes.
- Son una alternativa económicamente viable en comparación con otros sistemas de medición especializados ya

que no se requiere de equipamiento costoso que además demande un largo período de entrenamiento para su uso.

### Los peces como bioindicadores

El uso de organismos indicadores de contaminación requiere conocer las tolerancias ecológicas y los requerimientos de las especies, así como sus adaptaciones. Las investigaciones sobre organismos indicadores de contaminación comprenden el estudio en el laboratorio, para establecer los límites de tolerancia de una especie a una sustancia o a una mezcla de ellas mediante ensayos de toxicidad; y también la observación y el análisis de las características ambientales de los sitios en los cuales se detectan o habitan con más frecuencia. Los organismos más utilizados como indicadores de contaminación acuática son algas, bacterias, protozoos, macroinvertebrados y peces.

En el esquema de la Fig. 2 se representan las respuestas biológicas (tempranas o tardías) en función de la relevancia ecológica. Los animales que presentan bajo nivel de complejidad responden relativamente rápido al estrés, lo



**Figura 2.** Niveles de respuestas biológicas en peces (adaptado de Adams, 1990).

que tendrá una alta importancia toxicológica; mientras que los organismos con un nivel de complejidad mayor, ya sea a nivel de población o comunidad, responden lentamente y si bien tienen bajo significado ecotoxicológico esa respuesta tiene mayor relevancia desde el punto de vista ecológico (Adams, 1990). Como se observa en la figura, las respuestas que serán "señales de alerta temprana" serán aquellas que aparezcan de manera rápida frente a la exposición a un contaminante, como las comportamentales, fisiológicas y bioquímicas. Mientras que los cambios histológicos y bioenergéticos requieren exposiciones más prolongadas en el tiempo.

Los peces fueron uno de los primeros organismos en ser utilizados en los protocolos de monitoreo ecotoxicológico acuático y aún siguen siendo seleccionados como especies centinela en diversos bioensayos de toxicidad. Esto último está motivado porque representan diferentes niveles dentro de la trama trófica y tienen una alta diversidad morfológica, fisiológica y ecológica. En particular, cabe destacar que los teleosteos ocupan gran variedad de nichos ecológicos tanto en aguas continentales como marinas.

La capacidad de los organismos para mantener la constancia o estabilidad de sus parámetros internos esenciales,

en un rango de cambios que pueden tolerar, sin alterar su funcionalismo, se llama *homeostasis*. Los peces deben hacer frente de manera constante a cambios que ocurren en el ambiente, por ejemplo: temperatura, velocidad del agua, carga de sedimentos, falta de oxígeno, disponibilidad de alimentos, etc. Estos factores, individualmente o en conjunto, pueden imponer una condición de estrés a los sistemas fisiológicos y provocar un desequilibrio homeostático, dando como resultado una reducción en el crecimiento y reproducción, susceptibilidad a enfermedades y capacidad reducida para tolerar nuevos cambios; esto puede verse incrementado frente a la exposición a un contaminante.

Los peces, cuando se enfrentan a un factor de estrés ambiental, pueden responder de distinta manera. Beitinger & McCauley (1990) definieron varias categorías de respuesta:

1. *Sin respuesta*: El estímulo no es percibido o es nuevo para ese organismo, el cambio es demasiado grande y/o demasiado rápido y no hay alternativas disponibles para contrarrestarlo. Se produce un desequilibrio homeostático que si no se puede contrarrestar llevaría a la muerte del organismo.

2. *Reacciones comportamentales*: Comprende la primera línea de defensa ante estímulos ambientales. Son las primeras reacciones que ocurren, el organismo evita el estrés huyendo de esa condición desfavorable. Este punto es importante en la selección de hábitat.

3. *Respuestas fisiológicas*: Se producen cambios internos en diversos procesos fisiológicos, incluida la capacidad de aclimatación. Se producen ajustes en las tasas fisiológicas que pueden llevar a cambios en la homeostasis para contrarrestar el efecto causado por la exposición.

4. *Respuestas bioquímicas*: Síntesis de moléculas en respuesta al cambio ambiental.

Estas categorías se clasifican acorde al tiempo requerido de aparición. Para un organismo, los cambios bioquímicos no son sencillos, es más simple alejarse del factor de estrés ambiental (respuestas de huida) que reorganizar las funciones bioquímicas de la célula.

## Ejemplos de aplicación

En el Programa de Ecofisiología Aplicada (PRODEA) se han realizado bioensayos con peces de agua dulce, a campo y laboratorio, con el objeto de detectar indicadores de alerta temprana. En ese sentido, los puntos finales a evaluar han sido comportamentales, fisiológicos, histológicos, morfológicos, genotóxicos, determinaciones de actividades enzimáticas y no enzimáticas en distintos órganos blanco, etc.

En este capítulo se mostrarán algunos resultados de aquellos puntos finales que se consideran indicadores de alerta temprana, como: a) comportamentales b) bioquímicos y c) fisiológicos.

### A) Biomarcadores comportamentales

El comportamiento sirve como un nexo entre procesos fisiológicos y ecológicos. Es un parámetro ideal para estudiar los efectos adversos de los contaminantes en ambientes naturales o en condiciones de laboratorio (Gilmour *et al.*, 2005).

### Diseño experimental utilizado

Los bioensayos realizados en el PRODEA comprendieron un período de aclimatación y uno de exposición a un tóxico, en este caso un metal pesado, el Cadmio (Cd) y un contaminante de preocupación emergente, el Ibuprofeno (un analgésico). Además, también se evaluaron esas respuestas luego de exposiciones a muestras ambientales

del río Luján y Reconquista (Eissa *et al.*, 2009b; Castañé *et al.*, 2013; Ferro, 2017).

En estos bioensayos se realizaron controles con agua potable o agua moderadamente dura (MHW), con los cuales se contrastaron y validaron las respuestas obtenidas en los animales expuestos.

### Tóxicos utilizados

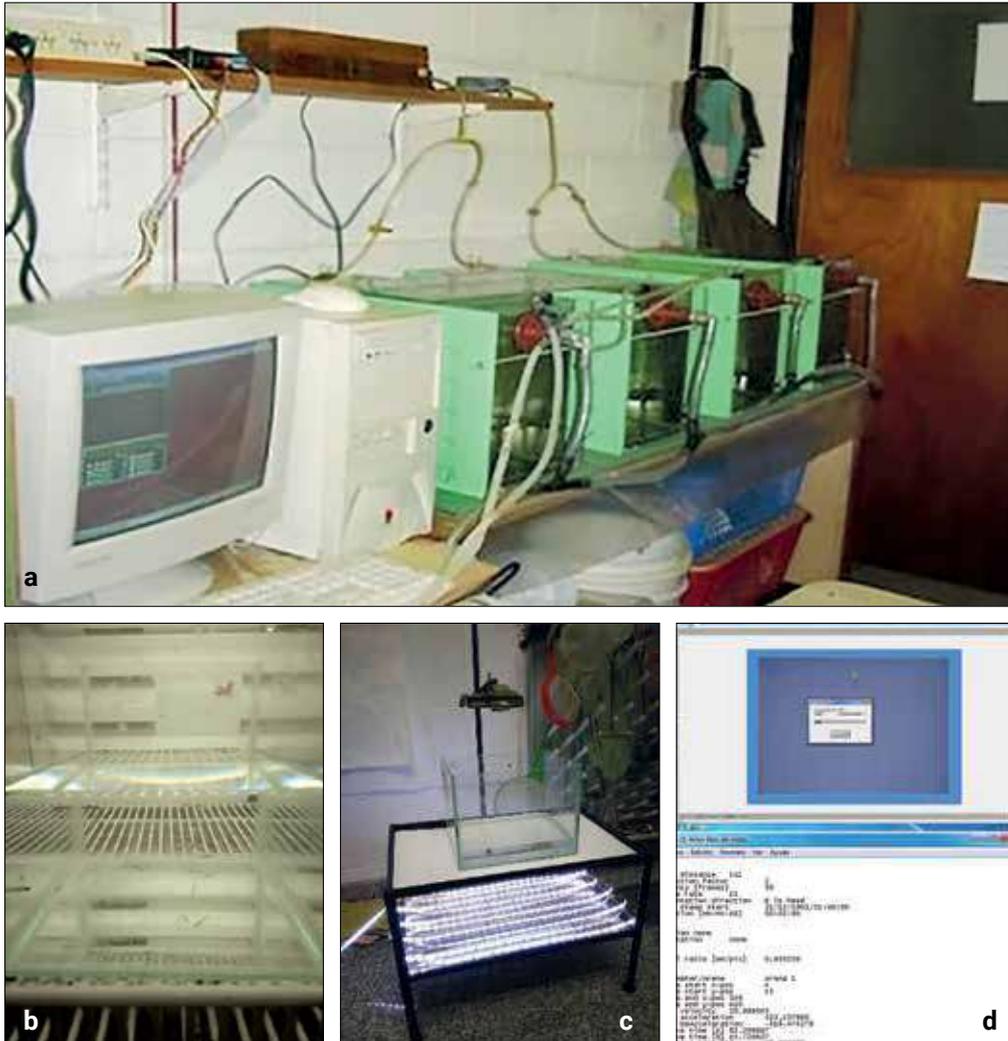
El *ibuprofeno* es uno de los analgésicos no esteroideos que se encuentra en mayor frecuencia en cuerpos de agua superficiales (Salibián, 2014). De los fármacos administrados por vía oral, entre el 30 y el 90% de las dosis son excretados en la orina como sustancias activas, así muchas de estas drogas y/o sus metabolitos llegan a las cloacas. El vertido de estos efluentes en los cursos de agua resulta en una exposición crónica de los organismos acuáticos a estos compuestos con impactos desconocidos sobre ellos (Elorriaga *et al.*, 2013; Valdés *et al.*, 2014).

El Cadmio (Cd) se utilizó como tóxico de referencia. Se trata de un metal no ferroso que llega al ambiente a partir de la galvanización, producción de baterías, fabricación de estabilizadores de cloruro de polivinilo, pigmentos y esmaltes, celdas fotoeléctricas, cables eléctricos, acumuladores, fusibles, laminados de vapor y soldadura, aleaciones, combustión de diesel y petróleo, fertilizantes fosfatados, pesticidas, desechos de fundiciones y refinamiento de metales no ferrosos (Cobre, Níquel y Zinc) y petróleo (Bandara, 2010). Se ha demostrado su efecto teratogénico, embriotóxico, carcinogénico y nefrotóxico en invertebrados, vertebrados e incluso los seres humanos (Ossana *et al.*, 2009).

### Parámetros comportamentales evaluados

Para los estudios comportamentales se utilizaron diversos *softwares*, como Virtual Fish y Jonas, que fueron diseñados especialmente para estos trabajos, y el comercial LoliTrack V3 (Loligo Systems). La utilización de estas herramientas permitió saber la localización espacial de los individuos dentro del acuario, segundo a segundo; se pudo así calcular un índice de actividad natatoria y la velocidad de nado, así como también la aceleración, la distancia total recorrida y el tiempo activo o inactivo (Eissa *et al.*, 2009a, 2009b; Eissa, 2009; Ferro, 2017) (ver Fig. 3).

Se diseñó un Índice de Actividad Natatoria (Ia), el que permitió evaluar los cambios en la actividad independientemente de la variabilidad entre individuos (Eissa, 2009) resultando cercano a 1 en los individuos control. El cálculo se realiza con la siguiente ecuación:



**Figura 3:** a) Peceras experimentales conectadas a una computadora con los softwares Virtual Fish y Jonás, b) Pecera utilizada con el software LoliTrack (Etapa de aclimatación), c) Etapa de Exposición y filmación, d) Planilla de datos y obtención de resultados.

$$I_a = \frac{\text{promedio de los movimientos totales del período experimental}}{\text{movimientos totales del día } i}$$

donde  $i$  = día de la experimentación

Cuando  $I_a = 1$ , no se produjeron cambios en la actividad natatoria total, mientras que un  $I_a > 1$  indica que ocurrió una disminución en la actividad natatoria; lo contrario corresponde cuando  $I_a < 1$ .

## Resultados obtenidos

### Exposición a Cadmio

En la Tabla 1 se muestran los valores obtenidos en *Cyprinus carpio* (la carpa común), *Australoeris facetum* (chanchita) y *Astyanax fasciatus* (mojarrita), en condiciones control y

expuestos a tres concentraciones subletales de Cadmio evaluados con Virtual Fish y Jonás.

Como se observa de los datos presentados en esta Tabla 1, para la carpa común y la chanchita el Índice ( $I_a$ ) aumentó en todas las concentraciones de Cadmio ensayadas. Esto indica que se redujo significativamente la actividad de natación. En cambio, para la mojarrita (*A. fasciatus*) solo hubo cambios en la velocidad de nado, la cual aumentó significativamente respecto del control, mientras que en las otras especies solo aumentó para la concentración de 0.6 mg Cd/L.

Las especies analizadas mostraron diferentes respuestas frente al contaminante; fueron más sensibles *Astyanax fasciatus* y *Cyprinus carpio*. Esta conclusión resulta muy interesante a la hora de seleccionar una especie bioindicadora teniendo en cuenta que ambas pueden compartir el hábitat y estar expuestas al mismo contaminante.

**Tabla 1:** Actividad natatoria y velocidad de nado en *Cyprinus carpio*, *Australoerus facetum* y *Astyanax fasciatus*, controles y expuestos a tres concentraciones de Cadmio (Cd).

	Índice de Actividad natatoria (Ia)				Velocidad de nado (cm/s)			
	Control	0,6 mg Cd/L	0,5 mg Cd/L	0,3 mg Cd/L	Control	0,6 mg Cd/L	0,5 mg Cd/L	0,3 mg Cd/L
<i>Cyprinus carpio</i>	0,820 ± 0,080	1,029 ± 0,102 *	1,550 ± 0,600*	2,850 ± 1,400 *	8,47 ± 0,02	21,32 ± 0,24 *	7,20 ± 0,01	5,90 ± 0,07
<i>Australoerus facetum</i>	1,060 ± 0,120	4,050 ± 2,810 *	0,895 ± 0,107 *	3,354 ± 2,303 *	5,74 ± 0,12	9,22 ± 0,22 *	7,90 ± 0,01	5,90 ± 0,30
<i>Astyanax fasciatus</i>	1,120 ± 0,160	1,078 ± 0,134	1,153 ± 0,202	1,198 ± 0,272	7,34 ± 0,05	17,61 ± 0,08 *	13,10 ± 0,21 *	12,00 ± 0,10 *

\*diferencias significativas respecto del control p<0.05 (Test de t)

### Exposición a agua proveniente del río Reconquista

La Tabla 2 muestra los resultados obtenidos de la exposición de *Cnesterodon decemmaculatus* (madrecita de agua) al agua del río Reconquista aguas arriba de la ciudad de Moreno, empleando el programa LoliTrack. En tanto, en la Tabla 3 se presentan los resultados de la exposición a tres muestras con diferentes niveles de contaminación del río Luján utilizando como organismo *test* juveniles de *Cyprinus carpio*.

En *C. decemmaculatus* se observó un aumento significativo de la velocidad y aceleración de nado, y una disminución del tiempo activo (Tabla 2). Estos resultados pueden interpretarse de la siguiente manera: los peces se mueven menos, pero a mayor velocidad.

Los resultados obtenidos se vinculan con las observaciones de Drummond & Russom (1990) quienes definieron al nado hiper reactivo como una actividad locomotora espontánea, acelerada, donde los peces reaccionan de forma exagerada a los estímulos externos.

Resulta interesante que se pudieron observar alteraciones de casi todos los parámetros natatorios, aun en los ensayos realizados con agua de un sitio caracterizado

como de polución leve. Esto indica que la alteración de los parámetros natatorios resulta ser sensible y de rápida aparición, lo que la constituye en un excelente indicador de alerta temprana.

### Exposición a agua proveniente del río Luján

Para el ensayo que se describe a continuación, se eligieron tres lugares correspondientes al curso medio del río Luján: un sitio con bajo impacto (M. J. García) aguas arriba de la localidad de Mercedes, otro con actividad industrial en la ciudad de Jáuregui y el tercero luego de que el río ya atravesara el ejido urbano de la Ciudad de Luján (en la intersección del río con la Ruta 6) (Fig. 4). En la Tabla 3 se muestran los resultados de la exposición a muestras de estos tres sitios. En los bioensayos conductuales el valor de la *Ia*, en el período Control, fue estable oscilando en torno a 1, en tanto que en el caso de los peces expuestos durante 4 días al agua proveniente del Río Luján se observó una elevación significativa del mismo en las muestras procedentes de Jáuregui y Ruta 6, respecto a los controles. Dichas respuestas, fueron indicativas de una depresión de la actividad de los peces. El Índice de Actividad natatoria (*Ia*) también resultó ser un buen indicador de alerta temprana para muestras ambientales del río Luján.

**Tabla 2:** Resultados obtenidos para *Cnesterodon decemmaculatus* controles y expuestos a una muestra ambiental del río Reconquista.

<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Unidades	Control	Río Reconquista
velocidad media	mm/s	17,66 ± 0,88	29,08 ± 0,91*
aceleración media	mm/s <sup>2</sup>	176,77 ± 8,75	312,33 ± 5,77*
tiempo activo	s	103,86 ± 6,26	67,55 ± 3,48*
distancia recorrida	mm	1931,43 ± 177,62	2069,37 ± 152,30

\*diferencias significativas respecto del control p<0.05 (Test de t)

**Tabla 3:** Actividad natatoria en *Cyprinus carpio* controles y expuestos a muestras ambientales del río Luján.

<i>Cyprinus carpio</i>	Índice de Actividad natatoria					
	Control	M.J.Garcia	Control	Jáuregui	Control	Ruta 6
Invierno 2005	1,14 ± 0,22	1,07 ± 0,14	1,01 ± 0,06	1,06 ± 0,13*	1,02 ± 0,06	1,42 ± 0,47*
Verano 2006	1,01 ± 0,72	1,07 ± 0,12	1,03 ± 0,11	1,07 ± 0,14	1,02 ± 0,08	2,04 ± 0,79*

\*diferencias significativas respecto del control  $p < 0.05$  (ANOVA y Tuckey)

### Exposición a Ibuprofeno

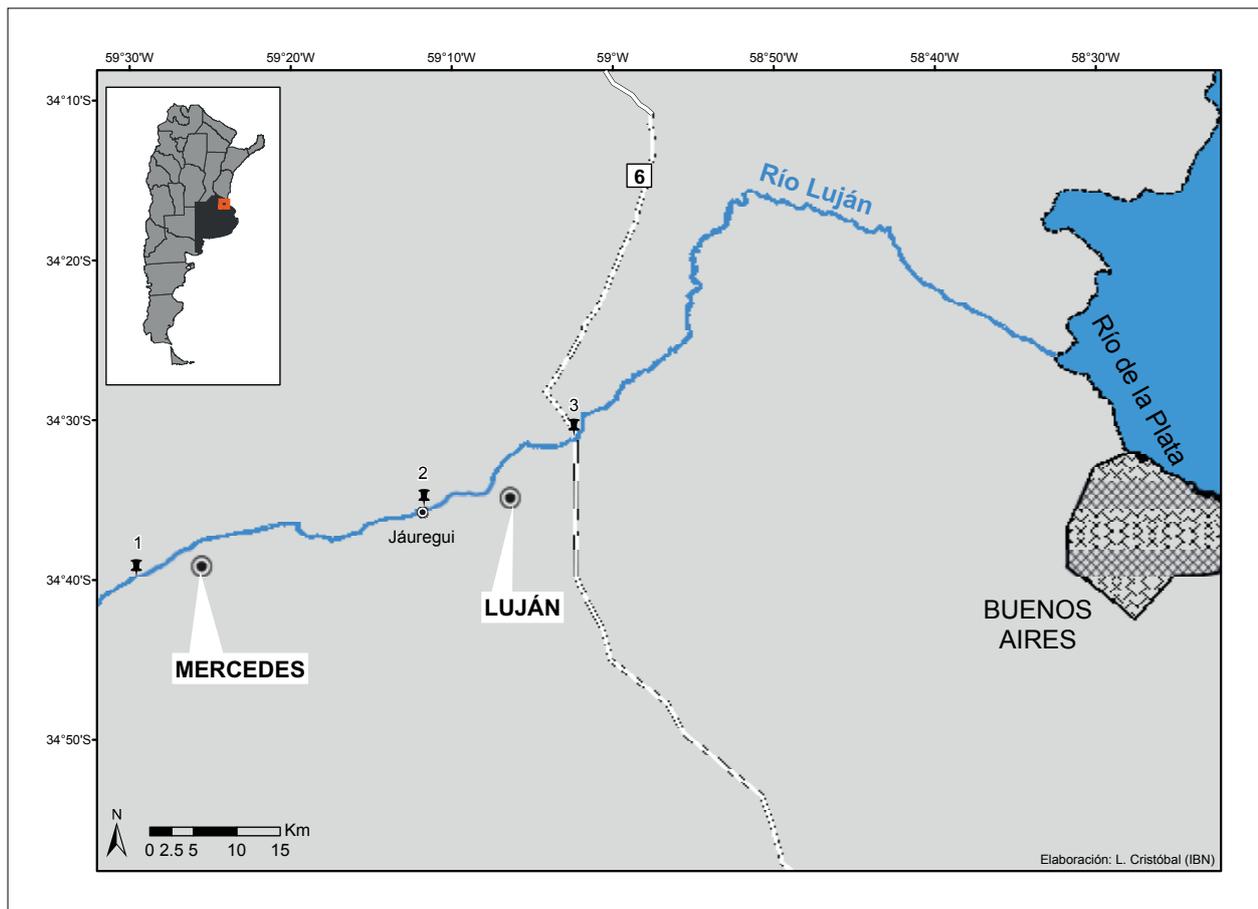
En la tabla 4 se muestran los resultados de la exposición de machos y hembras de *Cnesterodon decemmaculatus* a 100 µg/L de Ibuprofeno (concentración nominal). Estos resultados se obtuvieron con el software LolyTrack luego de realizar filmaciones individuales de 6 minutos cada una.

Los parámetros natatorios de las hembras no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (controles vs. expuestos) pero si se observó que las hembras que fueron expuestas a este

analgésico tienden a tener valores entre un 5 y un 10% menores que sus controles. En el caso de los machos las diferencias en la velocidad son significativas, desarrollando una velocidad media 50% mayor que la de los machos control (Ferro, 2017) (Tabla 4).

### B) Biomarcadores bioquímicos

Hay muchos parámetros de biomarcadores bioquímicos que han sido ampliamente investigados. Algunos son enzimáticos o de biotransformación involucrados en la



**Figura 4:** Mapa señalando los sitios de muestreo en el río Luján donde se colectaron las muestras de agua 1) M. J. García, 2) Jáuregui y 3) intersección con Ruta 6.

**Tabla 4:** Biomarcadores comportamentales en *Cnesterodon decemmaculatus* controles y expuestos a Ibuprofeno.

	Sexo (n)	Longitud [mm]	Velocidad [mm/s]	Aceleración [mm/s <sup>2</sup> ]	Actividad [s]	Distancia [n° de cuerpos]
AP	Hembras (16)	21,5±0,9	19±2 <sup>a</sup>	194±16	112±07	110±15
	Machos (15)	20,6±0,5	21±1 <sup>a</sup>	211±25	110±10	125±23
IBU	Hembras (16)	19,5±1,0	18±2 <sup>b</sup>	176±15 <sup>a</sup>	100±08	104±19 <sup>b</sup>
	Machos (13)	20,6±0,4	29±3 <sup>ab</sup>	273±52 <sup>a</sup>	113±08	155±15 <sup>b</sup>

Letras distintas indican diferencias significativas  $p < 0.05$  (Test de Mann Whitney)

detoxificación de xenobióticos o sus metabolitos, otros son biomarcadores de estrés oxidativo. Por ejemplo, la actividad de acetilcolinesterasa cerebral (AChE) se utiliza como biomarcador de exposición a agroquímicos, ya que se inhibe en presencia de pesticidas. La catalasa (CAT) y la superóxido dismutasa (SOD) son enzimas que eliminan al radical hidroxilo ( $\cdot\text{OH}$ ), el cual es muy reactivo y potencialmente deletéreo para los sistemas biológicos, ya que oxida lípidos, proteínas y al ADN. La SOD convierte al  $\cdot\text{OH}$  en peróxido ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) y la CAT convierten el peróxido en dos moléculas de agua (Di Giulio & Hinton, 2008).

