



## Biomonitoreo en ríos de la Argentina: Un camino por recorrer

EDUARDO DOMÍNGUEZ<sup>1</sup>; ANDREA ENCALADA<sup>2</sup>; HUGO R. FERNÁNDEZ<sup>1</sup>; ADONIS GIORGI<sup>3,✉</sup>;  
MERCEDES MARCHESE<sup>4</sup>; MARÍA L. MISERENDINO<sup>5</sup>; ANTONI MUNNE<sup>6</sup>; NARCÍS PRAT<sup>7</sup>;  
BLANCA RÍOS-TOUMA<sup>8</sup> & ALBERTO RODRIGUES CAPÍTULO<sup>9</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET-Univ. Nac. Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales. San Miguel de Tucumán, Tucumán. <sup>2</sup>Instituto BIÓSFERA, Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales, Univ. San Francisco de Quito. Quito, Ecuador. <sup>3</sup>Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES). CONICET-Univ. Nac. Luján, Departamento de Ciencias Básicas, UNLu. Luján, Buenos Aires. <sup>4</sup>Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET-UNL). <sup>5</sup>Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP). CONICET-FCNyCS-Univ. Nac. De la Patagonia San Juan Bosco. Esquel. Chubut. <sup>6</sup>Dept. de Control y Calidad de las Aguas, Agencia Catalana del Agua. <sup>7</sup>Universidad de Barcelona, Sección de Ecología. Dept. Biología Evolutiva, Ecología i Ciències Ambientals. <sup>8</sup>Facultad de Ingenierías y Ciencias Aplicadas. Grupo de Investigación en Biodiversidad, Medio Ambiente y Salud (BIOMAS), Universidad de las Américas. Quito, Ecuador. <sup>9</sup>Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (ILPLA). CONICET-Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Univ. Nac. La Plata.

**RESUMEN.** Se describe la secuencia histórica de la aplicación de organismos acuáticos bioindicadores en la Argentina y sus posibilidades de ser difundidos e incorporados como herramientas de biomonitoreo en la gestión ambiental. En paralelo, se presenta el desarrollo y las etapas acaecidas en Ecuador y en España. Tanto las distintas regiones de la Argentina como los países mencionados siguieron trayectorias semejantes; primero, aplicando índices usados en otros países, y luego adaptándolos a la flora y la fauna locales, o bien reformulándolos para cada uno de los paisajes. Los índices aplicados dependieron de cada ecorregión y del impacto que se pretendía evaluar. En todos los casos, la transferencia a la gestión se realizó de un modo lento y no regular o planificado, excepto cuando existía alguna normativa que obligaba a su aplicación. Se concluye que actualmente en la Argentina existen numerosos grupos con experiencia en el empleo de bioindicadores en ambientes fluviales, pero hay una falencia a nivel de normativas que hace que su incorporación al monitoreo sea lento, optativo y poco comparable entre cuencas. De la experiencia de otros países se desprende que sería necesario aplicar normas específicas. Como no es posible desarrollar un único índice para todo el país, para lograr una evaluación estandarizada se torna indispensable establecer sistemas de intercalibración y comparación entre los distintos índices empleados. En ese sentido, la red REM AQUA podría contribuir a diseñar, realizar y difundir este tipo de comparaciones.

[Palabras clave: ambientes fluviales, bioindicadores, aplicación a la gestión]

**ABSTRACT.** We describe the historic sequence of the application of aquatic bioindicators in Argentina and the feasibility for being disseminated and incorporated as biomonitoring tools in environmental management. In parallel, we present the development and stages followed in Ecuador and Spain. Indices from other countries were first applied, and these were later adapted to the local flora and fauna or reformulated different ecoregions. The indices applied depended on each ecoregion and on the impact to evaluate. The transfer to management was carried out in all cases in a slow and not regular or planned way, except when there were some regulations that forced its application. We conclude that, currently, there are numerous groups in Argentina with expertise in the use of bioindicators in riverine environments. Still, there is a weakness at the regulatory level that makes their incorporation to monitoring studies slow, optional, and not comparative between basins. From the experience of other countries, it appears that the application of specific standards would be necessary. As it is not possible to develop a single index, it becomes essential to establish inter-calibration and inter-comparison procedures among different indices applied to standardize the evaluation at the whole country level. In this sense, the REM AQUA network may contribute to design, apply and disseminate this type of comparison.