Este tipo de biomarcadores ha sido empleado para analizar el efecto del Cd y de una muestra ambiental del río Reconquista sobre el pez *Cnesterodon decemmaculatus*. También se realizaron ensayos de simulación con un pulso de contaminación por Cadmio. A la muestra ambiental tomada del río Reconquista se le adicionó el metal pesado y se expusieron animales a esas muestras. Para los estudios bioquímicos, una vez finalizado el período de exposición de 96 h, los animales fueron sacrificados y disecados para la determinación de los

biomarcadores seleccionados sobre el cuerpo y la cabeza. En todos estos estudios se midió la actividad enzimática de la glutatión-S-transferasa (GST), una enzima de biotransformación que provee protección celular contra los efectos tóxicos de una amplia variedad de compuestos endógenos ambientales. Su rol principal es la detoxificación de productos de la oxidación de lípidos, proteínas y ácidos nucleicos. También se determinó el contenido de glutatión (GSH), un tripéptido involucrado en la protección celular, pero también en el metabolismo, biosíntesis, transporte y comunicación celular. Además, es un cofactor de otras enzimas como la Glutatión-S-transferasa (GST) (Ossana *et al.*, 2019; Ossana *et al.*, 2016; Di Giulio & Hinton, 2008; Hermes-Lima, 2004). Los valores de estos parámetros se expresaron en función del contenido de proteínas y se compararon con controles negativos mantenidos en agua reconstituida moderadamente dura (MHW).

Se desprende de los resultados presentados en esta Tabla 5 que hubo una disminución en la actividad de la GST y bajos niveles del contenido de GSH en los animales que fueron expuestos al Cd, al agua del río y al agua del río

**Tabla 5:** Biomarcadores bioquímicos en *Cnesterodon decemmaculatus*, expuestos durante 96 hs a Cadmio, a una muestra ambiental del río Reconquista, y esa muestra ambiental simulando un pulso de contaminación con Cadmio.

	Primavera			Otoño		
	GST (tronco)	GSH (tronco)	GSH (Cabeza)	GST (tronco)	GSH (tronco)	GSH (Cabeza)
Control (MHW)	0,05 ± 0,002 (25)a	8,17 ± 0,49 (12)a	22,18 ± 2,81 (22)a	0,11 ± 0,007 (12)ab	13,09 ± 0,77 (12)a	15,05 ± 1,40 (13)a
Río Reconquista	0,03 ± 0,003 (20)b	2,90 ± 0,43 (16)c	16,75 ± 1,49 (17)ab	0,11 ± 0,007 (18)ab	10,43 ± 0,38 (15)bc	14,43 ± 1,07 (15)a
Río+ Cd 2 mg/L	0,05 ± 0,003 (19)a	5,45 ± 0,47 (13)b	13,41 ± 0,67 (16)b	0,14 ± 0,01 (20)a	11,04 ± 0,36 (17)c	9,45 ± 0,38 (18)b
Cd 2 mg/L	0,05 ± 0,004 (13)a	6,24 ± 0,64 (7)b	13,33 ± 0,95 (14)b	0,10 ± 0,01 (17)b	9,13 ± 0,42 (13)b	16,25 ± 1,08 (14)a

Letras distintas indican diferencias significativas,  $p < 0.05$  (ANOVA y Tuckey)

MHW (Agua moderadamente dura, de sus siglas en inglés Moderated Hard Water)

Cd (Cadmio); GST= Glutatión-S-Transferasa ( $\mu\text{moles CDNB conjugado} \cdot \text{min}^{-1} \text{ mg proteínas}^{-1}$ ); GSH= contenido de Glutatión ( $\mu\text{moles de tioles ácidos solubles} \cdot \text{g peso fresco}^{-1}$ ).

con el pulso de contaminación, comparando con individuos controles. Estos biomarcadores se expresaron de manera temprana poniéndose en evidencia luego de 96 h de exposición. El GSH es un tripéptido que es abundante en el hígado de los individuos. Como se mencionó, es cofactor de otras enzimas como la GST y la GPx (glutación peroxidasa) y tiene capacidad antioxidante ya que tiene un grupo tiol (-SH) y es la cisteína el aminoácido que se oxida. La GSSG surge de la oxidación de dos moléculas de GSH. En células normales sin presión oxidativa la relación de estas moléculas es 100:1 (GSH:GSSG). Se cree que el GSH es la primera barrera de defensa contra la hepatotoxicidad producida por el Cadmio (Di Giulio & Hinton, 2008; Rani *et al.*, 2014).

### C) Biomarcadores fisiológicos:

Los bioensayos que se realizaron para evaluar distintos aspectos del metabolismo se realizaron con *Cyprinus carpio* y *Cnesterodon decemmaculatus*, la primera es una especie cosmopolita de amplia distribución y la segunda una especie autóctona de los ecosistemas pampeanos. Dado que frente a una situación de estrés ambiental las variables metabólicas (tasa metabólica, ingesta, asimilación, producción de heces) se verán perturbadas, pueden ser utilizadas como biomarcadores que servirán como indicadores de alerta temprana. En este tipo de evaluaciones de parámetros metabólicos, diariamente se removían las sobras de alimento y las heces producidas, las cuales se filtraban, secaban y pesaban y, finalizado el período de exposición, los animales se colocaban dentro de respirómetros para determinar el consumo de oxígeno junto a la excreción de amonio (ver Fig. 5). De esta forma se calculó la ingesta, la producción de heces, la asimilación diaria y un índice integrador denominado Campo de Crecimiento, que en inglés se denomina *Scope for Growth* (SFG). Este índice tiene en cuenta todas

estas variables y permite determinar, comparando con los individuos controles, si los animales tienen energía para destinar al crecimiento, desarrollo y reproducción. El SFG aporta información sobre el manejo y distribución de la energía que hace el organismo frente a una situación de estrés. Se calcula como la energía incorporada a partir de la dieta, menos la energía consumida en el mantenimiento y crecimiento (Baudou *et al.*, 2019; Baudou *et al.*, 2017; Ferrari *et al.*, 2011a).

Los resultados de estos ensayos obtenidos luego de la exposición a muestras ambientales del río Reconquista y de la exposición a Cadmio se muestran en la Tabla 6.

Cómo puede observarse en la Fig. 5 y en los resultados presentados en la Tabla 6, los individuos expuestos a Cd, ingirieron menos alimento y también produjeron menos heces. Esa reducción fue estadísticamente significativa comparada con los individuos controles. Los valores en la asimilación fueron menores para los individuos expuestos, al tener una menor ingesta la asimilación también disminuyó. Los animales expuestos a Cd ven afectada su homeostasis metabólica, y la baja asimilación resulta de un efecto indirecto en el comportamiento alimenticio de los animales, con una marcada reducción en la ingesta de alimento diaria, con el consiguiente déficit en aporte energético/calórico.

La Tasa Metabólica Especifica fue mayor en los individuos expuestos a Cd, lo que puede ser interpretado como una consecuencia de un aumento en la demanda de energía. Esto se observa tanto en *C. decemmaculatus* como en *C. carpio*.

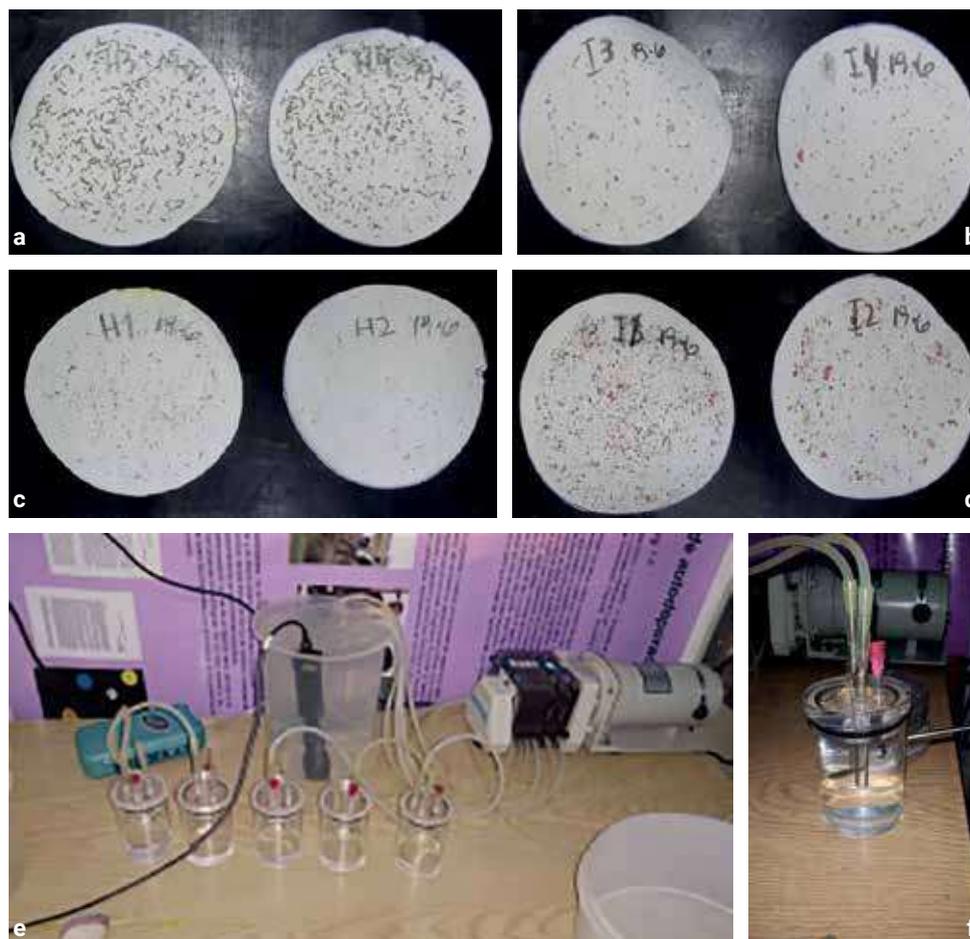
El SFG integra respuestas en un único valor que refleja el estado de energía del animal. Es un biomarcador indirecto de los niveles de contaminación en el ambiente que afectan al mantenimiento del balance de energía

**Tabla 6:** Estudios del metabolismo en *Cnesterodon decemmaculatus* y *Cyprinus carpio* controles expuestos a distintas concentraciones de Cadmio y a una muestra del río Reconquista.

	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>						<i>Cyprinus carpio</i>	
	Control	0,45 mg/L Cd	Control	0,8 mg/L Cd	Control	Río Reconquista	Control	0,15 mg/L Cd
Ingesta (I)	250,7 ± 8,6	200,1 ± 12,1*	250,3 ± 7,3	186,6 ± 10,1*	254,8 ± 8,7	260,1 ± 12,7	1597,5 ± 41,1	1364,1 ± 84,6*
Heces (H)	65,4 ± 5,8	36,7 ± 0,5*	37,8 ± 5,8	22,5 ± 1,5*	66,1 ± 5,6	130,9 ± 12,1*	176,3 ± 17,6	84,6 ± 15,7*
Asimilación (A)	200,2 ± 8,9	150,7 ± 13,1*	217,8 ± 10,6	160,3 ± 12,9*	188,7 ± 9,6	129,1 ± 11,5*	1421,2 ± 41,4	1280,7 ± 47,2*
Tasa Metabólica Especifica (TME)	100 ± 8	100 ± 14	100 ± 3	400 ± 8*	155,5 ± 10,1	68,6 ± 10,3*	345,7 ± 21,3	419,5 ± 17,3*
Campo de Crecimiento (SFG)	54,4 ± 8,6	-41,8 ± 8,4*	112,2 ± 27,8	-300,9 ± 80*	44,6 ± 8,6	14,0 ± 10,9*	459,1 ± 26,6	-166,1 ± 50,1*

I, H, A, TME, SFG ( $J.g.PS^{-1}.día^{-1}$ )

\*diferencias significativas respecto del control  $p < 0.05$  (Test de t)



**Figura 5:** a) filtros con heces de *C. decemmaculatus* y b) filtros con restos de alimento, en los controles; *C. decemmaculatus* expuestos a Cadmio c) filtros con heces y d) filtros con restos de alimento e y f) fotos de los respirometros de acrílico donde se colocaron los peces individualmente para determinar consumo de oxígeno.

(Widdows & Donkin, 1991; Baudou, 2019). Una disminución en el SFG es un claro indicador de una reducción aguda en la energía disponible para el crecimiento. Este parámetro es un buen indicador ecológico de alerta temprana para detectar contaminación por metales pesados como el Cd pero que también mostró una reducción significativa en animales expuestos a una muestra ambiental.

La mayoría de las respuestas observadas en los peces expuestos a Cadmio también se evidenciaron en los individuos expuestos a una muestra ambiental de la naciente del río Reconquista, sitio caracterizado como de contaminación leve. Salvo la ingesta, todos los demás parámetros fueron estadísticamente diferentes a los controles.

## Discusión

El impacto de las actividades humanas tales como la fragmentación de los hábitats, la contaminación ambiental y la sobreexplotación de los recursos, junto a los efectos del cambio climático, han ocasionado alteraciones drásticas

sobre los ecosistemas en períodos cortos, lo que frecuentemente impide que los organismos se adapten a su nueva realidad y como consecuencia final se extingan. Esta problemática ha generado una búsqueda intensa de métodos precisos, económicos, fáciles de implementar y que permitan la detección temprana de disturbios ambientales (González Zuarth *et al.*, 2014). Los resultados aquí presentados, aplicación de indicadores de alerta temprana en peces dulceacuícolas, son obtenidos por métodos que cumplen con esas premisas: son precisos, económicos y relativamente fáciles de implementar.

Estos estudios han aportado información sobre la toxicidad del Cadmio (utilizado como toxico de referencia) y de distintas muestras ambientales sobre distintas especies de peces. Estos biomarcadores pueden ser utilizados en evaluaciones toxicológicas y ser incluidos en programas de monitoreo de ríos y arroyos. En este capítulo se han mostrado distintos ejemplos en varias especies de peces teleosteos, tanto introducidos como nativos, los cuales habitan los sitios en los cuales se tomaron las muestras de agua para los bioensayos. Estos biomarcadores se

podrían utilizar con otras especies de peces, con otros tóxicos o muestras ambientales, realizando los ajustes metodológicos necesarios.

Según Gopalakrishnan *et al.* (2008) una especie candidata en bioensayos de evaluación ecotoxicológica no solo debe ser sensible a los posibles contaminantes, sino que también debe ser relativamente fácil de recolectar del campo, de fácil mantenimiento, cultivo y crianza en condiciones de laboratorio. Las especies de peces utilizados por nosotros cumplen con esas premisas. La carpa común, *Cyprinus carpio*, es un teleosteo cosmopolita cuya utilización como especie *test* para la realización de bioensayos de toxicidad es aconsejada y promovida por los Organismos reguladores internacionales. La madre-cita de agua, *Cnesterodon decemmaculatus*, es una especie neotropical ampliamente distribuida en América Latina, que puebla densamente una gran variedad de cuerpos de agua de América del Sur, incluido el tramo medio del río Reconquista. Además, es una de las especies de peces recomendadas para su uso en ensayos de monitoreo estandarizados según las normas IRAM (2008) y de fácil cría y cultivo en laboratorio (Ferrari *et al.*, 2017).

Los puntos finales de los estudios comportamentales integran procesos bioquímicos, celulares y neuronales. Debido a que sirven como el enlace entre las respuestas fisiológicas y los procesos ecológicos, pueden ser útiles para evaluar de manera temprana el estrés provocado por contaminantes ambientales (Scott & Sloman, 2004). La alteración de los patrones de comportamiento normales causada por la exposición a contaminantes puede influir en aquellos comportamientos complejos que ocurren en la naturaleza, provocando graves riesgos para el éxito de las poblaciones de peces y pueden conducir a cambios en la biodiversidad (entre otras consecuencias ecológicas).

Los estudios de parámetros comportamentales se pueden realizar de manera sencilla y existen varios *softwares* de uso gratuito que pueden utilizarse. En la Argentina hay varios grupos de investigación que han llevado adelante este tipo de estudio con peces. Bonifacio *et al.* (2016), de la Universidad de Córdoba, utilizaron el programa ANY-Maze® Stoelting Co. En la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires se realizan estudios comportamentales con *Gambusia holbrooki* donde evalúan la actividad natatoria a partir de filmaciones con el *software* Ethovision XT 12.0 (Meijide *et al.*, 2018). Cazenave *et al.* (2008), de la Universidad Nacional del Litoral, estudiaron la velocidad media y el porcentaje de movimiento de *Jenynsia multidentata* por exposición a microcistina-RR (MC-RR).

En cuanto a los biomarcadores bioquímicos, son ampliamente utilizados en la Argentina y el mundo, en peces y otros organismos acuáticos. En las revisiones de Lushchak (2011, 2016) se observan la gran variedad de estudios

utilizando peces. En la Argentina son importantes los trabajos realizados por Ballesteros *et al.* (2017) y Maggioni *et al.* (2012) sobre el río Suquía en la Provincia de Córdoba. De la Universidad Nacional del Litoral los estudios de Cazenave *et al.* (2009 y 2014), y de la Universidad del Comahue los trabajos con anfibios de Ferrari *et al.* (2011b) y Liendro *et al.* (2015), por mencionar solo algunos investigadores y algunas de sus contribuciones.

Los biomarcadores fisiológicos tienen una respuesta rápida y también son parámetros relativamente fáciles de determinar, aunque laboriosos, ya que requieren conocer el peso del alimento que los animales van a ingerir y todos los días filtrar el alimento sobrante y las heces, pero son bastante económicos ya que requieren papel de filtro y una bomba para filtrar el agua.

Los recipientes para realizar el consumo de oxígeno dependerán del tamaño de la especie en cuestión. El SFG es un índice que integra muchos parámetros del metabolismo y permite conocer el estado energético del animal. En los sistemas vivos, el crecimiento implica un balance neto de energía entre la energía incorporada con el alimento, la energía utilizada en los procesos metabólicos y la pérdida en la producción de heces y excretas. Por lo tanto, como el crecimiento es la resultante de un conjunto integrado de diferentes procesos fisiológicos (digestión, asimilación, respiración y excreción), cualquier sustancia que interfiera en ellos, traducirá su efecto en la alteración del crecimiento.

Los investigadores arriba mencionados trabajan con estos indicadores de alerta temprana en especies dulceacuícolas. Los mismos integran grupos de investigación en distintas instituciones del país. Con lo cual se reafirma la idea de que los bioensayos con los indicadores tempranos descritos en este trabajo son fácilmente reproducibles con el equipamiento con el que normalmente se cuenta en institutos y universidades nacionales.

Ciertamente, la contaminación en ecosistemas acuáticos a menudo se pone de manifiesto con concentraciones de los tóxicos muy por debajo de aquellas que causan mortalidad (Reynders *et al.*, 2006). En este contexto conviene considerar que los *test* de letalidad aguda ignoran lo que se ha denominado "muerte ecológica" (Tortorelli *et al.*, 1990) que puede ocurrir después de exposiciones crónicas a concentraciones subtóxicas de contaminante. Aun si los animales son dañados levemente, ellos pueden verse afectados en su adaptación y sobrevivencia en un entorno ecológico modificado por el xenobiótico<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Sustancias extrañas que pueden ser introducidas por el ser humano en un ecosistema acuático en forma deliberada o accidental provocando un deterioro de la calidad del agua con perjuicio para la vida acuática (Rand, 1995).

De esta manera, al tener dañadas directa o indirectamente algunas de sus funciones fisiológicas básicas, un pez corre el riesgo de ser fácilmente depredado, ser menos eficiente en la provisión de su alimento, reducir su potencial reproductivo, limitar su capacidad de migración y distribución en el ambiente, etc. Es por eso que resulta de suma importancia detectar biomarcadores de alerta temprana que nos den señales de alerta del estrés para la especie en estudio.

## Conclusión

La implementación de bioindicadores y biomarcadores en programas de monitoreo ambiental de cuerpos de agua dulceacuícola puede resultar muy útil como una herramienta de evaluación primaria y es de suma importancia que sean consideradas principalmente por aquellos organismos y entes gubernamentales, organismos de gestión, ONGs., etc. que gestionan políticas públicas referidas a la utilización, cuidado y saneamiento de este recurso.

## Bibliografía:

- Adams, S.M. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating effects of stress on fish. *American Fish Society* 8: 1-8.
- Ballesteros, M.L., N.G. Riveti, D.O. Morillo, L. Bertrams, M.V. Amé & M.A. Bistoni. 2017. Multi-biomarker responses in fish (*Jenynsia multidentata*) to assess the impact of pollution in rivers with mixtures of environmental contaminations. *Science of the Total Environment* 595: 711-722.
- Bandara, J.M.R.S., H.V.P. Wijewardena, J. Liyanegge, M.A. Uplu, & J.M.U.A. Bandara. 2010. Chronic renal failure in Sri Lanka caused by elevated dietary cadmium: Trojan horse of the green revolution. *Toxicology Letters* 198 (1): 33-39.
- Baudou, F.G. 2019. *Evaluación de efectos ecofisiológicos y ecotoxicológicos en *Cnesterodon decemmaculatus* bajo condiciones de estrés ambiental* (Tesis doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Baudou, F.G., N.A. Ossana, P.M. Castañé, M.M. Mastrángelo, A.A. Gonzalez Nuñez, M.J. Palacio & L. Ferrari. 2019. Use of integrated biomarker indexes for assessing the impact of receiving waters on a native neotropical teleost fish. *Science of the Total Environment* 650: 1779-1786.
- Baudou, F.G., N.A. Ossana, P.M. Castañé, M.M. Mastrángelo & L. Ferrari. 2017. Cadmium effects on some energy metabolism variable in *Cnesterodon decemmaculatus* adults. *Ecotoxicology* 26 (9): 1250-1258.
- Beitinger, T.L. & R.W. McCauley. 1990. Whole-Animal Physiological Processes for the Assessment of Stress in Fishes. *Journal of Great Lakes Research* 16: 542-575.
- Bonifacio, A.F., J. Cazenave, C. Bacchetta, M.L. Ballesteros, M.A. Bistoni, M.V. Ame, L. Bertrand & A.C. Hued. 2016. Alterations in the general condition, biochemical parameters and locomotor activity in *Cnesterodon decemmaculatus* exposed to commercial formulations of chlorpyrifos, glyphosate and their mixtures. *Ecological Indicators* 67: 88-97.
- Castañé, P.M., B.L., Eissa & N.A. Ossana. 2013. Respuesta de biomarcadores bioquímicos, morfológicos y comportamentales de la carpa común, *Cyprinus carpio*, por exposición a muestras ambientales. *Ecotoxicology and Environmental Contamination* 8 (1): 41-47.
- Cazenave, J., C. Bachetta, A. Rossi, A. Ale, M. Campana & M.J. Parma. 2014. Deleterious effects of wastewater on the health status of fish: a field caging study. *Ecological Indicators* 38: 104-112.
- Cazenave, J., C. Bachetta, M.J. Parma, P.A. Scarabotti & D.A. Wunderlin. 2009. Multiple biomarkers responses in *Prochilodus*

- lineatus* allowed assessing changes in the water quality of Salado river basin (Santa Fe, Argentina). *Environmental Pollution* 157: 3025-3033.
- Cazenave, J., M.L. Nores, M. Miceli, M.P. Díaz, D.A. Wunderlin & M.A. Bistoni. 2008. Changes in the swimming activity and the glutathione S-transferase activity of *Jenynsia multidentata* fed with microcystin-RR. *Water Research* 42: 1299-1307.
- Depledge, M.H. 1994. The Rational Basis for the Use of Biomarkers as Ecotoxicological tools. In: Fossi, M.C. and Leonzio, C. (Eds.): *Nondestructive Biomarkers in Vertebrates* (pp. 271-295). Boca Raton: Lewis Publisher.
- DiGiulio, R.T. & D.E. Hinton (Eds.) 2008. *The toxicology of fishes*. Boca Raton: Taylor & Francis.
- Drummond, R.A. & C.L. Russom. 1990. Behavioral toxicity syndromes: a promising tool for assessing toxicity mechanisms in juvenile Fathead minnows. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9: 37-46.
- Eissa, B.L., N.A. Ossana, A. Salibián, L. Ferrari & H.R. Perez. 2009a. Cambios en la velocidad de nado como indicador del efecto tóxico del cadmio, en *Astyanax fasciatus* y *Australoheros facetum*. *Biología Acuática* 26: 83-90.
- Eissa, B.L., N.A. Ossana, L. Ferrari & A. Salibián. 2009b. Quantitative behavioral parameters as toxicity biomarkers: fish responses to waterborne cadmium. *Archives Environmental Contamination and Toxicology* 58 (4): 1032-1039.
- Eissa, B.L. 2009. *Biomarcadores comportamentales, fisiológicos y morfológicos de exposición al cadmio en peces pampeanos* (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Elorriaga Y, D.J. Marino, P. Carriquiriborde & A.E. Ronco. 2013. Human Pharmaceuticals in Wastewaters from Urbanized Areas of Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(1): 397-400.
- Ferrari L., J. Ficella, M. Mastrángelo, M. Palacio, A. Somma & L. Trípoli. 2017. *Manual de procedimiento básico para la cría de *Cnesterodon decemmaculatus* en laboratorio*. Luján, Buenos Aires, Argentina: EdUnLu.
- Ferrari, L., B.L. Eissa & A. Salibián. 2011a. Energy balance of juvenile *Cyprinus carpio* after a short-term exposure to sublethal waterborne cadmium. *Fish Physiology and Biochemistry*, 37: 853-862.
- Ferrari, A., C. Lascano, A.M. Pechen de D'Angelo & A. Venturino. 2011b. Effects of azinphos methyl and carbaryl on *Rhinella arenarum* larvae esterases and antioxidant enzymes. *Comparative Biochemistry and Physiology (Part C)* 153: 34-39.
- Ferro, J.P. 2017. *Estudio del comportamiento de peces como método para evaluar toxicidad ambiental* (Tesis de grado). Universidad Nacional de Luján.
- Gilmour, K.M., R.W. Wilson & K.A. Sloman. 2005. The integration of behavior into comparative physiology. *Physiological and Biochemical Zoology* 78: 669-678.
- González Zuarth, C.A., A. Vallarino, J.C. Pérez Jiménez & A.M. Low Pfeng (Eds.). 2014. *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental*. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Gopalakrishnan S., H. Thilagam & P. Vivek Reja. 2008. Comparison of heavy metal toxicity in life stages (spermiotoxicity, egg toxicity, embryotoxicity and larval toxicity) of *Hydroides elegans*. *Chemosphere*, 71: 515-528.
- Hermes-Lima, M. 2004. Oxygen in Biology and Biochemistry: Role of Free Radicals. In: Storey, K.B. (Ed.), *Functional Metabolism: Regulation and Adaptation* Hoboken: John Wiley & Sons, pp: 319-368.
- IRAM. 2008. Calidad Ambiental Calidad de agua. Determinación de la toxicidad letal aguda de sustancias en peces de agua dulce. Método semiestático. IRAM 29112/2008.
- Liendro, N., A. Ferrari, M. Mardirosian, C.I. Lascano & A. Venturino. 2015. Toxicity of the insecticide chlorpyrifos to the South American toad *Rhinella arenarum* at larval developmental stage. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 39: 525-535.
- Lushchak, V.I. 2011. Review. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology*, 101: 13-30.
- Lushchak, V.I. 2016. Contaminant-induced oxidative stress in fish: a mechanistic approach. *Fish Physiology and Biochemistry*, 42: 711-747.
- Maggioni, T., A.C. Hued, M.V. Monferrán, R.I. Bonansea, L.N. Galanti & M.V. Amé. 2012. Bioindicators and biomarkers of environmental pollution in the middle-lower basin of the Suquia river (Córdoba, Argentina). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63: 337-357.
- Meijide FJ, P. Prietoc, L.S. Dorelleb, P.A. Babayd & F.B. Lo Nostro. 2018. Effects of waterborne exposure to the antidepressant fluoxetine on swimming, shoaling and anxiety behaviours of the mosquitofish *Gambusia holbrooki*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 15: 646-655.
- Ossana, N.A., B.L. Eissa & A. Salibián. 2009. Short communication: cadmium bioconcentration and genotoxicity in the common carp (*Cyprinus carpio*). *International Journal of Environmental and Health*, 3 (3): 302-309.

Ossana, N.A., F.G. Baudou, P.M. Castañé, L. Tripoli, S. Soloneski & L. Ferrari. 2019. Histological, genotoxic and biochemical effects on *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns 1842) (Cyprinodontiformes, Poeciliidae): early response bioassays to assess the impact of receiving waters. *Journal of Toxicology*, 2019: 1-13.

Ossana, N.A., B.L. Eissa, F.G. Baudou, P.M. Castañé, S. Soloneski & L. Ferrari. 2016. Multibiomarker response in ten spotted live-bearer fish *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) exposed to Reconquista river water. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 133: 73-81.

Parmar, T.K., D. Rawtani & Y.K. Agrawal. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Sciences*, 9 (2): 110-118.

Porta, A. 1996. Contaminación ambiental: uso de indicadores bioquímicos en evaluaciones de riesgo ecotoxicológico. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 30: 67-79.

Rand, G. 1995. *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*. Washington DC: Taylor and Francis.

Rani, A., A. Kumas, A. Lal & M. Pant. 2014. Cellular mechanisms of cadmium-induced toxicity: a review. *International Journal of Environmental Health Research*, 24: 378-399.

Reynders, H, K. Van Campenhout, L. Bervoets, W.M. De Coen & R. Blust. 2006. Dynamics of cadmium accumulation and effects in common carp (*Cyprinus carpio*) during simultaneous exposure to water and food (*Tubifex tubifex*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 1558-1567.

Salibián A. 2014. Los fármacos como contaminantes emergentes de los ambientes acuáticos. *Revista Farmacéutica*, 156 (1/2): 76-92.

Scott, G.R. & K.A Sloman. 2004. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology*, 68: 369-392.

Tortorelli, M.C., D.A. Hernández, G. Rey Vazquez & A. Salibián. 1990. Effects of Paraquat on mortality and cardiorespiratory function of catfish fry *Plecostomus commersoni*. *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, 19: 523-529.

Valdés ME, M.V. Amé, M.A. Bistoni & D.A Wunderlin. 2014. Occurrence and bioaccumulation of pharmaceuticals in a fish species inhabiting the Suquía River basin (Córdoba, Argentina). *Science of The Total Environment*, 472: 389-396.

Widdows, J. & P. Donkin. 1991. Role of physiological energetics in ecotoxicology. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100C: 69-75.

# **Uso de peces y macrófitas como indicadores**

**Marina Tagliaferro**

## Uso de peces y macrófitas como indicadores

Marina Tagliaferro

### Resumen

En este capítulo se presentan dos alternativas tan distantes como los peces y las macrófitas pero ambas de bajo costo de estudio. Se verifica una tendencia a migrar desde índices univariados o con pocas métricas a los índices de integridad biótica cuya construcción requiere de varias métricas dependientes del sistema y región. Se presentan ventajas y desventajas del uso peces y macrófitas y se enmarca el potencial uso conjunto de ambos índices.

**Palabras clave:** Peces, macrófitas, indicadores ecológicos, índice de integridad biológica.

### Abstract

*In this chapter, two alternatives are shown: fish and macrophytes, both having low study cost. A migration trend is presented from the univariate indices or with few measurements to the indices of biotic integrity, whose construction requires several system and regional variables. Advantages and disadvantages of the use of fish and macrophytes are shown and the potential joint use of indexes is suggested.*

**Keywords:** Fish, macrophytes, ecological indicators, index of biological integrity.

### Introducción

La condición de los cuerpos de agua y su creciente monitoreo ha generado la inclusión de varios grupos de organismos como indicadores de calidad ambiental. En particular, la condición de las comunidades de peces ha sido propuesta como un indicador sensible de la integridad de los ecosistemas acuáticos (Karr, 1981; Fausch *et al.*, 1990; Kim & An, 2015). Los ensambles de peces son, muchas veces, utilizados como herramientas de comunicación útil para sensibilizar al público y a las autoridades sobre la necesidad de preservar los ambientes acuáticos (Cowx & Collares-Pereira, 2002; Tagliaferro, 2004). Muchas veces, el uso de especies de importancia socioeconómica, turística, o deportiva generan en algunas personas el sentido de conservación, aun cuando las especies sean exóticas. Como ejemplos de esta apreciación en Patagonia Austral, la presencia/ausencia de salmónidos tiene mayor importancia social y económica que la de la especie nativa *Galaxias maculatus* (puyen) de pequeño tamaño y baja importancia económica (Tagliaferro *et al.*, 2014). De esta manera, muchas veces se utilizan especies "paraguas" (en este caso la trucha *steelhead* o trucha marrón) para lograr medidas en la conservación de otras especies o cuerpos de agua.

Otro grupo de importancia, indicador de la calidad ambiental, son las macrófitas. Las macrofitas también han sido consideradas como indicadores biológicos de relevancia para el diagnóstico de los ecosistemas acuáticos. Las mismas poseen propiedades únicas que permiten un rápido muestreo y análisis de la condición de un cuerpo de agua (Nichols, 1999; Beck & Hatch, 2009). También para este grupo se han desarrollado diferentes índices adaptados a las condiciones de las distintas regiones mundiales de trabajo (ej. Suarez *et al.*, 2005; Clayton & Edwards, 2006).

### Índices para peces

El uso de los peces como bioindicadores se basa en las evidencias de que las alteraciones del cuerpo de agua podrían tener un efecto en los mismos a múltiples niveles, desde celular y enzimático (Chovanec *et al.*, 2003; Kim & An, 2015) hasta niveles de la población (Anderson *et al.*, 1983; Goede & Barton, 1990; Lima-Junior *et al.*, 2006; Antal *et al.*, 2013), pudiendo generar también efectos en cascadas (disfunción fisiológica que no permita la reproducción, causando una reducción en el stock de peces e impactando en la trama trófica de la comunidad) (Amiard-Triquet *et al.*, 2015).

Algunas de las características que hacen de los peces un grupo ampliamente utilizado como bioindicadores se deben a:

1. Son organismos relativamente fáciles de capturar e identificar (Karr, 1981).

2. La mayoría de las muestras pueden ser analizadas en el sitio de muestreo y ser regresadas vivas al medio.

3. Existe una amplia información sobre las historias de vida de muchas especies.

4. Los ensamblajes de peces generalmente comprenden una amplia variedad de especies pertenecientes a distintos niveles tróficos (incluyendo especies que consumen alimentos tanto de origen acuático o terrestre como insectos que se posan sobre el agua).

5. Reflejan efectos directos e indirectos de los problemas ambientales crónicos e impactos de perturbaciones episódicas (Soto-Galera *et al.* 1998).

6. Presentan diferentes respuestas según el tiempo de exposición al impacto (ej. se recuperan rápido después de una inundación pero pueden migrar frente a contaminantes de distinto tipo (ej. a vertidos continuos o ganadería) (Scott y Hall, 1997; Feijóo *et al.*, 2012).

7. El costo de su empleo es uno de los más bajos en comparación con otro tipo de análisis de calidad (ej. determinación de contaminantes en el agua) (Yoder, 1989; Pérez-Domínguez *et al.*, 2012).

8. Están presentes tanto en ambientes de pequeñas dimensiones espaciales (ej. charcas) como en grandes ríos, así como en un amplio rango de niveles de contaminación (desde prístinos a fuertemente contaminados).

9. Responden rápidamente a cambios en el régimen hídrico (Navarro-Llacer *et al.*, 2010).

Las desventajas del uso de los peces como bioindicadores y los índices basados en el uso de peces enumeradas por Abbasi & Abassi (2012) son:

1. Pueden presentar una respuesta poblacional lenta como para reflejar un cambio ambiental.

2. El desplazamiento puede generar un sesgo en las estimaciones poblacionales y, consecuentemente, en los valores de los índices.

3. Dependen del arte de pesca utilizado.

4. Puede ocurrir que las especies migren de las zonas impactadas.

5. Pueden presentar una marcada variación estacional.

Algunas de las primeras medidas consideradas al evaluar un ambiente y los ensamblajes de peces son la abundancia (Rosso *et al.*, 2013) y el número de taxa (riqueza específica) (Walmsley, 2002; Bistoni y Hued, 2002). Sin embargo, algunos autores consideran que éstas por sí solas no son suficientes para explicar valores altos de riqueza de organismos tolerantes a ambientes impactados (ej. Karr, 1998; Wang *et al.*, 2000; Vila-Gispert *et al.* 2002). Entre los índices de una única métrica o variable (riqueza y equitatividad), el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weiner, 1949) fue uno de los primeros empleados para medir la diversidad de los peces sometidos a la contaminación del agua durante la década de 1960 hasta el presente. También se han utilizado como índices la producción o biomasa (Boling *et al.*, 1975). La solución a las críticas del uso de una única o pocas variables vino de la mano de los índices multimétricos de integridad biótica. De hecho, las entidades reguladoras europeas y norteamericanas requieren del uso de métricas estructurales y funcionales para evaluar los ecosistemas acuáticos (Pérez-Domínguez *et al.*, 2012). Por ejemplo, la WFD (Water Framework Directive – Directiva de Marco del Agua) europea solicita, entre otros, el uso de índices de integridad biótica (IBI del inglés) de peces para análisis de calidad en cuerpos de agua de Europa (Borja, 2005). Existen una gran variedad de índices y, aunque algunos como el F-IBI fue diseñado inicialmente por Karr (1981) para su uso en ambientes lóticos de Norteamérica, los mismos han sido modificados para diferentes ambientes y utilizando variedad de atributos (Borja y Dauer, 2008; Herman y Nejadhashemi, 2015; Tabla 1).

El índice de integridad biótica es uno de los índices más utilizados a nivel mundial. Es un índice compuesto por métricas o atributos ecológicos de la comunidad de peces, poblaciones e individuos: riqueza de especies, taxa indicadores (sensibles o tolerantes), características tróficas, abundancia de peces, incidencia de hibridación y anomalías (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986). Inicialmente el IBI comprendía 12 métricas o atributos (Tabla 2). A cada una de las métricas iniciales (12) se le otorga un valor entre 1, 3 o 5, cuya suma de valores (entre 12 y 60; Tabla 3) debía compararse con un sitio de referencia de la misma región (Karr, 1981; Fausch *et al.*, 1990). La cantidad de atributos o métricas no es fijo sino que varía según cada autor, generalmente entre 9-10, con un máximo de 16 (Franco *et al.*, 2009) y un mínimo de 4 (Delpech *et al.*, 2010). Originalmente se utilizaron tres atributos básicos de las comunidades de peces: riqueza y composición de especies, estructura trófica y condición y abundancia de los peces (Tabla 2), sin embargo el IBI se fue ajustando a cada región, utilizando diferente cantidad de atributos, incluso relacionados con variables hidrológicas, morfológicas y de la condición de ribera.

Entre las desventajas o recaudos al momento de usar el índice IBI, varios autores subrayan que usar muchas métricas podría aumentar el riesgo de estar aplicando medidas irrelevantes o correlacionadas que pueden introducir

**Tabla 1.** Selección de índices basados en peces. Los nombres seguidos por un asterisco (\*) indican que fueron modificados de Herman y Nejadhashemi (2015).

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice de integridad biótica	IBI a	12 variables. Ver Tabla 2.	Karr, 1981
	IBI b	Origen de los peces, posición en la columna de agua, tolerancia a la degradación ambiental, hábitos de alimentación, forma de reproducción y talla máxima.	Ramírez-Herrejón <i>et al.</i> , 2012
Índice de integridad biótica	IBI c	Número total de especies, especies sensibles a la degradación, especies adaptadas a hábitat pobres, especies longevas, número de especies intolerantes, proporción de individuos de especies dominantes, proporción de omnívoros, proporción de insectívoros, proporción de piscívoros, número de individuos por esfuerzo de muestreo, proporción de híbridos, proporción de individuos con enfermedades, daños, tumores o anomalías óseas.	Rodríguez-Olarte y Taphorn, 1995
	IBI suquia	Taxonomía, abundancia, composición trófica y condición de los peces.	Hued y Bistoni, 2005
	IBI azul	Diversidad (Shannon), dominancia (Simpson), riqueza de especies nativas, abundancia total, % y número de peces omnívoros, % y número de peces carnívoros, % de Characiformes, % y número de peces con patologías, % y número de peces con parásitos externos, % y número de peces tolerantes a la hipoxia, % y número de madrecitas ( <i>Jenynsia multidentata</i> y <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> )	Masson <i>et al.</i> , 2017
Índice de integridad biótica de lagos de llanura de inundación	FL-IBI	Número total de especies, número de especies no-nativas, número de especies con vulnerabilidad moderada/alta, número de órdenes, número de familias, número de especies de Characiformes, número de especies de Siluriformes, número de especies de Perciformes, número de omnívoros, número de predadores, abundancia de especies dominantes, número total de individuos, abundancia de individuos con vulnerabilidad moderada/alta, equitatividad, % de omnívoros, % de detritívoros, % de herbívoros, % de insectívoros, % de carnívoros y % de planctívoros.	Pettesse <i>et al.</i> , 2016
Índice estuarino multimétrico para peces*	EMMFI	Riqueza de especies, número de especies introducidas, composición de especies, abundancia de especies, dominancia, número de especies diádromas, riqueza de especies estuarinas, abundancia de especies estuarinas, abundancia de especies marinas migratorias, riqueza de especies zoobentívoras, riqueza de especies piscívoras, abundancia de zoobentívoros, abundancia de piscívoros.	Harrison y Kelly, 2013



► **Tabla 1.** Selección de índices basados en peces. Los nombres seguidos por un asterisco (\*) indican que fueron modificados de Herman y Nejadhashemi (2015).

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice multi-métrico basado en peces de arroyos de la sabana brasileña.	f-MMI	% de especies comunes, % de determinados taxa, % de peces alimentándose de invertebrados.	Reis de Carvalho <i>et al.</i> , 2017
Índice de integridad biótica en estuarios	IBI-estuario	Química y física del agua, comportamiento del pez, abundancia de algas, características hidromorfológicas, especies exóticas, condiciones de los organismos bentónicos.	Pérez-Domínguez <i>et al.</i> , 2012
Índice de integridad biótica en lagos	IBI-lagos	Métricas basadas en diversidad de especies, composición trófica, abundancia y condición.	Minns <i>et al.</i> , 1994
Índice trófico	IT	Diferencia entre $\delta^{15}\text{N}$ de una especie de pez y el promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de los caracoles.	Lisi <i>et al.</i> , 2018
Índice de la comunidad de peces*	FCI	Números de especies, abundancia de especies e índice trófico.	Jordan <i>et al.</i> , 2010
Curvas de respuesta de los peces*	FRC	Sensibilidad de los peces al caudal.	Zorn <i>et al.</i> , 2008
Índice biótico de especies de peces*	FSBI	% esperado de número total de especies, % esperado de número de especies nativas de Leuciscinae, y % del número esperado de especies del género <i>Noturus</i> spp. y la familia Percidae.	Paller <i>et al.</i> , 1996
Índices de Similitud*	SI	Composición, abundancia relativa, estructura etaria, valor global de similitud.	Navarro-Llacer <i>et al.</i> , 2010

**Tabla 2.** Parámetros usados en el estudio de las comunidades de peces (modificado de Karr, 1981).

Composición y riqueza de especies
Número de especies Presencia de especies no tolerantes Riqueza y composición de especies de Percidae Riqueza y composición de especies de fondo Riqueza y composición de especies de la familia Centrarchidae (salvo <i>Lepomis cyanellus</i> ) Proporción de <i>Lepomis cyanellus</i> Proporción de individuos híbridos
Factores ecológicos
Número de individuos en la muestra Proporción de omnívoros Proporción de ciprínidos insectívoros Proporción de carnívoros tope Proporción de enfermedades, tumores, daño en aletas u otras anomalías.

**Tabla 3.** Valores de IBI y clases (condición) del cuerpo de agua asignados (modificado de Karr (1981) y Pérez-Domínguez *et al.* (2012).

Clase	Atributos	Valor IBI
Excelente	Comparable a las mejores situaciones sin influencia antrópica. Con todas las especies regionales, de todos los tamaños, presentes en cada hábitat, incluyendo a las formas menos tolerantes. Todas las clases de edad, clases y estructura trófica balanceada.	58-60
Buena	Riqueza de especies un poco por debajo de lo esperado, especialmente debido a la pérdida de especies poco tolerantes. Algunas especies con abundancias o distribución de tamaños por debajo de su óptimo. La estructura trófica puede mostrar algunos signos de estrés.	48-52
Regular	Con signos de deterioro adicional. Con pocas especies intolerantes, con una estructura trófica alterada (ej. aumento de la frecuencia de omnívoros). Raramente aparecen clases de edad altas de los depredadores tope.	40-44
Pobre	Dominada por omnívoros, formas tolerantes a la contaminación, y de hábitos generalistas. Unos pocos carnívoros tope. Con tasas de crecimiento y factores de condiciones deprimidas. En general con presencia de híbridos y enfermedades.	28-34
Muy pobre	Pocos peces presentes, mayormente introducidos o formas altamente tolerantes. Presencia de híbridos, enfermedades, parásitos, daño en las aletas y anomalías (en general tumores).	12-22
Sin peces	Los peces están ausentes en repetidos muestreos.	0

un sesgo al índice o dar más peso a determinada presión (Pérez-Domínguez *et al.*, 2012). Por otra parte, es importante remarcar que los datos obtenidos para cada una de estas métricas en un sitio determinado debe ser evaluado respecto a lo esperado en un sitio no impactado ubicado en la misma ecorregión (Omernik, 1987) o en una región similar (Hughes, 1995), lo que no siempre es posible. Otras críticas al índice tienen relación con la falta de capacidad para registrar los efectos de nuevas perturbaciones (Velazquez-Velazquez y Vega Cendejas, 2004) y el uso de valores absolutos sin tener en cuenta la incertidumbre estadística (Suter, 2001; Iliopoulou-Georgudaki *et al.* 2003).

### Índices, peces y condiciones en Argentina

De manera similar a lo propuesto por Costa y Schulz (2010) y Pérez-Domínguez *et al.* (2012), podríamos considerar de gran importancia las condiciones hídricas y morfológicas de los cuerpos de agua y considerarlas también extendiendo los índices de calidad biótica a índices multimétricos. En la Argentina gran parte de los arroyos están siendo canalizados o dragados sin considerar las consecuencias que estas obras generan sobre el cuerpo de agua. Muchas de dichas obras se suman a las características locales, donde el funcionamiento incorrecto de las plantas depuradoras y la contaminación difusa, por ejemplo de pequeñas ciudades, pueden afectar los cuerpos de agua.

### Índices para macrófitas

En los cuerpos de agua, las macrófitas juegan un papel importante en la retención de sedimentos y disminución de la resuspensión de los mismos, retención de nutrientes, así como la generación de refugio y comida para pequeños animales y liberación de oxígeno durante la fotosíntesis (Jeppesen *et al.*, 1998; Scheffer, 1998; Ciecierska y Kolada, 2014). Más aún, la presencia de macrófitas ayuda a proteger, mejorar o recuperar un tramo, contribuyendo de esta manera a mejorar la calidad del agua de toda la cuenca. En relación a los peces, Feijoó *et al.* (2012) también observaron que la riqueza y diversidad de los ensamblajes ícticos podrían estar regulados, al menos en parte, por la conservación del cuerpo de agua, el uso de la tierra y la presencia de macrófitas.

Dado que las macrófitas integran características temporales, espaciales, químicas, físicas y biológicas de un ecosistema, y su distribución y abundancia están influenciadas por las condiciones ambientales (Lacoul y Freedman 2006), son consideradas indicadores confiables de la integridad del ecosistema (Palmer *et al.*, 1992; Haury *et al.* 2006; Schneider 2007).

Algunas de las características, ventajas y desventajas del uso de las macrófitas como bioindicadores según Mack (2007), Abbasi y Abbasi (2012) y Feijoó (2012) son:

1. Relativamente fáciles de identificar.
2. Usualmente están fijas al sustrato y su inmovilidad facilita el muestreo.
3. La inmovilidad facilita un rápido muestreo y permite también el estudio mediante sensores remotos.
4. Es posible estudiar grandes áreas rápidamente utilizando fotos aéreas o imágenes satelitales.
5. La respuesta a un cambio ambiental suele ser más rápida que en la comunidad de peces debido a que estos últimos pueden moverse entre áreas en búsqueda de mejores condiciones ambientales.
6. Su composición puede estar fuertemente afectada por el régimen hídrico, por lo tanto debe considerarse éste al momento de usarlas.

Al igual que para los otros organismos, se pueden aplicar índices como el de Shannon-Weiner (1949), índices de cobertura y de equitatividad, sin embargo, en las últimas décadas, los índices multivariados han tomado gran importancia. Varios de estos índices utilizan como métricas a la estructura de la comunidad, la composición taxonómica, la condición individual y los procesos biológicos asociados, como la productividad (Mack, 2007) (Tabla 4). Aunque muchos autores han propuesto índices de integridad biológica multimétricos utilizando a las macrófitas, varios de éstos incluyen índices de una única variable y varios autores prefieren el uso de índices con una o dos métricas antes que la utilización de un índice multimétrico que se ajuste a su región en particular. En ese sentido, Feijoó *et al.* (2012) encontraron que la cobertura de las macrófitas sumergidas se correlaciona linealmente con un índice que valora la calidad de ribera.

## Consideraciones finales

Los índices de integridad biótica (IBI) de macrófitas propuestos podrían ser particularmente útiles cuando se evalúan en conjunto con los IBI de peces debido a la conocida importancia de las macrófitas sobre la comunidad de peces. Además de ofrecer hábitat y presas para muchas especies de peces, las macrófitas facilitan su éxito reproductivo al proporcionar protección contra los depredadores (Feijoó *et al.*, 2012). Dadas estas relaciones fuertemente interdependientes entre macrófitas y peces, es probable que un IBI basado en peces tenga muchas correlaciones con un IBI basado en macrófitas (Abbasi y Abbasi, 2012).

Dada la gran variedad geográfica de la Argentina, con diferentes tipos de cuerpos de agua (ej. charcas, lagos, arroyos y grandes ríos) y la amplia variedad de ecorregiones ictiológicas (López *et al.*, 2002), resulta llamativo el bajo desarrollo de índices de integridad biótica en peces. Los impactos más llamativos sobre los cuerpos de agua están relacionados a las actividades humanas como pueden ser la contaminación de sus aguas o vuelco de residuos. Sin embargo, otro impacto de gran importancia es la presencia de especies exóticas en ambientes aparentemente poco impactados. Un claro ejemplo lo representan varios ríos andinos, algunos de las sierras de Córdoba o el río Santa Cruz que atraviesa la meseta Patagónica, en los que las condiciones del cuerpo de agua son buenas, pero presentan salmónidos introducidos en estas cuencas, los cuales pueden afectar a la comunidad local de peces. Estos ambientes deberían ser estudiados para su valoración ambiental mediante el agregado adecuado de métricas (ej. número de especies exóticas) para diferenciarlos de puntos de referencia. Dado que los índices de integridad biótica son los más utilizados mundialmente, en aquellos casos donde los índices no puedan ser generados, es recomendable utilizar aquellos desarrollados para ambientes similares de otras regiones del mundo y luego validarlos para el área de estudio.

En la Argentina solamente se ha desarrollado un índice biótico para peces para el río Suquía (Hued y Bistoni, 2005), sin embargo no se han desarrollado otros índices para otros cuerpos de agua ni para el uso de macrófitas. Los índices bióticos son aplicados utilizando algunos de los propuestos para otras regiones.

**Tabla 4.** Selección de índices de macrófitas. Los índices que poseen un asterisco seguido de las siglas corresponden a modificaciones extraídas de Beck y Hatch (2009).

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice de calidad florística	FQI	$C * \sqrt[N]{N}$ donde C es el coeficiente de conservación, N es el número de especies. Se comparan sitios con diferente impacto.	Nichols, 1999
Índice de integridad biótica	IBI a	Especies totales, riqueza de género, riqueza de taxa, abundancia o número de especies sensibles, abundancia o número de especies tolerantes, proporción o abundancia de plantas con rango ecológico restringido, calidad de la planta, productividad primaria, proporción o abundancia de plantas con afinidades determinadas al cuerpo de agua, proporción o abundancia de plantas según las formas de vida, proporción de individuos dominantes, clases de edad, proporción o número de especies no nativas, número de híbridos.	Mack, 2007
	IBI b*	% de vegetación tipo juncos, % de vegetación de tipo invasora, % de vegetación de asociación obligada al agua, índice de calidad florística, número de taxa nativos, suma de la media del % de cobertura de taxa tolerantes a la turbidez, suma de la media del % de cobertura de especies invasivas.	Wilcox <i>et al.</i> , 2002
	IBI c*	Para Nueva Zelandia. Índice de condición de especies nativas. Índice de condición de las especies invasoras, índice SPI total para lagos	Clayton y Edwards, 2006
	IBI d*	Profundidad máxima a la que las plantas crecen, % de área litoral vegetada, frecuencia relativa de especies sumergidas, frecuencia relativa de especies exóticas, frecuencia relativa de especies sensibles, índice de diversidad de Simpson, número de taxa.	Nichols <i>et al.</i> , 2000
Índice de estado ecológico de las macrófitas	ESMI	Para lagos. Composición taxonómica (índice de equitatividad J), abundancia (colonización mediante el índice Z que considera área con macrófitas sobre área total del lago), asociados al índice de Shannon-Weiner.	Haury <i>et al.</i> , 2006
Índice de macrófitas fluviales – ríos mediterráneos	IMF	Valoraciones de sensibilidad y amplitud ecológica para 124 taxones (50 angiospermas, 31 algas, 30 musgos, 8 hepáticas y 5 pteridófitos).	Flor-Arnau <i>et al.</i> , 2015
Índice de macrófitas Río Segura	IM segura	Sugerencia de hacer en primavera. Cobertura % de: (a) musgos y hepáticas, (b) rodofíceas, (c) Nostoc, Rivulariaceas, Chaetophorales, (d) <i>Ranunculus</i> y <i>Myriophyllum</i> , (e) <i>Potamogeton</i> (salvo <i>P. pectinatus</i> ), (f) <i>Zannichellia</i> , (g) <i>Ruppia</i> , (h) Charales, (i) clorofíceas filamentosas, (j) <i>Nasturtium</i> , <i>Apium</i> , <i>Verónica</i> , (k) <i>Vaucheria</i> , (l) Zygnematales, (m) tapetes continuos de perifiton pardo-amarillento de diatomeas, (n) clorofíceas inscrustantes, (o) Oscillatoriales, (p) <i>Cladophora</i> , (q) <i>Enteromorpha</i> , (r) <i>Potamogeton pectinatus</i> , (s) <i>Lemna</i> .	Suarez <i>et al.</i> , 2005

## Agradecimientos

Agradezco profundamente a los editores del libro por la invitación para escribir este capítulo, a la posibilidad de hacer ciencia en mi país y al financiamiento que he tenido por CONICET para mi doctorado, postdoctorado y estancias en el exterior.

## Bibliografía

- Abbasi, T. & S. A. Abbasi. 2012. Indices of biological integrity or the multi-metric indices. *En* Abbasi, T. & S.A. Abbasi (Eds.) *Water Quality Indices*. Amsterdam: Elsevier, p. 375.
- Amiard-Triquet, C., J. C. Amiard, & C. Mouneyrac. 2015. *Aquatic ecotoxicology: advancing tools for dealing with emerging risks*. Amsterdam: Elsevier, Academic Press, p. 519.
- Anderson, R. O. & S. J. Gutreuter. 1983. Length, weight, and associated structural indices. In: Nielsen, L.A. y D.L. John (Eds.) *Fisheries Techniques*. EEUU, Bethesda: American Fisheries Society, pp. 283–300.
- Antal, L., B. Halasi-Kovacs & S. A. Nagy. 2013. Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos/Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. *North-Western Journal of Zoology*, 9: 131–138.
- Beck, M. W. & L. K. Hatch. 2009. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environmental Reviews*, 17: 21–44.
- Bistoni, M. A., & A. C. Hued. 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62: 753-764.
- Boling, R. H., R. C. Petersen & K. W. Cummins. 1975. Ecosystem modeling for small woodland streams. In: Patten, B.C. (Ed.) *Systems analysis and simulation in ecology, III*. New York: Academic Press, pp. 183-204.
- Borja, A. 2005. The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*, 25: 1768–1783.
- Borja, A. & D. M. Dauer. 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8: 331–337.
- Chovanec, A., R. Hofer & F. Schiemer. 2003. Fish as bioindicators. In: Markert B. A., A. M. Breure y Zechmeister (Eds.) *Trace metals and other contaminants in the environment – Bioindicators and biomonitoring*. London: Elsevier, 639-676.
- Ciecierska, H. & A. Kolada. 2014. ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. *Environmental Monitoring Assessment*, 186: 5501-5517.
- Clayton, J. & T. Edwards. 2006. Aquatic plants as environmental indicators of ecological condition in New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 570: 147–151.
- Costa, P. F. & U. H. Schulz. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 1195-1205.
- Cowx, I. G. & M. J. Collares Pereira. 2002. Freshwater fish conservation: options for the future. In: Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx, & M. M. Coehlo (Eds.): *Conservation of freshwater fishes: options for the future*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, pp. 443-452.
- Delpech, C., A. Courrat, S. Pasquaud, J. Lobry, O. Le Pape, D. Nicolas, P. Boët, M. Girardin & M. Lepage. 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 60: 908-918.
- Fausch, K. D., J. Lyons, J. R. Karr & P. L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144.
- Feijó, C. P. Gantes, A. Giorgi, J. J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología acuática*, 27: 113-128.
- Flor-Arnau, N., M. Real, G. González, J. Cambra Sánchez, J. L. Moreno, C. Solà y A. Munné. 2015. Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnética*, 34: 95-114.
- Goede, R. W. & B. A. Barton. 1990. Organismic indices and autopsy-based assessment as indicators of health and condition in fish. In: Adams, S.M. (Ed.) *Biological Indicator of Stress in Fish.*, EEUU, Bethesda, MD: American Fisheries Society: pp. 93–108.
- Harrison, T. D. & F. L. Kelly. 2013. Development of an estuarine multi-metric fish index and its application to Irish transitional waters. *Ecological Indicators*, 34: 494-506.
- Haury, J., M. C. Peltre, M. Trémolières, J. Barbe, G. Thiébaud, G. Bernez, H. Daniel, P. Chatenet, G. Haan-Archipof, S. Muller & A. Dutartre. 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution—the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, 570: 153–158.

- Herman, M. R. & A. P. Nejadhashemi. 2015. A review of macroinvertebrate-and fish-based stream health indices. *Ecology & Hydrobiology*, 15: 53-67.
- Hued, A. C. & M. A. Bistoni. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279-298.
- Hughes, R. M., 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W.S. y T.P. Simon (Eds.). *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. pp. 31-47.
- Iliopoulou, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. Geordiadis & B. Montesantou. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2: 345-360.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen, K. (Eds.). 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer. 427 pp.
- Jordan, S. J., Lewis, M. A., Harwell, L. M., & L. R. Goodman. 2010. Summer fish communities in northern Gulf of Mexico estuaries: Indices of ecological condition. *Ecological indicators*, 10: 504-515.
- Karr, R. J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, R. J. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R.J. R.E. Bilby (Eds.). *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*. New York: Springer-Verlag, pp. 502-528.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, & I. S. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Champaign, IL*, Publicación especial 5.
- Kim, J. Y. & K. G. An. 2015. Integrated ecological river health assessments, based on water chemistry, physical habitat quality and biological integrity. *Water*, 7: 6378-6403.
- Lacoul, P. & B. Freedman. 2006. Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84: 3-16.
- Lima-Junior, S. E., I. B. Cardone & R. Goitein, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream, some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fishes*, 15: 284-290.
- Lisi, P. J., E. S. Childress, R. B. Gagne, E. F. Hain, B. A. Lamphere, R. P. Walter, D. Hogan, J. F. Gilliam, M. J. Blum & P. B. McIntyre. 2018. Overcoming urban stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish. *Freshwater Biology*, 1-11.
- López, H. L., C. C. Morgan & M. J. Montenegro. 2002. Ichthyological Ecoregions of Argentina. En López, H.L., J.V. Crisci, y J.A. Schnack (Eds.). *ProBiota*. Museo de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina: pp. 1-70.
- Mack, J. 2007. Developing a wetland IBI with statewide application after multiple testing iterations. *Ecological Indicators*, 7: 864-881.
- Masson, I., J. González Castelain, S. A. Dubny, N. Othax, y F. O. Peluso. 2017. Aplicación del índice de integridad biótica basado en peces como herramienta de biomonitorio en la cuenca del Arroyo del Azul (avances de proyecto en curso). IV Congreso 2017 Internacional Científico y Tecnológico-CONCYT. <http://digital.cic.gba.gov.ar/handle/11746/6767>.
- Minns, K. C., V. W. Cairns, R. G. Randall & J. E. Moore. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great lakes' areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51:1804-1822.
- Navarro-Llacer, C., D. Baeza & J. Heras. 2010. Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* 10: 935-942.
- Nichols, S. 1999. Floristic quality assessment of Wisconsin lake plant communities with example applications. *Lake Reservoir Management*, 15: 133-141.
- Nichols, S., S. Weber & B. Shaw. 2000. A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin lakes. *Environmental Management*, 26: 491-502.
- Omernik, J. M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, 77: 118-125.
- Paller, M. H., Reichert, M. J. & J. M. Dean. 1996. Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125: 633-644.
- Palmer, M. A., S. L. Bell & I. A. Butterfield, I. A. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: application for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2: 125-143.
- Pérez-Domínguez, R., S. Maci, A. Courrat, M. Lepage, A. Borja, A. Uriarte, J. M. Neto, H. Cabral, V. S. Raykov, A. Franco

- & M. C. Alvarez. 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators*, 23: 34-45.
- Pettesse, M. L., F. K. Siqueira-Souza, C. E. Carvalho Freitas & M. Petreire Jr. 2016. Selection of reference lakes and adaptation of a fish multimetric index of biotic integrity to six amazon floodplain lakes. *Ecological Engineering*, 97: 535-544.
- Ramírez-Herrejón, J. P., N. Mercado-Silva, M. Medina-Nava y O. Domínguez-Domínguez. 2012. Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista de Biología Tropical*, 60: 1669-1685.
- Reis de Carvalho, D., C. Gontijo Leal, N. Tadini Junqueira, M. Aparecida de Castro, D. C. Fagundes, C. B. Mascarenhas Alves, R. M. Hughes & P. Santos Pompeu. 2017. A fish-based multimetric index for brazilian savanna streams. *Ecological Indicators*, 77: 386-396.
- Rodríguez-Olarte, D. y D. C. Taphorn. 1995. Los peces como indicadores biológicos: Aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania*, 11: 27-56.
- Rosso, J. J., E. Mabrugaña, E. Avigliano, N. Schenone & J. M. Díaz de Astarloa. 2013. Short spatial and temporal scale patterns of fish assemblages in a subtropical rainforest mountain stream. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 48: 199-209.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Dordrecht: Kluwer, p. 288.
- Schneider, S. 2007. Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologica*, 37: 281-289.
- Scott, M. C. & L. W. Hall. 1997. Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126: 349-360.
- Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana IL. p.132.
- Soto Galera E., E. Díaz Pardo, E. López López & J. Lyons. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Rio Lerma Basin, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 267-276.
- Suárez, M. L., A. Mellado, M. M. Sánchez-Montoya y M. R. Vidal-Abarca. 2005. Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 24: 305-318.
- Suter, G. W. 2001. Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment. *Ecological Indicators*, 1: 101-112.
- Tagliaferro, M. 2004. Comparison of habitat, macrofauna density, and fish length within and outside marine protected areas using a remotely operated vehicle. Friday Harbor Laboratories, University of Washington Report, p. 48.
- Tagliaferro, M., A. Quiroga & M. Pascual. 2014. Spatial Pattern and Habitat Requirements of *Galaxias Maculatus* in the last un-Interrupted large river of Patagonia: A baseline for management. *Environment and Natural Resources Research*, 4: 54-63.
- Walmsley, J. J. 2002. Framework for measuring sustainable development in catchment systems. *Environmental Management*, 29: 195-206.
- Yoder, C. O. 1989. The cost of biological field monitoring. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
- Velázquez Velázquez, E. y M. E. Vega Cendejas. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. CONABIO. *Biodiversitas*, 57: 12-15.
- Vila-Gispert, A., E. García-Berthou & R. Moreno Amich. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances. *Aquatic Sciences*, 64: 163-170.
- Walmsley, J. J. 2002. Framework for measuring sustainable development in catchment systems. *Environmental Management*, 29: 195-206.
- Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl, R. Bannerman & E. Emmons. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Research*, 36: 1173-1175.
- Wilcox, D. A., J. E. Meeker, P. L. Hudson, B. J. Armitage, M. G. Black & D. G. Uzarski. 2002. Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: A Great Lakes evaluation. *Wetlands*, 22: 588-615.
- Zorn, T. G., P. W. Seelbach & E. S. Rutherford. 2012. A regional-scale habitat suitability model to assess the effects of flow reduction on fish assemblages in Michigan streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 48: 871-895.

# **Panorama normativo hídrico de la Argentina**

El enfoque ecosistémico  
y su aproximación para  
la incorporación del  
concepto de bioindicadores  
en el ámbito legal

**Clara María Minaverry**  
**Mariano Ferro**

## Panorama normativo hídrico de la Argentina

### El enfoque ecosistémico y su aproximación para la incorporación del concepto de bioindicadores en el ámbito legal

Clara María Minaverri y Mariano Ferro

#### Resumen

El objetivo de este capítulo es presentar los aspectos centrales del marco jurídico de la legislación sobre agua en el ámbito nacional y provincial argentino, con la finalidad de identificar lineamientos relevantes vinculados con el "enfoque ecosistémico" que podrían ser funcionales y facilitar una eventual incorporación de la herramienta de los "bioindicadores". Dentro de este análisis se ha focalizado únicamente en la legislación sobre aguas que contempla la protección y la gestión ambiental de los bosques. Asimismo, se expondrán los principales obstáculos que dificultan una efectiva aplicación normativa.

**Palabras clave:** Servicios ecosistémicos, derecho de aguas, bioindicadores, enfoque ecosistémico.

#### Abstract

*The objective of this chapter is to present the legal framework of water legislation at the national and provincial levels of Argentina, to identify relevant aspects connected with the "ecosystem approach" which might be functional and facilitate future incorporation of the tool of the "bioindicators" in those regulations. In the context of this analyses, this chapter only focuses on water regulation which incorporates the environmental protection and management of forests. Also, we will explain the main obstacles which might complicate an effective application of regulations.*

**Keywords:** Ecosystem services, Water Law, bioindicators, ecosystem approach.

#### Introducción

El objetivo de este capítulo es analizar el marco jurídico de la legislación sobre agua en el ámbito nacional y provincial argentino, con la finalidad de identificar una serie de aspectos relevantes vinculados con el "enfoque ecosistémico", que podrían ser funcionales y facilitar una eventual incorporación de la herramienta de los "bioindicadores" en la misma. Dentro de este análisis se ha focalizado principalmente en la legislación sobre aguas, que además contempla la protección y la gestión ambiental de los bosques en general. Asimismo, se expondrán los principales obstáculos que dificultan una efectiva aplicación normativa.

El enfoque ecosistémico considera al "ecosistema" como una unidad de gestión incluyendo a sus dimensiones naturales y socio-culturales. Se presenta como una estrategia idónea para mantener los servicios de los ecosistemas, que fueron definidos en el año 2005 por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, como todos los beneficios que las poblaciones humanas obtienen de estos ámbitos, y que contribuyen a hacer la vida no sólo físicamente posible sino también digna de ser vivida (Constanza *et al.*, 2007; Daily, 1997). Estos se ubican en la base del desarrollo económico y social que condiciona el bienestar.

El concepto de servicios ecosistémicos fue considerado como una herramienta muy útil por vincular directamente a los ecosistemas con las necesidades humanas (Balvanera *et al.*, 2012). En este sentido, uno de los objetivos centrales de la creación de este constructo es el de demostrar que los ecosistemas en sí mismos producen muchos servicios con alto valor, que en la mayoría de los casos resultan ser mucho más valiosos y relevantes que lo que se obtiene de su extracción y explotación (Constanza *et al.*, 2017).

Algunos autores han cuestionado el carácter confuso de la definición de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005), por no diferenciar entre los "beneficios de los ecosistemas" y la contribución que realizan a sí mismos, en tanto los primeros requieren la utilización de capital (material y financiero) y mano de obra y, sin embargo no siempre se traducen en beneficios para la sociedad. Por lo tanto, el análisis de los servicios ecosistémicos requiere de considerar las formas en que los distintos actores sociales pueden aprovecharlos, lo que sugiere la existencia de una interrelación entre diversos aspectos biológicos, sociales y culturales (Quétier, *et al.*, 2007).

La relevancia del concepto de los servicios ecosistémicos radica en que son entendidos como indicadores socio-ecológicos para el manejo y para la medición de la calidad o capacidad de un ecosistema, para la provisión de un beneficio específico brindado a un determinado

actor social. Desarrollar indicadores adecuados supone una buena comprensión y cuantificación del vínculo existente entre los beneficios que proveen los ecosistemas y sus propiedades ecológicas. Éste es el principal desafío que enfrentan los estudios de los servicios ecosistémicos para producir resultados relevantes (Kremen, 2005; Boyd & Banzhaf, 2007).

En efecto, el monitoreo de la salud de los ecosistemas requiere del uso de un conjunto de bioindicadores que son fundamentales desde el punto de vista biológico, metodológico y social, y se pueden utilizar de manera efectiva a lo largo del tiempo para evaluar las tendencias y proporcionar un alerta temprana.

Por su parte, los bioindicadores son organismos, o un conjunto de los mismos, utilizados como indicadores de los cambios ecológicos en los ecosistemas. Se aplica a las diatomeas, cianobacterias, macrófitos, macroinvertebrados o peces, entre otros, los cuales se pueden desarrollar para la evaluación de la salud del ecosistema, para la evaluación de la salud humana y de la sostenibilidad (Elosegi y Sabater, 2009; Burger, 2007).

Ante la creciente preocupación internacional por la gravedad de la degradación de las especies y hábitats de agua dulce, que se encuentran entre los más amenazados del mundo, ha surgido una demanda urgente por la aplicación de metodologías que permitan evaluar la salud de los ecosistemas acuáticos (Saunders, Meeuwig, & Vincent, 2002).

El biomonitoreo o monitoreo biológico, entendido como el uso de respuestas biológicas para evaluar los cambios en el ambiente, en general, ha sido ampliamente utilizado para la evaluación de la salud de los ecosistemas acuáticos. Los enfoques de biomonitoreo comúnmente implementados incluyen una diversidad de técnicas tales como los índices bióticos, los enfoques multimétricos y multivariantes, los grupos de alimentación funcional y la multiplicidad de rasgos biológicos. Entre estas técnicas, las dos primeras se utilizan con mayor frecuencia para evaluar la salud ambiental de arroyos y de ríos (Li, Zheng & Liu, 2010) (Oertel & Salánki, 2003).

En este capítulo se han analizado los antecedentes jurídicos que regulan al agua, que se encuentran vigentes en el ámbito nacional y provincial, y en los cuales se incorporó directa o indirectamente la protección de los servicios ecosistémicos.

Se ha recurrido a la hermenéutica jurídica, entendida como el método utilizado para el análisis de los textos legales. En este caso se ha aplicado el "método institucional", ya que se confrontará, relacionará y concordará con todas las regulaciones existentes que constituyen una "institución legal", y al método sistemático porque el mismo considera que las normas no son compartimentos

aislados y fijos, ya que se encuentran conectadas y coordinadas con otras y coordinadas con otras, de forma explícita o implícita (Peña Chacón, 2014).

## **Contexto normativo nacional en materia de aguas**

La Argentina es un país que posee un sistema federal de gobierno que incluye a 23 provincias, a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y al Estado Nacional. Según lo establece la Constitución Nacional (C.N.) reformada en 1994, las provincias poseen la potestad de dictar sus propias normas dentro de los límites determinados en la misma.

En el ámbito de análisis del presente capítulo, el artículo 124 de la Constitución Nacional resulta ser clave, atento a que textualmente establece en su último párrafo que: "Corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio".

Por otro lado, el artículo 41 en su tercer párrafo establece que "Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquellas alteren las jurisdicciones locales". Esto implica que en caso de existir leyes de presupuestos mínimos ambientales vinculadas con la gestión del agua, los lineamientos fundamentales brindados por las mismas deberán ser respetados o ampliados por parte de las provincias al momento del dictado de sus normas locales.

La introducción de la cuestión ambiental en la Constitución Nacional ha producido una delegación de facultades a favor de la Nación en lo que hace a la determinación de los presupuestos mínimos de protección ambiental, los cuales se aplican, necesariamente, con relación al uso de los recursos naturales (Sabsay, 1997).

El texto del nuevo Código Civil y Comercial de la Nación con vigencia desde el 1° de Agosto de 2015, en la sección 3° titulada "bienes con relación a los derechos de incidencia colectiva".

Este Código remite a la cuestión ambiental en los artículos 14 (derechos colectivos), 235 y 236 (bienes de dominio público y privados del Estado) y artículo 240 (limitaciones del ejercicio de derechos). En particular el artículo 14 señala que "...La ley no ampara el ejercicio abusivo de los derechos individuales cuando pueda afectar al ambiente y a los derechos de incidencia colectiva en general." Particulariza la noción de abuso del derecho limitando, como lo hará también en el artículo 240 la libertad y autonomía de los sujetos individuales en pos de lo común. En el artículo 240 cuando dice "... Debe conformarse a las normas del derecho administrativo nacional y local dictadas en el interés público y no debe afectar el funcionamiento ni

la sustentabilidad de los ecosistemas de la flora, la fauna, la biodiversidad, el agua, los valores culturales, el paisaje, entre otros, según los criterios previstos en la ley especial.", se deja librada a una gestión legislativa posterior (Minaverry y Martínez, 2016).

En efecto, dio lugar a la sanción de leyes que refuerzan el alcance nacional y consagran la Gestión Integral de los Recursos Hídricos (GIRH), como la Ley General del Ambiente (LGA) 25.675, la Ley 25.688 sobre el Régimen de Gestión Ambiental de Aguas y los Principios Rectores de la Política Hídrica.

La ley 25.688, sancionada en 2002, establece los presupuestos mínimos ambientales sobre la gestión del agua, para su preservación, su aprovechamiento y uso racional. Su aspecto más relevante es que considera a las cuencas hídricas como una unidad ambiental de gestión del agua y las considera como indivisibles. Además establece que los comités colaborarán para lograr una gestión ambientalmente sustentable.

En su artículo 6 sanciona que para la utilización de los recursos hídricos, debe contarse con un permiso otorgado por la autoridad competente. En su artículo 7 afirma que dicha autoridad deberá:

- a) Determinar los límites máximos de contaminación aceptables para las aguas de acuerdo a los distintos usos.
- b) Definir las directrices para la recarga y protección de los acuíferos.
- c) Fijar los parámetros y estándares ambientales de calidad de las aguas.
- d) Elaborar y actualizar el Plan Nacional para la preservación, aprovechamiento y uso racional de las aguas.

Esta norma no detalla mecanismos, límites específicos ni una correcta descripción respecto de un tema que posee tanta trascendencia, ya que aún no ha sido reglamentada por parte del Poder Ejecutivo Nacional. Sin embargo, diversos reglamentos la invocan, pero muchos reglamentos la invocan, y la citan algunos fallos desde el momento de su sanción (Valls, 2012). En este contexto, y al no contarse con una norma nacional que regule y otorgue principios básicos para que las provincias argentinas puedan complementarlos a través del dictado de leyes provinciales, se recomienda en el futuro tomar en consideración algunos de los proyectos de leyes que incluyeron dichos aspectos, que tramitan actualmente ante el Congreso Nacional, y también de otros que ya perdieron estado parlamentario.

Los cuestionamientos respecto de esta norma se orientan hacia las autoridades públicas, puesto que las provincias

efectuaron una presentación ante el Subsecretario de Recursos Hídricos de la Nación solicitando su veto por ser inconstitucional por parte del Poder Ejecutivo Nacional. En la misma alegaron la inconstitucionalidad de la ley por las siguientes razones:

- Haberse excedido la competencia delegada en el artículo 41 de la Constitución Nacional.
- La violación del deslinde de competencias.
- Haberse avanzado sobre aspectos no delegados a la Nación y reservados a las jurisdicciones locales, como es la gestión de los recursos naturales (vulnerándose el artículo 124 de la C.N.).

Asimismo, debe considerarse el texto de la ley nacional 26.639 de presupuestos mínimos para la preservación de los glaciares y del ambiente periglacial dictada en 2010, que, en su artículo 1 ubica en el mismo nivel de jerarquía al uso del agua para consumo humano, como atractivo turístico y para la agricultura.

El texto de la ley nacional 26.418 de presupuestos mínimos para la preservación de los glaciares y del ambiente periglacial de 2008 (que vetó el Poder Ejecutivo Nacional mediante el Decreto 1837/2008 de política ambiental nacional), no había incluido como finalidad de protección a los recursos hídricos con destino a actividades agrícolas. En este último caso, la prioridad respecto de la protección del recurso se enfocaba únicamente hacia el consumo humano, y para que funcionen como reservorios, orientándose hacia un enfoque más cercano al ecosistémico que el de la ley vigente.

### **Contexto normativo en las provincias argentinas y la incorporación del "enfoque ecosistémico"**

El Informe "Planeta Vivo 2016" de WWF destaca que en 2014 casi cincuenta países sufrieron estrés hídrico o escasez de agua, y que desde 1990 han desaparecido 239 millones de hectáreas de bosques naturales. Además, los cambios en el clima y los fenómenos meteorológicos extremos están afectando negativamente a la biodiversidad mundial (Minaverry, 2017).

En el ámbito argentino, podemos destacar a la Estrategia Nacional de Diversidad Biológica y su plan de acción 2015-2020, impulsado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación de Argentina, a partir del mes de diciembre de 2015. Esto nos podría servir de ejemplo para la creación y la implementación de futuras políticas y proyectos vinculados con el manejo de los servicios ecosistémicos o ambientales (Minaverry, 2016a),

que podría ser instrumentado a través de la aplicación de la normativa sobre aguas.

A continuación se ha relevado la normativa sobre aguas de las diferentes provincias argentinas, en donde se ha identificado una serie de aspectos vinculados con el "enfoque ecosistémico", que podrían ser funcionales y facilitar la futura incorporación de la herramienta de los "bioindicadores" en la misma.

En este contexto, es importante destacar que "habitualmente los enfoques ecosistémicos toman en consideración el todo, mientras que los *uni-sistémicos* focalizan la atención en un componente particular del ecosistema (Capaldo, 2009).

En la mayoría de los casos, la legislación sobre aguas incorpora en sus textos a los bosques y/o a otros elementos naturales que conforman el ecosistema, y lo regulan de manera integral (no por separado como la mayoría de la normativa ambiental argentina que fue dictada con anterioridad a la reforma constitucional de 1994).

En tal sentido y a continuación se presentarán las siguientes tablas en donde se profundizará sobre los aspectos fundamentales de la legislación provincial argentina sobre agua que también hace referencia a los bosques, y que han incorporado algunos lineamientos vinculados con el "enfoque ecosistémico".

### Provincia de Buenos Aires

Normativa	Sección de interés
Ley 12.257. Código de Aguas: Régimen de protección, conservación y manejo del recurso hídrico (1999)	<p>Artículo 33: El uso o estudio del agua impone las siguientes obligaciones:</p> <p>a. Aplicar técnicas eficientes que eviten el desperdicio y la degradación del agua, los suelos <b>y el ambiente humano en general.</b></p> <p>b. <b>Preservar la cobertura vegetal protectora de fuentes, cursos y depósitos</b> conforme a la reglamentación pertinente.</p> <p>TÍTULO VI- DE LA PRESERVACIÓN Y EL MEJORAMIENTO DEL AGUA Y DE LA PROTECCIÓN CONTRA SUS EFECTOS PERJUDICIALES</p> <p>Defensa de márgenes</p> <p>Artículo 96: Los dueños de predios que lindan con cauces públicos, pueden defender sus márgenes contra la fuerza del agua, mediante endicamientos marginales o atacarrepuntes, <b>plantaciones</b> o revestimientos que pueden situarse aún en la ribera.</p> <p>Control de otras actividades</p> <p>Artículo 102: A los fines previstos en el artículo precedente la Autoridad del Agua podrá someter a su aprobación previa y al afianzamiento de los daños que pudieran ocasionar:</p> <p>a. La extracción de áridos, <b>vegetales</b> o animales del lecho y la ribera interna del mar, ríos, arroyos, o lagunas.</p> <p>b. <b>La ejecución de proyectos de preservación, recuperación y ordenamiento del suelo, de bosques</b>, del agua y de las cuencas en general.</p> <p>Bosques protectores</p> <p>Artículo 175: <b>Para la adecuada protección del agua y sus cuencas</b>, la Autoridad del Agua <b>propondrá a la respectiva autoridad forestal</b>, los bosques que convenga registrar en la categoría jurídica descripta por el artículo 6° de la Ley Nacional 13.273.</p>

### Provincia de Catamarca

Normativa	Sección de interés
Ley de aguas N° 3.577 (1973)	<p>Artículo 42: [...] El Poder Ejecutivo fijará en cada zona de la provincia un orden de preferencia en el riego para los cultivos característicos, en función del uso racional del agua y suelo. Se tomarán como base, además, las <b>condiciones ecológicas y climáticas</b>, el consumo del agua, rendimiento unitario, épocas de cosecha con respecto a los grandes centros productores, consumo nacional y local, importaciones, industrialización local y a la incidencia de todo otro factor temporario o permanente [...].</p> <p>Artículo 97: Atribúyase a la Dirección Provincial del Agua las siguientes funciones sin perjuicio de las demás que le asigne este Código:</p> <p>Llevar las estadísticas y sistematizar los <b>estudios hidrológicos, climáticos y edafológicos</b> necesarios para estudiar y proyectar los planes generales de obras hidráulicas;</p> <p>Propender al <b>aprovechamiento integral y racional de las aguas</b> de la Provincia.</p>

### Provincia de Chubut

Normativa	Sección de interés
Ley XVII- 53 (Antes Ley 4148). Código de aguas (1995)	<p>Artículo 130.- La autoridad de aplicación podrá <b>fijar áreas de protección de cuencas, fuentes, cursos o depósitos de agua, donde no será permitido el pasaje de animales, la tala de árboles, la alteración de la vegetación</b>, ni las actividades que la autoridad de aplicación prohíba. Asimismo, <b>la autoridad de aplicación podrá disponer la plantación de árboles, bosques protectores</b> o las medidas de protección o conservación pertinentes.</p> <p>En todos <b>los casos para la tala de árboles situados en las márgenes de cursos o depósitos de aguas naturales o artificiales, se requerirá permiso</b> de la autoridad de aplicación. Los propietarios están obligados a permitir el acceso a sus propiedades al personal encargado de la construcción de defensas y remoción de obstáculos.</p>
Ley XVII - 88 (Antes Ley 5850). Ley de Política Hídrica Provincial (2009)	<p>Artículo 2: Principios Específicos:</p> <p>e) <b>La gestión integrada del recurso hídrico</b>, debe estar apoyada en la gestión territorial, <b>la conservación de los suelos y la protección de los ecosistemas naturales;</b></p> <p>l) <b>Los recursos hídricos, como parte del ciclo hidrológico, tienen un comportamiento complejo, con abundantes interacciones espaciales y temporales a nivel de cuenca y entre sí y con los otros elementos del medio ambiente. La política hídrica debe reconocer esta complejidad y especificidad</b>, para lo cual sus proposiciones deben estar sólidamente basadas en el conocimiento científico técnico de los mismos.</p>

### Provincia de Córdoba

Normativa	Sección de interés
Ley 5589. Código de aguas (1973)	<p>Artículo 192: Protección de cuencas. La autoridad de aplicación podrá fijar áreas de protección de cuencas, fuentes, cursos o depósitos de aguas donde no será permitido el pastaje de animales, <b>la tala de árboles ni la alteración de la vegetación</b>. También podrá la autoridad de aplicación disponer la plantación de árboles o bosques protectores. En ambos casos el propietario será indemnizado por el daño emergente. En caso que la obligación de plantar árboles se imponga a ribereños concesionarios no se debe indemnización alguna. En todos los casos para <b>la tala de árboles situados en las márgenes de cursos o depósitos de aguas naturales o artificiales</b> se requerirá permiso de la autoridad de aplicación.</p>

### Provincia de Corrientes

Normativa	Sección de interés
Decreto-Ley 191. Código de aguas (2001)	TÍTULO II.- DE LA PROTECCIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS CAPÍTULO I.- DE LA CONSERVACIÓN Y PRESERVACIÓN  Artículo 59: La Autoridad de Aplicación podrá fijar <b>áreas de protección de cuencas, pudiendo adoptar medidas conducentes a la regulación de la presión de pastoreo, desforestación, talas forestales</b> , cultivos, cuando se pudiere ver afectada la integridad natural de las mismas por peligros de erosión y/o sedimentación, <b>pudiendo además disponer la plantación de árboles, bosques protectores</b> y/o cualquier otro tipo de vegetación.

### Provincia de Entre Ríos

Normativa	Sección de interés
Ley 9172. Código de aguas (1998)	Artículo 34: El Poder Ejecutivo deberá prescribir los recaudos necesarios para evitar la contaminación de las aguas de acuerdo a las normativas vigentes. <b>Así mismo</b> , preverá para que el uso de las aguas, equipamientos u obras <b>no afecten la fauna y la flora silvestre</b> .  Artículo 93: El Estado Provincial tomará las medidas necesarias a los fines <b>de evitar y controlar los procesos de degradación del ambiente</b> . Se considerará como proceso de degradación a todo fenómeno por el hecho del hombre o natural que se manifieste con síntomas de erosión, agotamiento, deterioro físico, alcalinidad-salinidad y drenaje inadecuado, eutrofización y cualquier otro proceso de contaminación ya sea de los <b>suelos o las corrientes y cursos de agua</b> .

### Provincia de Formosa

Normativa	Sección de interés
Ley 1246. Código de aguas (1997)	Artículo 267: Determinación de regiones. Dentro de los seis meses de la publicación de este Código, la Dirección de Recursos Hídricos indicará las <b>regiones susceptibles de inundaciones</b> en mapas especiales confeccionados al efecto. En tales zonas no se permitirá la erección de obstáculos que puedan afectar el curso de las aguas, salvo autorización expresa del ente citado. Toda construcción o <b>plantación</b> que se pretenda llevar a cabo en dichos sectores deberá obtener también la aprobación del organismo.

### Provincia de Jujuy

Normativa	Sección de interés
Ley 161. Código de aguas (1950)	CAPÍTULO III.- DISPOSICIONES GENERALES SECCIÓN I.- DE LAS OBRAS DE DESAGÜE Y MEJORAMIENTO INTEGRAL  Artículo 133: <i>La Autoridad de Aplicación deberá tener en cuenta, al preparar los proyectos, la posibilidad de sistematizar las corrientes, de utilizar las aguas de desagüe para riego, previendo, además, la producción y suministro de energía hidroeléctrica, la producción de agua potable, la conservación de bosques</i> , la construcción de vías de comunicación y otros mejoramientos, asegurando en todo caso el grado de humedad del suelo.

## Provincia de La Pampa

Normativa	Sección de interés
Ley 2581. Código de aguas (2010)	<p>Artículo 2: La política hídrica que formule el gobierno de la Provincia y las actividades que en su consecuencia se desarrollen, constituyen el instrumento maestro de la gestión integral de los recursos hídricos y se basarán principalmente en los presentes principios:</p> <p>b) <b>Unidad de cuenca hídrica y de región hídrica en sus distintas manifestaciones: hidrográfica, hidráulica e hidrológica.</b></p> <p>c) <b>Compatibilidad de la gestión pública del agua con la ordenación y planificación, el uso y aprovechamiento de los recursos naturales provinciales</b>, la conservación y protección del medio ambiente y la <b>restauración de la naturaleza.</b></p> <p>Artículo 11: El Plan Hidrológico deberá contener como mínimo:</p> <p>g) <b>Los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y entorno afectados.</b></p> <p>h) <b>Los Planes Hídricos, Forestales, Ganaderos, Industriales y que impliquen cualquier otro uso de los recursos hídricos</b> que hayan de ser establecidos por el Organismo de Aplicación.</p> <p>i) Las normas para los procedimientos de recarga y protección de acuíferos.</p> <p>Artículo 173: Queda prohibido realizar plantaciones en las márgenes de los acueductos primarios, secundarios o terciarios sin sujeción a la reglamentación respectiva.</p> <p>La autoridad de aplicación <b>podrá exigir al concesionario o permisionario la plantación o erradicación de forestales cuando así lo requiera la preservación del cauce.</b></p>
Decreto 2468. Reglamentación de la ley 2581 – Código de aguas (2011)	<p>CAPÍTULO III</p> <p>CONSORCIOS DE USUARIOS</p> <p>Artículo 276: La conformación de un consorcio de usuarios será autorizada siempre que a juicio de la Autoridad de aplicación resulte técnica y económicamente conveniente, especialmente para asegurar el buen régimen hidráulico, la provisión de agua potable, prevención de inundaciones y conservación y <b>mejor aprovechamiento de los suelos y otros recursos naturales.</b></p>

## Provincia de La Rioja

Normativa	Sección de interés
Decreto-Ley 4.295. Código de aguas (1984)	<p>Artículo 208: Reglamentaciones de <b>uso de tierras y aguas</b>. La autoridad de aplicación expedirá reglamentos de uso de tierras y aguas que tengan por objeto imponer <b>prácticas que prevengan la erosión de los suelos y la sedimentación de canales y diques</b>. Dichas reglamentaciones podrán regular el <b>manejo de la cobertura vegetal</b>, la cría de animales, las prácticas de cultivo y de <b>tala de cobertura</b> darán lugar a la imposición de multas [...].</p> <p>Artículo 209: <b>Protección de cuencas</b>. La autoridad de aplicación podrá fijar áreas de protección de cuencas, fuentes, <b> cursos o depósitos de aguas donde no será permitido el pastaje de animales, la tala de árboles ni la alteración de la vegetación. También podrá la autoridad de aplicación disponer la plantación de árboles o bosques protectores.</b></p>

### Provincia de Mendoza

Normativa	Sección de interés
Ley 6405. Administración y preservación de canales, hijuelas y desagües de riego de la provincia (1996)	Artículo 12: Recursos: Son recursos de las inspecciones los fondos provenientes de: d) <b>la venta de forestales</b> existentes <b>en las márgenes de los cauces administrados</b> por la inspección según los términos del art. 12 de la ley N° 2.376.
Ley de Aguas (Ley sin número) (1884)	TÍTULO XII Atribuciones y deberes del Superintendente:  Artículo 201: Estudiará aquellas <b>partes de las cuencas y laderas de los ríos y arroyos</b> que convenga poblar o <b>mantener forestalmente poblada</b> , en interés del buen régimen de las aguas, lo mismo que los que convenga despoblar.

### Provincia de Misiones

Normativa	Sección de interés
Ley Provincial XVI – 15. Regulación de los recursos hídricos pertenecientes al dominio público de la Provincia (1983)	Artículo 127: La Autoridad de Aplicación podrá <b>fixar áreas de protección de cuencas, fuentes, cursos o depósitos de aguas, donde no será permitido el pastaje de animales, la tala de árboles ni la alteración de la vegetación. También podrá la autoridad de aplicación disponer la plantación de árboles o bosques protectores.</b>
Ley Provincial XVI-103. Pagos por servicios ambientales que generan los bosques nativos o plantaciones forestales. (Antes ley 4520) (2009)	Artículo 2: A los efectos de esta Ley se entiende por servicios ambientales, los beneficios tangibles e intangibles, generados por <b>ecosistemas del bosque nativo o de plantaciones forestales establecidas y todo otro mecanismo de desarrollo limpio, necesarios para la protección y el mejoramiento del medio ambiente, supervivencia del sistema natural y biológico en su conjunto, y para mejorar y asegurar la calidad de vida de los habitantes de la Provincia.</b>  Artículo 3: Los principales <b>servicios ambientales</b> considerados a los efectos de la presente ley son: a) <b>regulación hídrica para uso urbano, rural o hidroeléctrico;</b> b) <b>conservación de la biodiversidad;</b> c) <b>conservación del suelo y de calidad del agua.</b>

### Provincia de Neuquén

Normativa	Sección de interés
Decreto 790/99 - Reglamentación del Código de aguas (1999)	Artículo 25: La Autoridad de Aplicación podrá establecer <b>alrededor de los lechos de lagos, lagunas, embalses o cursos de aguas, un perímetro de protección consistente en un área en la que se condicionará el uso del suelo</b> y las actividades que se desarrollen, a fin de proteger adecuadamente el sistema hídrico, y en particular la calidad de las aguas superficiales [...].  CAPÍTULO I: PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS  Artículo 134: El concepto de <b>contaminación hídrica</b> , a los efectos jurídicos, está referido a los siguientes aspectos: a) Aptitud de afectar la vida o salud humana y animal; b) <b>Nocividad para la vegetación;</b> c) <b>Nocividad para la calidad del suelo;</b>

## Provincia de Río Negro

Normativa	Sección de interés
Ley Q-2952- Q – Código de aguas (1995)	<p>Artículo 6: La política hídrica que formule el gobierno de la provincia, la autoridad de aplicación de este Código y demás entidades y organismos vinculados al aprovechamiento de los recursos hídricos y la actividad que los particulares desarrollen al respecto, se regirán por los siguientes principios:</p> <p>c) <b>Compatibilidad de la gestión pública del agua</b> con la ordenación del territorio, la planificación del uso y aprovechamiento de los <b>recursos provinciales, la conservación y protección del medio ambiente</b> y la restauración de la naturaleza.</p> <p>Artículo 13: Los planes hidrológicos, comprenderán obligatoriamente:</p> <p>h) <b>Los programas directores hidrológico-forestales y de conservación de suelos.</b></p>

## Provincia de Salta

Normativa	Sección de interés
Ley 7017. Código de aguas (1998)	<p>Artículo 170: Protección de cuencas. La autoridad de aplicación podrá fijar áreas de protección de cuencas hidrográficas, fuentes, cursos o depósitos de aguas donde no será permitido el pastaje de animales, <b>la tala de árboles ni la alteración de la vegetación</b>. También podrá la autoridad de aplicación disponer la plantación de árboles o de <b>bosques protectores</b>.</p> <p>En todos los casos para <i>la tala de árboles situados en las márgenes de los cursos</i> o depósitos de aguas naturales o artificiales se requerirá permiso de la autoridad de aplicación.</p>

## Provincia de San Juan

Normativa	Sección de interés
Ley 190 L. Código de aguas (1978)	<p>Artículo 12: Contaminación: Nadie podrá contaminar, en forma directa o indirecta, aguas públicas o privadas, sean corrientes o no, superficiales o subterráneas, por empleo o incorporación de sustancias tóxicas de cualquier índole o especie que fueren. Si la contaminación de las aguas, sea por infiltración, por incorporación directa, o por cualquier otro medio, pudiera afectar la vida o salud de personas o animales, o <b>fuere nociva para la vegetación o para la calidad del suelo</b>, significará una infracción grave que será sancionada en la forma prevista por este Código, sin perjuicio de la inmediata cesación de la actividad prohibida, pudiéndose requerir el auxilio de la fuerza pública si fuere menester.</p> <p>Artículo 196: Condiciones <i>sine qua non</i> de funcionamiento. Perjuicios a terceros. El Estado, primer obligado: Las autorizaciones para las labores de perforación y explotación de acuíferos, están sometidas a la condición <i>sine qua non</i> de no causar perjuicios a terceros y <b>no ocasionar cambios físicos o químicos que dañen las condiciones del acuífero o del suelo</b>.</p>
Ley 348 L. Se declara obligatorio en todo el territorio de la Provincia la adopción de las medidas necesarias para prevenir toda alteración de las aguas, superficiales y subterráneas (1987)	<p>Preservación de los recursos suelo y aire</p> <p>Artículo 31: El Poder Ejecutivo tomará las previsiones para que a través de los organismos pertinentes, se <b>estudien y conozcan aquellos mecanismos que alteren las condiciones naturales de los recursos suelo</b> y aire. De igual manera, propiciará la elaboración de normas a fin de corregir o frenar los efectos de la contaminación.</p>

### Provincia de San Luis

Normativa	Sección de interés
Ley N° VI-0159 Código de Aguas. (2004)	<p>Artículo 1: Principios. Son principios generales que orientan la presente ley:</p> <p>b) Debe conservarse <b>la unidad de la cuenca hidrográfica, compatibilizada con la disposición del territorio, la conservación y protección del medio ambiente</b> y la planificación hidrológica integral que logre la <b>multiobjetividad y la multidimensionalidad</b> del recurso.</p> <p>d) Preservación de los <b>ecosistemas del territorio</b>.</p> <p>Artículo 4º: Objetivos. Son objetivos de la presente ley:</p> <p>g) <b>Impedir la acumulación de compuestos tóxicos y degradantes en el suelo y subsuelo, capaces de contaminar las aguas.</b></p> <p>h) Velar por la <b>conservación de los ecosistemas acuáticos</b>.</p>

### Provincia de Santa Cruz

Normativa	Sección de interés
Ley de aguas públicas provinciales no marítimas. 1451 (1982).	<p>Artículo 3: La administración de las aguas se hará en forma de satisfacer, armónica y coordinadamente, los requerimientos de los distintos usos, tomando en cuenta: <b>la preservación del recurso y del medio ambiente</b>; las necesidades y posibilidades de las zonas a atender; la realización de obras de aprovechamiento múltiple, en orden a <i>Ley de aguas públicas provinciales no marítimas</i>.</p>

### Provincia de Santa Fe

Normativa	Sección de interés
Ley de aguas 13.740 (2017).	<p>Artículo 81: Obligaciones de concesionarios de aguas subterráneas.</p> <p>Además de las obligaciones que le son propias según esta Ley de Aguas, los concesionarios de aguas subterráneas <b>deberán:</b></p> <p>b) <b>Evitar alteraciones físicas, químicas o biológicas que dañen el estado natural o actual del acuífero en explotación, y las capas acuíferas relacionadas con este, como así también el suelo;</b></p> <p>Artículo 99: Prácticas agronómicas. Durante las etapas de estudio, planificación, proyecto, construcción, operación y mantenimiento de prácticas agronómicas relacionadas con el manejo de suelos, tales como terrazas, bordos y labores siguiendo curvas de nivel, canales <b>de desagüe y drenaje, forestación y deforestación, aplicación de fertilizantes y agroquímicos, las autoridades competentes deberán evaluar los efectos sobre los recursos hídricos</b> y se deberá coordinar los trabajos entre los responsables de los mismos y la Autoridad de Aplicación a los fines de llevar a cabo las medidas de prevención, mitigación y remediación de efectos nocivos sobre las aguas superficiales y subterráneas.</p> <p>Artículo 111: Humedales. La Autoridad de Aplicación, junto con la Autoridad Ambiental competente, tendrán participación necesaria en las gestiones que realice el Gobierno de la Provincia para la elaboración de la candidatura a los fines de la designación de Área Natural Protegida Provincial bajo la Convención Relativa a los <b>Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (RAMSAR)</b> que aprobó la Ley Nacional 25335.</p> <p>La reglamentación fijará, en el marco de lo establecido por la Ley Provincial 12.175, normas especiales para el <b>uso racional y control de los humedales, con el fin de conservar la diversidad biológica y las funciones ecológicas e hidrológicas</b> que estos desempeñan como sustento de la vida humana, la producción, el trabajo y las economías regionales.</p>

### Provincia de Santiago del Estero

Normativa	Sección de interés
Ley 4869. Código de aguas (1980)	<p>Artículo 5: Uso múltiple: El Estado Provincial procurará <b>el uso múltiple de las aguas coordinándolo y armonizándolo con el de los demás recursos naturales.</b></p> <p>Artículo 190: Protección de cuencas:</p> <p>La autoridad de aplicación podrá fijar <b>áreas de protección de cuencas, fuentes, cursos o depósitos de agua, donde no será permitido el pasaje de animales, la tala de árboles, la alteración de la vegetación</b>, ni las actividades que la autoridad de aplicación prohíba. También podrá la autoridad de <b>aplicación disponer la plantación de árboles, bosques protectores</b> o las medidas de protección o conservación pertinentes.</p>

### Provincia de Tierra del Fuego

Normativa	Sección de interés
Ley de aguas 1126. Marco de Gestión Integral de los Recursos Hídricos (2016)	<p>Artículo 89: Control de otras actividades. A los fines previstos en el artículo precedente, la autoridad de aplicación puede someter a su aprobación previa y al afianzamiento de los daños que pudieran ocasionar:</p> <p>a) <b>la extracción de áridos, vegetales o animales del lecho de los ríos, arroyos, lagos o lagunas y el drenaje, desecación o extracción de humedales;</b></p> <p>b) la ejecución de proyectos de preservación, recuperación y ordenamiento del suelo, de <b>bosques</b>, del agua y de las cuencas en general;</p> <p>Artículo 126: Uso eficiente, racional, equitativo y productivo. El Poder Ejecutivo puede establecer sistemas de incentivos a los fines de <b>promover el uso eficiente, racional, equitativo y productivo del agua pública y la valorización de los servicios ambientales que presta.</b> También puede incentivar con el apoyo técnico y financiero, la construcción de la infraestructura hidráulica que permita una mayor disponibilidad y reserva del recurso.</p> <p>Artículo 139: Bosques protectores y humedales. Para la adecuada protección del agua y sus cuencas, <b>las autoridades de aplicación en materia de recursos hídricos y bosques</b>, acordarán las modalidades para el ejercicio de las facultades atribuidas por el artículo 32 de la Ley nacional 13.273 y por la Ley provincial 145 de <b>bosques</b>, sus modificatorias y reglamentaciones.</p> <p>En relación a los recursos hídricos, <b>los servicios ambientales que proveen los bosques</b> y las actividades antrópicas que se relacionan con ambos tienen por objeto:</p> <p>a) Proteger el suelo, las costas marítimas, las riberas fluviales, las orillas de lagos, las lagunas, las islas, los canales, las acequias, los embalses, las planicies y los terrenos en declive contra la erosión, en especial laderas de montañas ubicadas por encima de áreas urbanas; glaciares; albuferas, humedales y cualquier otro cuerpo de agua a que hace referencia esta ley,</p> <p>h) La protección de los recursos hídricos superficiales o subterráneos incluyendo humedales, glaciares y los recursos ícticos continentales.</p>

### Provincia de Tucumán

Normativa	Sección de interés
Ley de Aguas 7139 (2001)	<p>Artículo 76: El director de Irrigación deberá coordinar con los organismos oficiales y entidades privadas vinculados <b>al manejo y conservación de los suelos, a la explotación de recursos naturales renovables y no renovables y todo otro ente que investigue, planifique o ejecute obras o tareas que incidan sobre el medio ambiente</b>, a fin de mantener en óptimas condiciones los sistemas que proveen y conducen el agua, especialmente en aquellas zonas expuestas a inundaciones estivales para prevenir o minimizar sus consecuencias. A tales efectos, podrá disponer las medidas de carácter administrativo y disciplinario para controlar, mantener y asegurar un adecuado y racional uso de las aguas públicas.</p>

## Provincia de Chaco

Normativa	Sección de interés
Ley 3230. Código de Aguas (1986)	<p>Artículo 3: La política hídrica provincial deberá estar orientada por los siguientes objetivos básicos:</p> <p>a) Impulsar el desarrollo racional e integral de los recursos hídricos, como elemento condicionante de la supervivencia del género humano y <b>todo el sistema ecológico</b>, promoviendo con amplio sentido proteccionista su mejor disfrute, <b>el de los otros recursos naturales y del medio ambiente</b>. Para ello, <b>deberá tenerse en cuenta la unidad del recurso en cualquiera de las etapas del ciclo hidrológico, la interdependencia entre los distintos recursos naturales</b> y entre los distintos usos del agua, el condicionamiento del medio ambiente y la influencia que es capaz de producir la acción humana.</p> <p>TÍTULO III DE LA PROTECCIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS</p> <p>CAPÍTULO I DE LA CONSERVACIÓN</p> <p>Artículo 64: La autoridad de aplicación podrá fijar áreas de protección de cuencas, cauces, lechos, fuentes, cursos y depósitos de agua, regular el pastaje de animales, <b>talas forestales y vegetación</b> y, además disponer la plantación de árboles, bosques protectores y cualquier otro tipo de vegetación.</p> <p>Artículo 246: La autoridad de aplicación ejercerá la supervisión de todas las obras públicas y privadas de desagües, de mejoramiento integral y de sistematización del <b>régimen hidráulico forestal y edafológico</b>, debiendo tener presente que la recuperación de áreas de desagüe y drenaje insuficiente debe encararse a la luz del concepto de reubicación de los volúmenes hídricos normal y naturalmente yacentes sobre ellas, el que sin alterar en principio sus disponibilidades totales de agua permita el saneamiento de parte de esas áreas logrando en el resto y al mismo tiempo, <b>la conservación de los recursos naturales renovables de agua, flora y fauna, en condiciones similares a las preexistentes</b>.</p>

## Discusión

A lo largo del relevamiento normativo vinculado con la protección y la gestión del agua en las 23 provincias argentinas, se han detectado dos niveles de desarrollo.

En particular, en el caso de ocho provincias se han encontrado algunos lineamientos que se vinculan con un enfoque ecosistémico, los cuales se expresan de la siguiente manera:

- Tierra del Fuego: hace referencia explícita a los servicios ambientales brindados por los bosques en su normativa sobre agua, a la misma como un marco de gestión integral de los recursos hídricos.
- Misiones: es la única provincia que posee una ley específica sobre servicios ambientales que generan los bosques nativos y las plantaciones forestales involucrando a los ecosistemas acuáticos, y siendo pionera en este aspecto. Sin embargo hasta el momento no se ha dictado una ley sobre protección de aguas que reconozca a los servicios ambientales o ecosistémicos.
- San Luis: hace referencia a la conservación de los ecosistemas acuáticos, y fomenta la planificación hidrológica integral que logre la multiobjetividad y la multidimensionalidad del recurso.
- Chaco: menciona la existencia de la interdependencia entre los diferentes recursos naturales, y la existencia de un sistema ecológico.
- Santa Fe: refiere a la importancia del fomento de la biodiversidad y a las funciones ecológicas e hidrológicas que brindan los ecosistemas del agua. También destaca la necesidad de evaluar la aplicación de agroquímicos y fertilizantes en relación a sus efectos en el agua.
- Santa Cruz: reconoce la importancia de maximizar los beneficios económico-sociales brindados por los recursos hídricos.
- Chubut: establece que los recursos hídricos, como parte del ciclo hidrológico, presentan un comportamiento complejo, con abundantes interacciones espaciales y temporales a nivel de cuenca y entre sí, y con los otros elementos del ambiente. Además establece que la política hídrica debe reconocer esta situación.
- Entre Ríos: Hace referencia al proceso de degradación del ambiente en su conjunto, incluyendo a todos sus elementos naturales.

Luego, en el caso de las **15 provincias** restantes (Tucumán, Santiago del Estero, San Juan, Salta, Neuquén, Río Negro,

Mendoza, La Rioja, La Pampa, Jujuy, Formosa, Corrientes, Córdoba, Catamarca y Buenos Aires), se introdujeron algunos párrafos que destacan una relación de protección y gestión del agua en donde se incluye en el mismo nivel a los bosques, a sus formaciones vegetales y/o forestales, sin haberse brindado mayores precisiones sobre la incorporación del enfoque ecosistémico.

En este sentido, las normas voluntarias, en particular la guía ISO 26.000 podría realizar algunos aportes adicionales para cubrir los vacíos legales detectados en la normativa obligatoria descrita anteriormente. El punto 6.5.6 de la misma hace referencia en su asunto 4 "a la protección del medio ambiente, de la biodiversidad y a la restauración de los hábitats naturales". Se destaca en su texto que "una organización puede llegar a ser más socialmente responsable actuando para proteger el medio ambiente y restaurar hábitats naturales y diversas funciones y servicios que proporcionan los ecosistemas (tales como alimentos y agua, regulación del clima, formación de suelo y oportunidades de recreación)".

Asimismo, el punto 3.4 de la normativa voluntaria mencionada (que hace referencia al Estado y a la responsabilidad social), afirma que la misma se debe implementar de manera indiscutida para poder avanzar en el dictado y/o aplicación de cualquier norma jurídica vinculada con la protección de la biodiversidad y del ambiente en general. En este sentido, esta norma establece que la misma "no proporciona una orientación sobre qué es lo que debería someterse a regulación jurídica obligatoria, ni tampoco pretende abordar cuestiones que sólo pueden resolverse apropiadamente a través de las instituciones públicas."

También existe normativa muy avanzada en la Provincia de Santa Fe (nuevo Código de Aguas dictado en noviembre de 2017), que posee 200 artículos. Entre los principales aspectos se establece al agua como derecho humano y se la define como un recurso inalienable, imprescriptible e inembargable. Además establece que las aguas del subsuelo y las aprovechables son del Estado provincial; se regla el acceso al agua, su utilización y los diferentes usos que se le pueden dar al recurso.

En lo que refiere a ese último punto se hizo referencia a dos tipos de uso: el social, que debe ser gratuito, y el productivo que la ley establece que siempre deberá contar con la autorización de la autoridad de aplicación (el Ministerio de Infraestructura y Transporte), con el respectivo estudio de impacto ambiental para el uso del recurso, y también fija un canon para la explotación productiva, aunque dejará en manos del Poder Ejecutivo la facultad de condonación.

Para el caso de las provincias que poseen Códigos de Agua, una de sus principales ventajas es que sistematizan

sus artículos en un único instrumento, lo cual facilita la aplicación en la práctica.

En consideración con los principios fundamentales de la Gestión Integral de los Recursos Hídricos –integralidad, participación y descentralización– la legislación de la Provincia de Buenos Aires entre otras, ha adoptado una visión amplia del primero de ellos que incluye a todos los recursos naturales y no naturales de una cuenca, con el propósito de aunar la gestión ambiental y el desarrollo económico regional. Sin embargo, se cuenta con una exigua sustentabilidad financiera y herramientas limitadas de participación para poder aplicar esos objetivos (Isuani y Gutierrez, 2011).

Esta situación es contradictoria respecto de los principios que guían a la política hídrica nacional. En efecto, en el año 2003, fue creado el Consejo Hídrico Federal (COHIFE) compuesto por las autoridades hídricas provinciales y la Subsecretaría de RRHH de la Nación y, en ese mismo año se establecieron los "Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina". Esos lineamientos introducen conceptos propios de la GIRH, entre ellas, las cuencas como unidades de planificación o la de política ambiental descentralizada y participativa.

Estas deficiencias en la implementación del modelo de la GIRH a nivel provincial se vinculan estrechamente con la estructura del federalismo argentino en el ámbito ambiental, ya que la competencia del Estado Nacional en materia de agua es limitada dado que las provincias se reservan los poderes no delegados en el gobierno nacional. En consecuencia, en las cuencas inter-jurisdiccionales, cada jurisdicción podría adoptar decisiones que vayan en desmedro de un manejo equitativo e integral de los recursos hídricos. Sobre las mismas actúan pluralidad de órganos y gobiernos, orientados a la tutela de intereses de distintas partes, sectores económicos y sociales, lo que genera interrelaciones e interacciones que pueden generar tensiones que distorsionen la gestión sustentable de una cuenca (Valls, 2009).

Otros autores han señalado, como obstáculos para la aplicación del paradigma ambiental a la gestión del agua, la fragmentación de las estructuras institucionales (Minaverry y Ferro, 2016), la contradicción de intereses aguas arriba y aguas abajo, la transferencia ilícita de recursos públicos al sector privado, la corrupción, la adopción por parte del gobierno de un enfoque del sector privado sin consultar a los usuarios de los servicios a partir de mecanismos establecidos de participación pública en la toma de decisiones (Minaverry, 2013a); Azpiazu, Tenazzi y Forcinito, 2006).

Es evidente que aquí existe una inadecuada división jurídica de las funciones y de las responsabilidades correspondientes a la mayoría de los organismos vinculados con la gestión de los cursos de agua, y esto sin duda dificulta las tareas de coordinación y suma costos

adicionales que deberán ser solventados por la Administración Pública. Otra de las cuestiones fundamentales detectadas en esta área es la difícil adaptación de la normativa nacional y provincial a la aplicación municipal. En el ordenamiento institucional de la Argentina la autonomía municipal, entendida como la posibilidad de las sociedades locales de gobernarse por sí mismas sin injerencias de otras esferas del Estado, no constituye un concepto absoluto sino que presenta diferentes grados y tipos (Minaverry, 2013b).

Además de las deficiencias estructurales para alcanzar una gestión multisectorial del agua en el nivel de la cuenca hidrográfica y de los ecosistemas, se debe considerar la baja eficacia del derecho ambiental en la Argentina. En una investigación jurídica sobre indicadores de eficacia del Derecho ambiental, Capaldo (2011), estableció que el grado de ineficacia del derecho ambiental es elevado e identifica las siguientes causas que reflejan tanto la labor del Congreso Nacional como de la administración:

- a) dilaciones en la reglamentación de las leyes de fondo,
- b) escaso conocimiento interdisciplinario y científico,
- c) explosión normativa y
- d) la baja tasa de inversión del sector público en ambiente y desarrollo.

Como causas de ineficacia que reflejan la labor del Poder Judicial identifica:

- a) omisión de prueba científica, y
- b) la autorrestricción probatoria y su efecto adverso sobre la verosimilitud de la denuncia y del derecho ambiental invocado.

A esto puede sumársele que en caso de incumplimiento normativo, las sanciones previstas en sus textos son de índole administrativa y en su mayoría son multas que fijan bajos montos, los cuales no generan una modificación de conductas de los actores involucrados en pos de una mayor protección de los cursos de agua.

El escaso nivel presupuestario también resulta ser un factor relevante al momento de analizar las fallas existentes en relación con la aplicación de la normativa vigente (que salvo en aspectos puntuales no resulta ser inadecuada ni insuficiente). Esto se combina con la ausencia de programas de concientización y participación ciudadana y de promoción de una cultura ambiental sostenible, y dentro del sistema educativo, y esto se relaciona directamente con el sesgo sectorial que asume el gasto público ambiental (Cáceres, 2014).

En consonancia con lo anterior, sería conveniente modificar algunas estructuras curriculares en los diferentes niveles educativos, resaltar la dimensión socio-ambiental, el enfoque interdisciplinario y el fortalecimiento de las relaciones interinstitucionales para poder transmitir estos conceptos correctamente (Minaverry y Gally, 2018). La educación ambiental es la única capaz de construir la conciencia colectiva sobre el valor del ambiente y la necesidad de cuidarlo y recuperarlo (Mathus Escorihuela, 2011). La generación de conocimiento interdisciplinario resulta ser un enfoque fundamental, y para eso es necesario recrear condiciones de entorno con incentivos adecuados, políticas públicas a largo plazo y generar alianzas efectivas entre los distintos actores sociales. Ello implica cambios radicales en las estructuras de gobernanza, en los marcos económicos, en los modelos de negocio y en los patrones de comportamiento de los consumidores y de la sociedad en general (Minaverry y Gally, 2018).

Asimismo, los actores sociales cumplen una función clave y complementaria a la del sector público con la finalidad de exigir la efectividad en el cumplimiento normativo, en tanto sus derechos requieren ser ejercidos de manera constante y porque se ha detectado que las intervenciones provenientes de la sociedad civil han aumentado notablemente en los últimos tiempos (Minaverry, 2016b).

Por tal razón consideramos que el derecho a la participación ciudadana es complementario al del acceso a la información pública, y debe continuarse con el inicio de causas judiciales a partir de reclamos realizados por parte de diversos actores de la sociedad civil, haciendo tomar protagonismo a personas físicas y jurídicas, quienes fueron fundamentales para sentar precedentes respecto de la preservación del ambiente, en este caso en particular de los recursos hídricos (Minaverry, 2016b).

## Consideraciones finales

Partiendo de la premisa de que la medición del estado de salud de los ecosistemas es un paso clave para la incorporación del enfoque ecosistémico –y luego de revisar el marco normativo sobre aguas en la Argentina– es posible concluir que la introducción de técnicas de biomonitorio son factibles de ser incorporadas al plexo normativo (en especial los que poseen mayor desarrollo normativo y que se encuentran orientados hacia la aplicación del “enfoque ecosistémico”). Sin lugar a dudas constituiría una herramienta de gran relevancia para la medición y la evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos.

Puntualmente, del examen normativo sobre la legislación nacional y provincial sobre aguas en la Argentina surge que la figura de los servicios ecosistémicos no ha

sido regulada autónomamente a nivel nacional, salvo en la Ley 26331 (de protección de los bosques nativos). Sin embargo, todas las provincias establecen normas que regulan directa o indirectamente los servicios de los ecosistemas y la protección de las cuencas y de los bosques. La única que no se ha relevado ni incluido en este trabajo es la Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Se ha detectado una tendencia favorable hacia la aplicación del enfoque ecosistémico en la normativa provincial más vigente, como ocurrió en las provincias de Santa Fe en 2018 y de Tierra del Fuego en 2016, donde su desarrollo además fue muy extenso y profundo a diferencia de lo que aparece en la normativa que fue dictada anteriormente.

Esto también se vincula con el hecho de que la reforma constitucional de 1994 le impuso a la Nación la obligación de dictar leyes de presupuestos mínimos ambientales, y a las provincias de complementarlas a través del dictado de sus propias normas. Entonces lo que sucedía antes de todo esto y que se refleja claramente en el análisis de la normativa sobre aguas era que cada provincia legislaba utilizando sus propios criterios. Sin embargo, se relevaron algunos casos de normas jurídicas antiguas pero que incorporaron principios y lineamientos vinculados con el enfoque ecosistémico, a pesar de que en el momento de su dictado no se había desarrollado dicho concepto dentro del ámbito académico ni del doctrinario.

Finalmente resulta fundamental destacar que todo lo anterior tiene la finalidad de lograr una mayor protección ambiental y gestión más sostenible de los cursos de agua, y de fomentar también el dictado de jurisprudencia que actualmente es muy escasa.

## Bibliografía

Azpiazu, D., Tenazzi, A. y K. Forcinito. 2006. *Recursos públicos, negocios privados. Agua potable y saneamiento ambiental en el AMBA*. Universidad Nacional General Sarmiento, 2° edición, Colección Investigación, Serie Informes de investigación N° 19, Argentina.

Balvanera *et al.*, 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of art. *Ecosystem Services*, 2: 56-70.

Boyd, J. & S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3): 616-626.

Burger, J. 2007. Bioindicators: Types, Development, and Use in Ecological Assessment and Research. *Environmental Bioindicators*, 1(1): 22-39.

Cáceres, V. 2014. El gasto público ambiental de la Provincia de Buenos Aires, Argentina (1997-2012). *Revista ABRA* 34 (49): 1-24.

Capaldo, G. 2009. El rol de los ecosistemas en la ecuación del agua. Métodos de valuación para la toma de decisiones estratégicas. *Memorias de las Jornadas Interdisciplinarias de Derecho Ambiental*, Mendoza, 29 de abril de 2009.

Capaldo, G. 2011. *Gobernabilidad Ambiental y Eficacia del Derecho: dos magnitudes del Desarrollo Sustentable. Gobernanza y Manejo Sustentable del Agua – Governance and sustainable Management of Water*. Buenos Aires: Mnemosyne.

Constanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & M. Grasso. 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28: 1-16.

Daily, G.C. 1997. *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press, p. 392.

Elosegi, A. y S. Sabater. (Ed.). 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Bilbao. España: Fundación BBVA.

Evaluación de Ecosistemas del Milenio. 2005. World Resources Institute. Washington, D.C.

Isuani, F. y R. Gutiérrez. 2011. Modelo para armar: gestión del agua en la provincia de Buenos Aires. En: Fernando Isuani (ed.). *Política hídrica y gestión del agua. Aportes para un debate necesario*. Buenos Aires: Prometeo.

Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology letters*, 8(5): 468-479.

- Li, L., Zheng, B. & L. Liu. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 1510-1524.
- Mathus Escorihuela, M. 2011. Gobernanza y manejo sustentable del agua. En: Griselda Capaldo (Coord.). *Sinergias ambientales e instituciones de gestión*. Buenos Aires, Argentina: Mnemosyne.
- Minaverry, C. 2013a. Análisis sobre el cumplimiento legal de las inversiones en el servicio público del agua en Buenos Aires, Argentina. *Actualidad Jurídica Ambiental* 30: 48-64.
- Minaverry, C. 2013b. *El Derecho como herramienta para la erradicación de escenarios propicios para la corrupción en el servicio de agua* (Tesis doctoral). Facultad de Derecho, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Minaverry, C. 2016a. Consideraciones sobre la regulación jurídica ambiental de los servicios ecosistémicos en Argentina. *Revista de investigación científica Estudios Sociales*, 48(26).
- Minaverry, C. 2016b. Los derechos a la participación y al acceso a la información pública y su relación con el Derecho Ambiental argentino para la conservación de la biodiversidad. Estudio de casos para la protección jurídica de los bosques nativos y de los humedales. *Dikaion*, 25(2): 216-242.
- Minaverry, C. 2017. ¿Avances o retrocesos? La evolución de los paradigmas sobre gestión ambiental en relación con la normativa y jurisprudencia sobre servicios ecosistémicos en América Latina. *Lex Social*, 7 (1).
- Minaverry, C. y M. Ferro. 2016. La fragmentación jurídico-institucional como obstáculo para aplicar el paradigma ambiental. *Reflexiones*, 95 (1): 115-129.
- Minaverry, C. y T. Gally. 2018. El aporte de los instrumentos internacionales y de la normativa voluntaria. La formación universitaria en educación ambiental en las ingenierías en Argentina. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo* 15 (2): 173-190.
- Minaverry, C. y A. Martínez. 2016. El derecho de acceso al agua para consumo humano en el nuevo Código Civil y Comercial de la Nación de Argentina. *Actualidad Jurídica Ambiental*, Centro Internacional de Estudios de Derecho Ambiental (CIEDA – CEMAT), 2/05/2016, pp. 1-21.
- Oertel, N. & J. Salánki. 2003. *Biomonitoring and bioindicators in aquatic ecosystems. In Modern trends in applied aquatic ecology*. Boston: Springer.
- Peña Chacón, M. 2014. Hacia una nueva hermenéutica ambiental. *Revista de derecho de la Hacienda Pública*, 3: 79-106.
- Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres, D. y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica*: 84-85.
- Sabsay, D. 1997. El nuevo Artículo 41 de la Constitución Nacional y la distribución de competencias Nación-provincias. En: *Doctrina Judicial*, Año III, N° 28 (23/07/1997). Buenos Aires, Argentina: La Ley.
- Saunders, D. L., J. Meeuwig & A. C. J. Vincent. 2002. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, 16(1): 30-41.
- Valls, M. 2009. El paradigma de la gestión del agua integrada y por cuencas. Temprano acogimiento del dogma del desarrollo sostenible. Buenos Aires, Argentina: ElDial.com - DC1076.
- Valls, M. 2012. *Presupuestos mínimos ambientales*. Buenos Aires, Argentina: Astrea.

# **Problemáticas de cuencas en la Argentina**

Recomendaciones  
para su gestión

**Eduardo Domínguez**  
**Adonis Giorgi**  
**María Laura Miserendino**  
**Mercedes R. Marchese**  
**Nora Gómez**

## Problemáticas de cuencas en la Argentina

### Recomendaciones para su gestión

Eduardo Domínguez, Adonis Giorgi,  
María Laura Miserendino, Mercedes R. Marchese  
y Nora Gómez

#### Resumen

Este capítulo describe los problemas generales identificados en las distintas cuencas de la Argentina, tanto a nivel local como regional. Se pone énfasis en la contaminación y sus efectos sobre los ecosistemas fluviales. También se discuten las posibilidades de utilizar bioindicadores en nuestro país de acuerdo al estado del conocimiento en la Argentina.

Se incluyen algunas recomendaciones, conceptos, herramientas y acciones que deberían tenerse en cuenta para que pueda lograrse organizar y sostener una red de monitoreo a nivel nacional que sirva para apoyar la adecuada gestión de las cuencas.

Finalmente, se consideran las perspectivas futuras, en caso que se aplicaran las herramientas del biomonitoreo en la gestión de los cuerpos de agua en los distintos ámbitos.

**Palabras clave:** Herramientas, bioindicación, Argentina, políticas públicas, cuerpos de agua, estresores.

#### Abstract

*This chapter describes the general problems identified in the different basins of Argentina, both locally and regionally, stressing the pollution problems and their effects on river ecosystems. We discuss the use of bioindicators in Argentina according the state of knowledge.*

*Some recommendations, concepts, tools, and actions to be taken into account to organize and sustain a national monitoring network that could serve to support the proper management of the basins are included.*

*Finally, we consider future perspectives if biomonitoring tools are applied in the management of water bodies in different areas.*

**Keywords:** Bioindication tools, Bioindicators, Argentina, public policies, Rivers.

## Problemas de las cuencas hidrográficas en la argentina

Entre las principales actividades humanas que pueden derivar en cambios significativos en el estado de los ecosistemas acuáticos, ya sea por el uso del suelo como del agua, pueden mencionarse a la agricultura y la ganadería, la acuicultura, las actividades forestales, las urbanizaciones (efluentes, impermeabilización de cuencas, industrias, etc.), y la minería (áridos, metalífera e hidrocarburos) que producen la pérdida de los servicios ecosistémicos de los ambientes acuáticos. Otras intervenciones directas sobre cuerpos de agua son la construcción de los embalses, la extracción de agua con el propósito de generar agua potable, uso en riego, o producción de energía hidroeléctrica. Sobre arroyos y ríos se destacan la rectificación, encauces, las canalizaciones y extracción de sedimentos mediante dragado. Por último, debemos mencionar a las bioinvasiones que afectan tanto ambientes lóticos como lénticos.

De este modo se pueden identificar y asociar una serie de estresores dependiendo de la naturaleza de las actividades humanas, las que muchas veces se solapan en una misma región (Feld *et al.*, 2016). Tanto las actividades agrícola-ganaderas como las urbanizaciones pueden incrementar la materia orgánica que ingresa a los cuerpos de agua, disminuir el oxígeno disuelto y aumentar la carga bacteriana de coliformes fecales, ya sea asociadas al vertido de los efluentes sin tratar o pobremente tratados o bien por excretas de animales. También estas actividades pueden generar importantes aportes de nutrientes (nitrógeno y fósforo), lo que produce un tipo de contaminación particular de los cuerpos de agua denominada eutrofización (esto es, incremento de nutrientes que promueve un gran aumento de organismos autótrofos). Para el manejo de ciertas producciones se aplican biocidas (insecticidas, herbicidas, fungicidas), fertilizantes y drogas de uso veterinario (antibióticos, antiparasitarios, hormonas, etc.). Todos estos compuestos en muchos casos son tóxicos para la biota acuática, y pueden ingresar a los cuerpos de agua, ya sea en forma directa o también por escorrentía superficial (Herrero y Gil, 2008). También pueden ingresar sales a los cuerpos de agua, a través de efluentes cloacales o bien por la aplicación directa (ej. sobre asfalto para evitar el congelamiento en zonas frías), causando el fenómeno de salinización (Pizzolón *et al.*, 2016).

En áreas altamente industrializadas es común el ingreso de efluentes producidos por las actividades industriales. También ingresan contaminantes a los cuerpos de agua por lixiviación desde depósitos de basura en cinturones urbanos, o desde las acumulaciones de residuos procedentes de emprendimientos mineros metalíferos. En estos últimos, pueden incrementarse los metales pesados, que usualmente se asocian a sedimentos finos (arcillas)

en el fondo de los cuerpos de agua. Otro efecto posible es el de la acidificación de las aguas (disminución del pH), particularmente en ambientes naturales con poca capacidad de amortiguar estos cambios.

Toda acción que implique alteración de la vegetación (actividades forestales) o de suelos (agricultura, horticultura, ganadería) puede generar o incrementar procesos erosivos en una cuenca, incluso la intervención del lecho de un cuerpo de agua (ej. dragado) incrementa la turbidez y la sedimentación. La pérdida de la vegetación en una cuenca también cambia la manera y la cantidad de detrito alóctono que llega a los ambientes acuáticos, y muchos procesos biológicos del ecosistema acuático pueden alterarse ya que dependen del ingreso del material particulado. El régimen natural de temperaturas de los cuerpos de agua (ej. arroyos y ríos) puede ser alterado por la presencia de represas o embalses, y también por la modificación o pérdida de la vegetación ribereña en ambientes boscosos (ej. incendios forestales, talado). La pérdida o modificación del hábitat natural que resulta de las intervenciones humanas pueden involucrar procesos de transformación de gran magnitud, tales como la expansión de la frontera agrícola, la construcción de represas y embalses, o los desarrollos mineros. Estos pueden tener una mayor persistencia temporal, mientras una intervención local, como el dragado de un tramo de arroyo, tendrá una persistencia temporal menor.

Las especies introducidas, que son aquellas que están fuera de su rango de distribución original, pueden producir importantes daños ecológicos y económicos. Muchos ecosistemas acuáticos en diversas ecorregiones de la Argentina han experimentado los consecuentes daños ambientales asociados a especies que van desde microalgas como la diatomea *Didymosphenia geminata*, plantas acuáticas como *Iris pseudacorus*, moluscos como *Limnoperna fortunei*, peces como *Cyprinus carpio* y mamíferos como el roedor *Castor canadensis*, entre otras.

Los factores de presión o estrés que actúan sobre los ambientes acuáticos pueden tener distinto grado de importancia de acuerdo a la ecorregión que estemos considerando. Un resumen somero de dichos factores, considerando las ecorregiones propuestas por Morello *et al.*, 2012, se presentan en la Tabla 1.

## Bioindicación en la Argentina

Se han desarrollado o adaptado una serie de índices bióticos que permiten evaluar distintos aspectos de la calidad del agua y del hábitat, los de uso más frecuente en nuestro país se detallan en la Tabla 2.

Parte de la problemática de calidad de agua en la Argentina puede ser evaluada mediante bioindicadores. Como

hemos visto en el desarrollo del libro, se han propuesto y utilizado distintos índices biológicos de aplicación regional basados en niveles de tolerancia de distintos grupos de macroinvertebrados, con diferentes niveles de sensibilidad. El **BMWP** (Biological Monitoring Working Party) es el índice más utilizado en Europa y también en estudios realizados en ríos del Noroeste Argentino. Este combina el número total de taxones identificados mayormente a nivel de familias con un valor de tolerancia/intolerancia cuya sumatoria se compara con una tabla de referencia. En nuestro país se han utilizado también modificaciones de este índice con distintas denominaciones para los taxones de ríos y arroyos pampeanos y de la Patagonia. Otros índices utilizados son: el **ASPT** que se obtiene de dividir el valor final del BMWP por el número total de taxones incluidos, el **EPT** que se basa en la presencia de géneros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (tres grupos diferentes de insectos cuyas larvas son acuáticas). En Patagonia se lo modificó como **EPTrichness**, para incluir riqueza. El **EIPT** es semejante al anterior, reemplazando Ephemeroptera por Elmidae (Coleoptera). El **EIPT IBY-4** (Índices Bióticos de Yungas) se basa en la detección de la presencia de otros órdenes de insectos como Megaloptera, Plecoptera, Trichoptera y Elmidae tomando valores de 0 (ninguno presente) a 4 (todos presentes). El **IBC** (Índice Biótico Carcarañá) y el **IBSSL** (Índice Biótico de las Sierras de San Luis) utilizan la sensibilidad de los macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad biológica del agua. El **IBPamp** se basa en una tabla con 7 tipos de invertebrados con tolerancia a la calidad del agua y 7 columnas con diversidad creciente de organismos; diferencia 5 clases de calidad del agua. El **IMRP** (Índice de Macroinvertebrados para Ríos Pampeanos) utiliza una sumatoria de valores ecológicos asignado a los invertebrados de acuerdo a su tolerancia a la contaminación. El **IAP** (Índice Andino Patagónico) combina el valor sensitivo de determinados taxones identificando los organismos a nivel de especie, género, familia o grupo. Para humedales patagónicos en cambio, el número de familias de insectos (listado de familias de insectos acuáticos presentes) es una herramienta muy consistente para medir disturbio.

Como ha sido comentado en los capítulos previos, otro grupo de organismos muy utilizados como bioindicadores son las algas, a partir de las cuales han surgido numerosos índices. Algunos de los bioindicadores relacionan los grupos principales de algas de acuerdo a los requerimientos ecológicos de cada uno de ellos, otros elaboran listados de géneros o especies que habitualmente se encuentran en determinados ambientes mientras que otros asocian distintos tipos de estimaciones de biomasa de algas en relación a la de toda la comunidad de microorganismos para establecer las características de un ecosistema acuático particular (Bellinger y Sigeo, 2010). Pero, sin dudas, los que han adquirido mayor relevancia son aquellos bioindicadores que utilizan un grupo de algas,

**Tabla 1:** Principales actividades registradas por ecorregión en la República Argentina que pueden provocar efectos negativos en los ecosistemas acuáticos.

ECORREGIONES									
Altos andes	Puna	Monte de sierras y bolsones	Selva de las Yungas	Espinal	Chaco seco	Chaco húmedo	Esteros del Iberá	Delta e Islas del Paraná	
Ganadería extensiva (camélidos, ovejas y cabras). Agricultura intensiva (baja escala). Minería (boro, litio, cobre, molibdeno, plata, oro y no metalífera). Riego por canales. Embalses.	Ganadería extensiva camélidos y cría de ovino y Minería metalífera a gran escala. Industria del boro Introducción de exóticos.	Agricultura (Fruticultura y horticultura) Industria forestal extractiva. Ganadería extensiva.	Minería. Tala de bosques. Agroindustrias (caña y cítricos). Desagües cloacales sin tratamiento. Ganadería extensiva. Extracción de áridos. Extracción de agua. Introducción de especies. Basurales.	Tala de bosques. Canalizaciones y embalses. Agricultura y ganadería intensiva. Fertilizantes, biocidas. Minería. Extracción de áridos. Desagües cloacales sin tratamiento. Presencia de basurales en riberas. Introducción de especies. Forestación con exóticas.	Ganadería caprina. Agricultura de secano. Industria maderera, Tala de bosques. Agrotóxicos. Minería (sal). Desertización. Desagües cloacales sin tratamiento. Biocidas. Introducción de especies. Basurales.	Extracción forestal intensa. Agricultura (horticultura). Arroceras, soja). Manejos mixtos ganadería extensiva. Industrias (aceiteras, azucareras, frigoríficos).	Ganadería extensiva. Agricultura (arroz, fruticultura). ornamentales. Soja). Forestaciones.	Industrias metalúrgicas, lácteas, curtumbres, pasta de celulosa. Agricultura y ganadería intensiva. Fertilizantes, biocidas. Exp. pesquera. Int. de especies. Canalizaciones, embalses. Desagües cloacales sin tratamiento. Urbanización. Basurales. Bioinvasiones.	
Selva paranaense	Campos y malezales	Espinal	Pampa	Bosques patagónicos	Estepa patagónica	Montes de llanuras y mesetas			
Agricultura y ganadería intensiva. Fertilizantes y biocidas. Industrias textiles, metalúrgicas, curtumbres. Desagües cloacales sin tratamiento. Urbanización. Rectificación. Desvío de cauces. Introducción de especies. Basurales.	Agrícola-forestal (yerba, pinos eucaliptus) Ganadería. Fertilizantes y biocidas. Represamientos.	Ganadería extensiva e intensiva (tambos). Agricultura (soja, cereales, cítricos, arroz, oleaginosas, fruticultura). Fertilizantes. Biocidas. Urbanizaciones. Embalses.	Ganadería extensiva e intensiva. Agricultura (forrajeras, soja, cereales, oleaginosas). Forestaciones Fertilizantes Biocidas. Urbanizaciones. Industrias.	Silvicultura. Forestación con exóticas. Ganadería. Acuicultura. Desagües cloacales. Biocidas. Bioinvasiones. Canalizaciones. Extracción de áridos. Embalses.	Ganadería extensiva. Acuicultura. Explotación de hidrocarburos. Minería. Plantación de exóticas. Bioinvasiones. Embalses.	Agricultura (fruticultura, horticultura, viticultura). Fertilizantes. Biocidas. Ganadería extensiva. Minería (hidrocarbúrfera y metalífera). Urbanización. Embalses.			

**Tabla 2.** Principales indicadores e índices utilizados en estudios realizados en Argentina empleando distintos tipos de organismos.

Índice	Organismos empleados	Región del país donde es frecuentemente empleado	Referencia
BMWP (Biological Monitoring Working Party)	Ensamble de macroinvertebrados	Noroeste Nordeste Cordoba Cuyo	Armitage <i>et al.</i> , 1983
BMPS	Ensamble de Invertebrados	Patagonia	Miserendino y Pizzolón, 1999
ASPT	Ensamble de macroinvertebrados	Noroeste Llanura Pampeana Cuyo	Walley & Hawkes, 1997
CCL	Ensamble de Macroinvertebrados	Noroeste	Courtemanch & Davies, 1987
EPT	Insectos	Noroeste Cuyo Patagonia	Klemm <i>et al.</i> , 1990
EIPT	Insectos	Noroeste	Von Ellenrieder, 2007
EIPT IBY-4	Insectos	Noroeste	Dos Santos <i>et al.</i> , 2011
ET	Insectos	Llanura Pampeana	García <i>et al.</i> , 2009
IBC	Insectos	Cordoba Cuyo	Gualdoni y Corigliano, 1991
EOT	Insectos	Noroeste	Stewart y Downing, 2008
IBF	Macroinvertebrados	Noroeste Cuyo	Hilsenhoff, 1982
IBSSL	Ensamble de Macroinvertebrados	Noroeste Cuyo	Vallania <i>et al.</i> , 1996
IBPamp	Macroinvertebrados	Nordeste Llanura Pampeana	Rodríguez Capítulo <i>et al.</i> , 2001
IMRP	Macroinvertebrados	Nordeste Llanura Pampeana	Rodríguez Capítulo, 1999
IAP	Macroinvertebrados	Cuyo Patagonia	Miserendino y Pizzolon, 1992
OLIGOQUETOS/ QUIRONOMIDOS/OTROS	Macroinvertebrados	Nordeste	Marchese y Ezcurra de Drago, 1999
IDP (Índice de Diatomeas Pampeano)	Ensamble de diatomeas bentónicas	Llanura pampeana Cuyo	Gómez y Licursi, 2001
IBIRP	Algas y Macroinvertebrados	Llanura Pampeana	Gómez <i>et al.</i> , 2012
IDPm (modificado)	Algas	Noroeste	Licursi y Gómez, 2003



► **Tabla 2.** Continuación

Índice	Organismos empleados	Región del país donde es frecuentemente empleado	Referencia
Compuesto cianofitas + clorococcales + centrales + euglenales/desmidiales	Algas	Noroeste	Nygaard, 1949
Euglenal euglenales/cianofitas +clorococcales	Algas	Noroeste	Nygaard, 1949
Ce/Pe Centrales/Pennales	Algas	Noroeste	Nygaard, 1949
Ds <i>Déficit de especies</i>	Algas	Noroeste	Kothé, 1962
DAIpo Diatom Assemblage Index to organic pollution	Algas	Noroeste	Watanabe <i>et al.</i> , 1990
Índice de Integridad Biótica	Ensamble de peces,	Patagonia	Karr <i>et al.</i> , 1986
Índice de Integridad Biotica	Macrofitas	Patagonia	Palmer <i>et al.</i> , 1992
Especies indicadoras	Algas; zooplancton, peces, aves	Noroeste	Gannon & Stemberger, 1978
Riparian Quality Index-Mountain Rivers QBR-MR	Bosque de Ribera	Noroeste	Kutschker <i>et al.</i> , 2009
Riparian Quality Index QBRy index	Bosque de Ribera	Noroeste	Sirombra y Mesa, 2012
QBRp	Bosque de Ribera	Patagonia	Kutschker <i>et al.</i> , 2009
CER (Índice de Calidad Ribereña)	Bosque de Ribera	Córdoba	Corigliano, 2008
CBR (Calidad del Bosque de Ribera)	Bosque de Ribera	Córdoba	Munné <i>et al.</i> , 1998
ICR (Índice de Calidad de Ribera)	Pastizal de Ribera	Buenos Aires	Troitiño <i>et al.</i> , 2010
USHI (Urban Stream Habitat Index)	Riberas de áreas urbanas	Buenos Aires	Cochoero <i>et al.</i> , 2016
ECOSTRIMED	Macroinvertebrados + Ribera	Córdoba	Prat <i>et al.</i> , 2000
Indicadores de Biodiversidad	Subrogados	Córdoba	ISOLA, 2002

las diatomeas, como indicador de la calidad de los ecosistemas acuáticos ya que son muy sensibles a cambios en la calidad del agua. En la Argentina se ha desarrollado el IDP (Índice de Diatomeas Pampeano) que asocia las especies de diatomeas halladas con la calidad del agua determinada por parámetros químicos. Este índice ha sido aplicado en distintos ambientes pampeanos y también en otras regiones. (Gómez y Licursi, 2001).

Asimismo, las plantas acuáticas o macrófitas son utilizadas para evaluar disturbios en humedales (pastoreo, contaminación urbana, etc.). Índices basados en la riqueza de distintas formas de vida (emergentes, sumergidas, etc.) como la proporción de acuerdo al origen (exóticas, nativas y endémicas) se vislumbran como herramientas muy prometedoras para la bioindicación (Palmer *et al.*, 1992; Haury *et al.* 2006; Schneider, 2007).

## Herramientas para evaluar la integridad ecológica

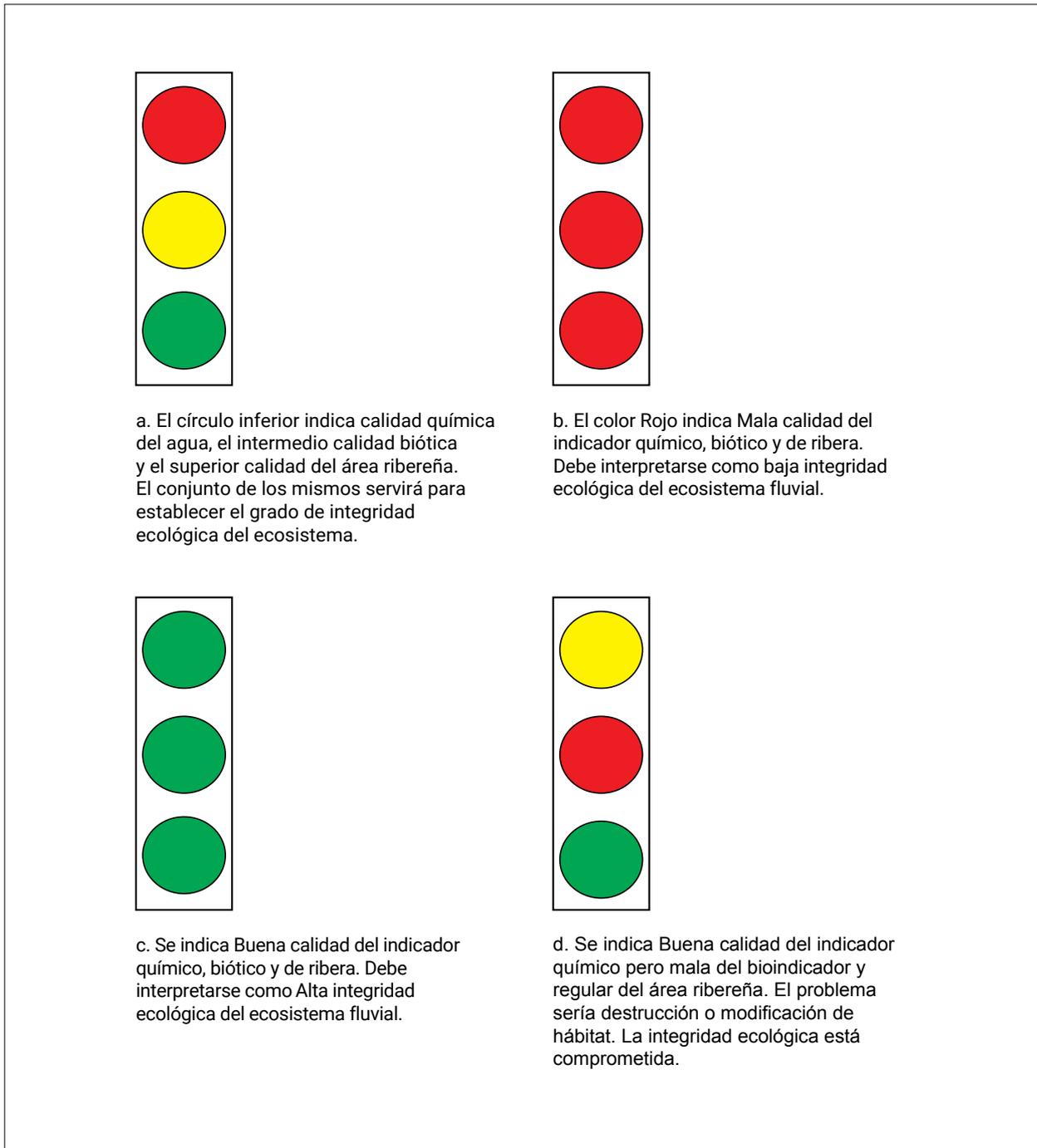
Este libro reúne la información disponible sobre los estudios realizados en la Argentina, vinculados al estado de los ríos, y en algunos casos de humedales de las diferentes regiones en los que se empleó algún tipo de bioindicador. Estos bioindicadores, junto con otros indicadores de calidad de tipo químico, de hábitat y/o de áreas de ribera como los que han sido tratados en este libro, permitirían establecer el grado de integridad ecológica que mantiene el ecosistema fluvial considerado. Por ello, se considera que tanto para el diseño de futuros estudios como para desarrollar una gestión adecuada de los ambientes acuáticos, deben tenerse en cuenta una serie de aspectos que permitirán avanzar hacia una adecuada evaluación de su estado ecológico:

a) El conocimiento del estado de la calidad del agua de los ríos es fragmentario y más aún lo es el abordaje del estado ecológico a través del empleo de bioindicadores. En algunos casos existe información sobre la hidrología, sobre la química de las aguas, sobre la respuesta de distintos tipos de bioindicadores de calidad de las aguas o también del estado de las áreas ribereñas. Esta información, realmente muy valiosa para el conocimiento del estado de cada ambiente, es difícil de ordenar y sistematizar pero es aún más difícil poder compararla. En este libro, se hace una propuesta de tratamiento conjunto de la información tanto cualitativa como cuantitativa a través de la aplicación de la lógica difusa (Capítulo 11). Sin embargo, creemos que sería necesario poder transmitir rápidamente este conocimiento a los ámbitos de gestión aunque al comienzo sólo sea de una manera cualitativa. Por ello se sugiere que cuando se realicen informes, reportes y comunicaciones en los que se releven los estudios realizados, se presenten en forma conjunta los resultados de índices químicos de calidad del agua, índices de calidad de la zona ribereña e índices emanados de bioindicadores. Cada tipo de índice debería expresarse en no más de 5 categorías y expresarse en colores. De ese modo una escala de 1 a 5 podría considerar la calidad del ecosistema estudiado como **Mala**, **Regular**, **Buena**, **Muy Buena** y **Excelente**. Los valores más bajos de dicha escala expresarían baja calidad y los más altos mejor calidad. La presentación en forma conjunta de distintos índices debería realizarse de modo ordenado (por ejemplo representando un semáforo donde el círculo inferior simbolice el resultado de un índice químico de calidad del agua, el intermedio represente el resultado del índice de calidad biótica y el superior el índice de calidad de ribera). Este modo de presentación, permitiría resumir información que nos facilitaría aproximarnos a una primera visión del grado de integridad ecológica de ese ecosistema. Una misma coloración para los tres círculos del semáforo expresará un bajo, medio o alto

grado de integridad ecológica de ese ecosistema. Por otro lado, diferentes colores permitirán detectar problemas u orientar acerca de si la integridad ecológica está afectada por el deterioro de las áreas de ribera, por una baja calidad del agua o por un conjunto de factores asociados a la destrucción de hábitats que reducen los valores de los índices biológicos. A su vez, la falta de coloración en alguno de los indicadores expresará que este aspecto no ha sido estudiado o calculado en ese ecosistema en particular (Fig. 1).

b) Existen diferentes tipos de contaminación, con diferentes orígenes y características. En muchos casos estos problemas provienen desde muchos años atrás, sin embargo, las condiciones actuales requieren soluciones y decisiones inmediatas. Las soluciones tecnológicas en algunos casos corresponden a mejoras en la planificación o a necesarios cambios de actitud en la relación entre la sociedad y el ambiente en que se inserta. Ejemplos de estas soluciones pueden ser el desarrollo de sistemas para procesar *in situ* los productos secundarios de un proceso industrial, o bien el establecimiento de plantas de tratamiento de desechos cloacales que resulten eficientes para depurar las aguas antes de que ingresen a los sistemas acuáticos. Como cambio de actitud, sería importante que tanto los habitantes en forma individual como las industrias o los municipios eviten volcar los residuos a la vera de cuerpos de agua. Asimismo, debería evitarse planificar y desarrollar obras que impliquen actividades como la cementación del lecho de un arroyo con la excusa de "restaurar el cauce" o de amortiguar los efectos de las crecidas. A nivel educativo será necesario enseñar a los estudiantes de todos los niveles de enseñanza, pero también a los adultos, el valor del agua y el peligro inminente de su posible escasez tanto por un exceso de consumo como por las limitaciones que la contaminación impone a su aprovechamiento. Para ello, es necesario generar actividades de difusión y concientización a la población en general, pero también actividades de capacitación y formación técnica para gestores.

c) Hay muchos tipos de factores de presión o de estrés que no son originados por contaminantes (ej. modificaciones de cauce, rectificaciones, dragados, reducción de áreas ribereñas, extracción de plantas acuáticas). Este es un problema totalmente diferente del mencionado antes, y sus posibles soluciones probablemente deban provenir de una interacción inter y trans-disciplinaria. Muchas veces las decisiones de las acciones sobre un cuerpo de agua son tomadas desde una visión parcial, que luego puede resultar inadecuada. Por ejemplo, la modificación de un cauce o la reducción de un área ribereña pueden ser decididas desde una perspectiva de urbanización o de desarrollo vial, sin tener en cuenta otros aspectos como por ejemplo: la dinámica natural de un río, la función de protección de sus bosques de



**Figura 1.** Semáforo del estado del ambiente fluvial.

ribera o el área real de su cauce. De esta manera, ingentes fondos invertidos en estos proyectos se pierden rápidamente cuando se produce un evento inusual (pero natural), como aumentos de caudales por encima de los registros de los últimos años o derrumbes de casas construidas en el lecho del río o sobre las barrancas.

d) Modificación de la estructura del cauce: el desarrollo de acciones inadecuadas para la estructura del cauce

tales como la extracción de áridos, angostamiento del mismo para la construcción de puentes o desarrollo de infraestructuras en cauces temporalmente inactivos, son problemas que podrían evitarse en gran parte mediante estudios y una adecuada planificación. De más está decir que resultaría mucho más económico realizar estas acciones basándose en conocimientos y experiencias previas que lamentar luego la destrucción de bienes y aun de vidas humanas.

e) Pese a que lo detallado en los puntos anteriores tiene muchos orígenes y también diferentes soluciones posibles, es imprescindible recordar que para llevar adelante estas últimas tiene que haber una decisión política para que puedan producirse los cambios adecuados en la gestión. Pero esta decisión no debiera partir de un dirigente, sino ser una decisión social. Actualmente, gran parte de la reducción de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos podría evitarse y esto contribuiría a reducir problemas futuros. Si esto no reviste importancia para nuestra sociedad, el deterioro del ambiente seguirá incrementándose. Es llamativo que en la actualidad persista una baja interacción entre los investigadores de distintas disciplinas asociadas al ambiente que pueden aportar sus conocimientos en el tema y los gestores y responsables de la toma de decisiones en aspectos de infraestructura, planificación y restauración o remediación.

f) Es importante encarar el estudio de los cuerpos de agua desde una perspectiva general, aplicando metodologías que incluyan no solo los indicadores fisicoquímicos y biológicos, sino también la perspectiva de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos, ya que de otra manera las visiones serán siempre parciales y las propuestas incompletas. Así, se podrá llegar a tener un panorama mucho más completo y comparable entre regiones que deberían servir de base para políticas de estado dirigidas a la protección de los ecosistemas acuáticos.

g) Para delinear políticas públicas orientadas a un manejo más eficiente de los recursos hídricos, en un contexto de creciente demanda de la población, y tratando de asegurar el bienestar de las generaciones futuras, es fundamental involucrar a los pobladores locales tanto a partir de su percepción del recurso acuático como a través de la toma de conciencia y apropiación de la realidad. Por ello sería recomendable organizar evaluaciones por región donde sean incluidos aspectos sociales y económicos. Esto contribuirá a establecer metas y medidas concretas para favorecer la sostenibilidad de los sistemas a mediano y largo plazo. Incluir la dimensión socioeconómica tanto en las políticas orientadas a la conservación y manejo como en aquellas orientadas a la remediación, permitirá abordar la temática desde una perspectiva holística para el desarrollo territorial, permitiendo el manejo integral de cuencas.

h) Es necesario diseñar y organizar una estrategia de monitoreo a nivel nacional que se lleve adelante en las distintas regiones de nuestro país. Como puede desprenderse de la lectura de los capítulos anteriores, varias instituciones e investigadores de nuestro país han trabajado en el estudio de ecosistemas acuáticos fluviales enfatizando la necesidad de la utilización de bioindicadores como una herramienta para evaluar su estado. Esta

herramienta no debería ser opuesta ni contradictoria con otras, pero sí complementaria, ya que los organismos o algunos aspectos de su comportamiento, organización o funcionamiento, pueden informarnos sobre el estado de cada ecosistema acuático bajo estudio. Sin embargo, para que la bioindicación sea una herramienta adecuada deberemos comenzar a trabajar de un modo más coordinado. En principio, atendiendo a las particularidades de las distintas regiones pero además sin perder la capacidad ni la posibilidad de poder comparar los resultados que se obtengan en cada una de ellas. Es una tarea aún pendiente poder avanzar en este proceso de comparación.

i). Una vez consolidada la bioindicación como herramienta, puede ser utilizada para la realización de programas de biomonitoreo (Mackert *et al.*, 2002) del mismo modo que desde hace años ocurre en otros países (Prygiel & Coste, 1993). Es decir que la implementación de los bioindicadores en programas de monitoreo permitirá una evaluación más completa de los ecosistemas, ya que este procedimiento nos dará información sobre el estado del ecosistema acuático en un momento o período determinado constituyendo una herramienta complementaria para el proceso de monitoreo. Si pretendemos evaluar la integridad ecológica de los ecosistemas para tomar decisiones de gestión, deberemos conocer el estado y la evolución de los ecosistemas en el tiempo. De otro modo, sólo estaremos hablando de su calidad hidrológica, química o física pero no sabremos realmente si los organismos pueden vivir en esos ambientes. Tampoco sabremos qué tipo de organismos viven allí y mucho menos cuáles son sus respuestas ante distinto tipo de estresores.

j). Es probable que un gestor se pregunte cuáles de los numerosos bioindicadores mencionados en este libro son mejores o más recomendables para su utilización en un programa particular de monitoreo. Es decir: ¿cuál podría ser el mejor biomonitor? La biología nos enseña que todos los organismos tienen diferentes tipos de adaptaciones y de interacciones con el ambiente. De ese modo, algunos viven permanentemente o durante un largo período de sus vidas dentro de los cuerpos de agua: algas, plantas acuáticas, larvas y algunos macroinvertebrados adultos, larvas de anfibios, peces; en cambio otros, entran y salen de él por diferentes razones tales como reproducción, refugio o alimentación. Este último sería el caso de algunos reptiles, mamíferos y aves. Todos estos organismos nos pueden brindar información, pero el primer grupo (los que cumplen todo o gran parte de su ciclo vital en el cuerpo de agua) nos informará principalmente de lo que ocurre en el agua mientras que los otros nos informarán acerca de todo el ecosistema o de los ecosistemas acuáticos presentes en la región. Por otro lado, la escala de tiempo sobre la que cada organismo o comunidad de organismos nos informa será diferente. Las algas brindarán información sobre cambios ocurridos en días o

semanas, mientras que se notarán cambios en las comunidades de macroinvertebrados en el transcurso de uno o dos meses hasta algunos años y en la de peces generalmente en lapsos mayores al año. Por ello, sería deseable que, en la medida de lo posible, se reúna la información de diferentes comunidades. Sin embargo, para no demorar la necesaria evaluación del estado de los ecosistemas acuáticos, se propone que, en una primera etapa, se recabe la información existente de al menos una comunidad o de algún otro tipo de bioindicador, que permita evidenciar el nivel de calidad biótica del ambiente considerado.

k) En el texto previo, hubo principalmente menciones a experiencias con algas y macroinvertebrados porque son los grupos principales en los que distintos grupos de investigación han venido trabajando desde hace más tiempo y más profundamente. Sin embargo, como ha sido ejemplificado en el capítulo 15 y también en partes del 6, 7, 9 y 10, es posible trabajar y se ha empezado a trabajar más recientemente, en otras comunidades de organismos bioindicadores.

En los capítulos 13 y 14 se mencionaron bioindicadores que dan respuestas a nivel sistémico y a nivel fisiológico y de comportamiento, fundamentales para entender la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos. Para poder incorporar este tipo de indicadores a un sistema de biomonitoreo, una vez más consideramos que hay que estar muy atentos a qué escala espacial y temporal se está realizando el monitoreo, y así también el grado de especificidad del mismo. Por ejemplo, indicadores como los de procesos ecológicos del ecosistema pueden informarnos sobre el estado de ese ecosistema y advertirnos de factores de deterioro que deberían ser considerados. Aquellos que trabajan a nivel comunitario avanzan particularmente sobre la calidad del biotopo y permiten detectar y aun diferenciar problemas de hábitat o de diferentes fuentes y tipos de contaminación del agua. Finalmente, los que estudian las respuestas fisiológicas, por ejemplo, permiten aislar e identificar factores de presión o estresores particulares que afectan a cada organismo y también revelan los efectos sinérgicos que pueden tener algunos de ellos en conjunto. Probablemente sería imposible sostener un biomonitoreo analizando, por ejemplo, respuestas fisiológicas a innumerables factores en los distintos ambientes del país, pero podría ser posible establecer, a través de estas respuestas, una serie de valores de diferentes parámetros que nos indiquen cómo responden los organismos a impactos específicos de distinta intensidad o distintas categorías.

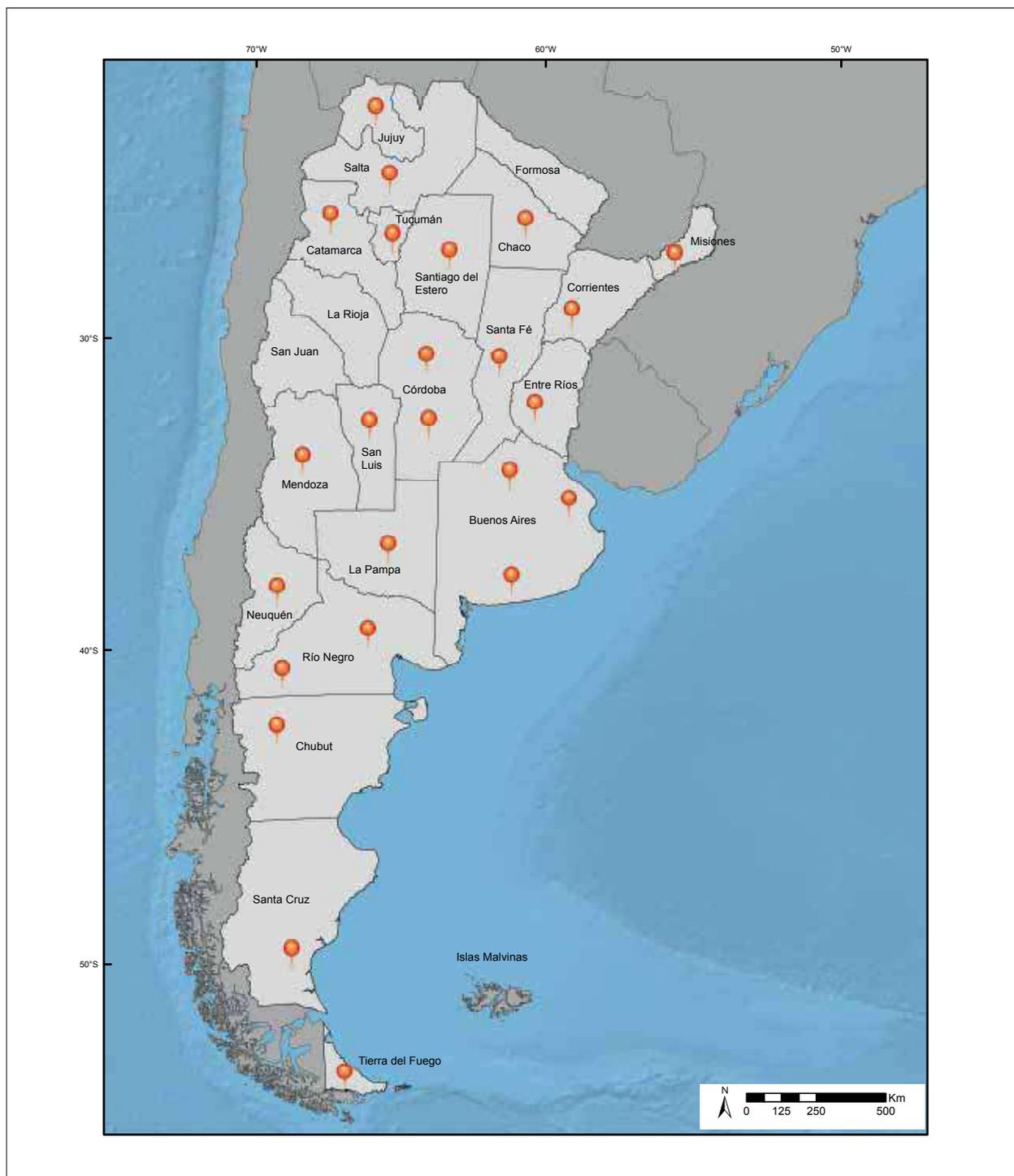
l) ¿Qué se ha hecho y qué falta todavía realizar? Esta es una pregunta muy difícil de respondernos porque han sido publicados numerosos estudios pero también existe mucha información volcada en informes técnicos, tesis y tesinas que son de relevamiento algo más dificultoso. Es posible que podamos desconocer algunos de los

estudios realizados e inclusive a los investigadores que han trabajado con bioindicadores, así como sus aplicaciones en la educación, la divulgación y la gestión. Sin embargo, trataremos de esbozar un panorama de acuerdo a nuestro conocimiento actual. Es evidente que, al no tener información fehaciente de todo lo hecho, podemos responder sólo parcialmente sobre lo que falta realizar, pero sí podemos esbozar las ideas principales de los caminos que deberíamos transitar en el futuro. Las investigaciones realizadas con bioindicadores se asocian generalmente a la distribución de institutos de investigación, principalmente los pertenecientes a CONICET y a grupos de investigación de las Universidades. Algunos de los grupos sobre los que tenemos información, que ha sido resumida en varios de los capítulos de este libro, están localizados en Tucumán, San Luis, Mendoza, Córdoba, Santa Fe, Buenos Aires, Río Negro, Chubut y Santa Cruz. También se han realizado estudios en las provincias de Jujuy, Salta, Catamarca, Santiago del Estero, Chaco, Misiones, Corrientes, Entre Ríos, La Pampa, Neuquén y Tierra del Fuego. De todas esas provincias puede decirse que se han realizado algunos estudios con indicadores a nivel ecosistémico en Río Negro, Tucumán, Córdoba y Buenos Aires. También se han desarrollado en varias regiones de las mismas provincias estudios sobre bioindicadores a nivel comunitario o poblacional, a las que podemos agregar los realizados en las provincias de Jujuy, Salta, Entre Ríos, Corrientes, Misiones, Santiago del Estero, Chaco, San Luis, Mendoza, Catamarca, Santa Fe, La Pampa, Neuquén, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego. Finalmente, los estudios con algún tipo de biomarcador se han realizado en las provincias de Buenos Aires, Santa Fe, Córdoba, Río Negro y Chubut pero se están implementando estudios en otras provincias como San Luis, La Pampa y Entre Ríos (Fig. 2).

De este modo aparece como necesidad evidente desarrollar estudios y fortalecer grupos de investigación en las provincias que no han sido mencionadas. Por otro lado, mientras los indicadores de calidad química han sido aplicados en todas las provincias argentinas, aunque pocas veces de modo sistemático, e inclusive han sido utilizados por organismos gubernamentales (Berón, 1984), los estudios de bioindicación han estado restringidos a estudios académicos. La única aplicación a actividades de gestión que conocemos es la que ha sido realizada en los monitoreos de la cuenca Matanza-Riachuelo (PISA, 2010).

## Conclusiones y recomendaciones

De todo el recorrido puede inferirse que son muchos los aspectos que se conocen sobre los ecosistemas acuáticos de las distintas regiones; sin embargo, es mucho más lo que aún falta por elucidar. El camino del conocimiento exige sistematizar lo documentado hasta el momento y evaluar aquellas ecorregiones y ambientes en los que



**Figura 2.** Sitios de la Argentina donde existen grupos de investigación con antecedentes en el estudio y aplicación de algún tipo de bioindicador.

se carece de información. Por ello consideramos como muy positivo el camino de colaboración iniciado entre la Secretaría de Medio Ambiente de la Nación, particularmente con la Dirección de Ecosistemas Acuáticos y el CONICET. Asimismo, al estar muchos de los investigadores relacionados con universidades nacionales a través de institutos de doble dependencia, este trabajo

de colaboración inicia una integración auténticamente federal indispensable para comenzar un proceso de evaluación y monitoreo. Estas acciones permitirán transitar de modo conjunto, las etapas de ordenamiento y sistematización de los conocimientos existentes en distintos ecosistemas acuáticos de todo el país. Además, en la medida en que estos conocimientos sean compartidos,

se acercarán las visiones y lenguajes en la búsqueda de lograr acuerdos y objetivos comunes. Para construir esta nueva perspectiva de cómo abordar el diagnóstico del estado de los cuerpos de agua en la Argentina, será vital generar un espacio que permita la interacción de los distintos actores que se requieren para llevarlo a cabo, integrando así saberes y demandas.

Dicho camino, del cual este libro es sólo un hito parcial, será necesariamente muy largo porque apenas estamos percibiendo la gran distancia que nos falta recorrer como sociedad para llegar a una apreciación, manejo y conservación adecuada de nuestros ecosistemas acuáticos. Sin embargo, sería muy auspicioso que continuásemos recorriéndolo tanto de manera institucional a través del mantenimiento de la REM\_AQUA (ideada en forma conjunta como Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos de Argentina entre la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y el CONICET) como de manera personal, dado que es vital revisar y transmitir los conocimientos que tanto nosotros como un gran número de nuestros colegas han construido en el transcurso de muchos años de esfuerzo en la investigación y/o en la gestión.

Por ello sería recomendable que en pasos sucesivos se incorpore a futuras bases de datos, y de un modo sistemático y organizado, la información que se recopile de los distintos ambientes acuáticos. Sería deseable que, en esta temática, las autoridades nacionales interactúen con gobiernos provinciales y municipales, que son en definitiva los que tienen que llevar adelante las políticas en el territorio. En esta interacción se requiere la distribución de la información, pero además recibir e integrar la información producida en distintas zonas del país. Estos insumos deberían estar disponibles para ser utilizados en el monitoreo y la gestión de los ecosistemas acuáticos. El objetivo final será el de mantener o incrementar la integridad ecológica de los mismos para que podamos alcanzar un desarrollo sustentable, deseando además que este abordaje se convierta en una política de estado.

## Bibliografía

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F. & 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 (3): 333-347.

Bellinger E. G. & D. C. Sigeo, 2010. *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators*. Chichester, UK, Wiley, Blackwell.

Berón, L. 1984. Evaluación de la calidad de las aguas. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental Ministerio de Salud y Acción Social. 1-51, Buenos Aires, Argentina.

Cochero, J., Cortelezzi, A., Tarda, A. S. & N. Gómez. 2016. An Index to Evaluate the Fluvial Habitat Degradation in Lowland Urban Streams. *Ecological Indicators*, 71: 134-44.

Corigliano, M. del C. 2008. Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 28(1-2), 33-54.

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.

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.

Feld, C.K., S. Birk, D. Erme, M. Gerisch, D. Hering, M. Kernan, K. Maileht, U. Mischke, I. Ott, F. Pletterbauer, S. Poikane, J. Salgado, C.D. Sayer, J. Van Wichelen & F. Malard. 2016. Disentangling the effects of land use and geo climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 60, 71-83. doi:10.1016/j.ecolind.2015.06.024.

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

García, M. E., A. Rodrigues Capitulo y L. Ferrari, 2009. El ensamble de invertebrados y la calidad del agua: indicadores taxonómicos y funcionales en arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 26: 109-120.

Gómez, N., & M. Licursi 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35 (2): 173-181.

Gómez N., M. Licursi, D.E. Bauer, E.S. Ambrosio & A. Rodrigues Capitulo. 2012. Assessment of biotic integrity of the Coastal Freshwater Tidal Zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuaries and Coasts*, 35 (5):1328-1339.

- Gualdoni, C. M. & M. del C Corigliano. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 11(1), 43-49.
- Haury, J., M. C., M. Peltre, J. Trémolières, G. Barbe, G. Thiébaud, H. Bernez, P. Daniel, G. Chatenet, S. Haan-Archipof, Muller & A. Dutartre. 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution - The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570: 153-158.
- Herrero, M. A. y S. B. Gil. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecología Austral- Sección Especial*. Diciembre 18: 273-289. doi:<http://www.scielo.org.ar/pdf/ecoaus/v18n3/v18n3a03.pdf>.
- 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.
- ISOLA (Information System for the Orientation of Local Actions) (2002). *Indicators to read the urban environment*. Disponible en el sitio [http://www.comune.modena.it/~isola/inglese/number5/indic\\_urbenvir.html](http://www.comune.modena.it/~isola/inglese/number5/indic_urbenvir.html).
- Karr, J. R, K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, & I. J. Schlosser. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication, 5. 28 p.
- Klemm, D. ., 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.
- Kothè, P. 1962. Der «Artenfehlbetrag», ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorflutuntersuchungen. *Dt. Gewässerkd. Mitt.* 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.
- 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.
- Marchese, M. & I. Ezcurra de Drago. 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators, in lotic environments of the Parana River drainage basin. *Pollution Archives of Hydrobiology*, 46: 233-255.
- Markert B. A., A. M. Breure & H. G. Zechmeister (Eds.) 2002. *Bioindicators and biomonitors*. Oxford: Eslvier Science B.V.
- Miserendino, M. L. & L. A. Pizzolón. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(2): 137-148.
- Morello, J., S. Matteucci, A. Rodríguez y M. Silva 2012. *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Buenos Aires, Argentina: Orientación Gráfica Editores, p.773.
- Munné, A., C. Solá, y N. Prat. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175, 20-37.
- 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 Biologiske Skrifter*, 7: 1-293.
- Palmer, M. A., S. L. Bell y I. A. Butterfield. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: application for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2: 125-143.
- Prat, N., A. Munné, M. Rieradevall, C. Solá, & N. Bonada, 2000. ECOSTRIMED. Protocolo para determinar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Área de Medio Ambiente. Diputación de Barcelona. Barcelona*, 40.
- Prygiel, J. & M. Coste. 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. Agence de l'eau Artous-Picardie.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. En Simposios IV Cong. Arg. de Entomología, Mar del Plata. *Rev. Soc. Ent. Argentina*, 58: 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra & C. Ocón. 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-19.
- Schneider, S. 2007. Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologica*, 37: 281-289.
- 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.
- Stewart, T. W. & J. A. Downing. 2008. Macroinvertebrate communities and environmental conditions in recently constructed wetlands. *Wetlands* 28, 141-150.

Troitiño, E., M. C Costa, L. Ferrari y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de un arroyo pampeano. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina. Tomo II: 777-784.

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

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 Development 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*. Houston, GulfPvld. 251-281.