[Keywords: fluvial environments, bioindicators, application to management]

## INTRODUCCIÓN

Para evaluar las características de los cuerpos de agua se pueden utilizar variables fisicoquímicas (i.e., temperatura, acidez o alcalinidad [pH], turbidez, sólidos disueltos y concentración de oxígeno) y químicas (i.e., demanda química de oxígeno [DQO] o demanda bioquímica de oxígeno [DBO], fosfatos, nitratos, metales pesados, presencia de biocidas y contaminantes emergentes). Las medidas de las variables son muy precisas, y con los avances tecnológicos más recientes resultan más accesibles económicamente; incluso, algunos se pueden automatizar. Sin embargo, estos análisis se refieren a una muestra instantánea, ya que reflejan la calidad al momento de tomar la muestra dentro de un sistema muy dinámico y cambiante.

Hace más de un siglo se observó que las alteraciones por contaminación en el ambiente acuático producían cambios en la estructura de las comunidades biológicas, disminuyendo en especial aquellas especies más sensibles a los contaminantes. Al comparar los cambios entre lugares naturalmente conservados con otros afectados por contaminación se pudieron establecer comunidades asociadas a distintos grados de polución y elaborar escalas de calidad biológica del agua. Esto dio lugar a una herramienta biológica denominada Bioindicador o Indicador Biológico de calidad del agua, que utiliza las diferentes tolerancias que tienen distintos organismos (Resh and Rosenberg 1993).

En un comienzo se utilizaron sistemas estandarizados y con niveles de determinación taxonómica muy profundos, como el Sistema de los Saprobios; luego, sistemas de aplicación más sencilla y que requieren una menor especialización por parte del operador (e.g., los que usan familias de macroinvertebrados como indicadores sensibles a la contaminación acuática). Entre estos últimos, se aplicaron sistemas unimétricos y multimétricos que presentan distintas ventajas y desventajas. Los primeros contemplan los cambios en algún tipo de atributo de la comunidad de organismos (e.g., biomasa, densidad y diversidad) en relación con uno o más estresores, mientras que los segundos utilizan múltiples atributos que pueden cambiar en respuesta a los estresores. Los sistemas unimétricos son más simples y fáciles de aplicar, mientras que los multimétricos son sensibles a una gama mayor de cambios. Una evaluación de estos métodos, de sus ventajas y desventajas se

puede encontrar en Bonada et al. (2006). Es importante resaltar que no hay bioindicadores específicos para cada proceso industrial o tipo de contaminación, ni indicadores que puedan aplicarse de una manera estandarizada y universal, ya que los organismos que se encuentran en una región determinada tienen, por lo general, una distribución limitada y sus tolerancias pueden ser especie-específicas. Existen protocolos estandarizados para coleccionar y analizar las muestras de regiones con características similares de paisaje, sustrato y vegetación ribereña; sin embargo, su aplicación depende de un conocimiento de base sobre las diferentes comunidades a fin de determinar los valores de los indicadores (Prat et al. 2009). Los indicadores biológicos se suelen calibrar con los parámetros físicos y químicos para determinar su grado de respuesta y proponer escalas aplicables en las diferentes regiones. La calibración incluye la comunidad existente en lugares de referencia (o donde se conserven más las condiciones naturales) teniendo en cuenta los valores de parámetros físicos y químicos del ambiente y las comunidades presentes en lugares contaminados o alterados por la acción humana, donde algunos de los parámetros físicos o químicos se vean alterados. Esto resultó en la generación de múltiples índices para cada tipo de río y región, que resultan difíciles de intercalibrar, es decir, lograr que reflejen la calidad del agua y que sean comparables en cuanto a su diagnóstico del estado ecológico del río. Aun en segmentos de un mismo río, para que un bioindicador sea adecuado debe ser más sensible a los estresores originados por el ser humano que a las variaciones naturales del ambiente.

Por otro lado, una de las ventajas de los bioindicadores es que en lugar de presentar una imagen instantánea o fotografía del estado del agua, se los podría considerar más bien una película, ya que los organismos permanecen en el cuerpo de agua todo el tiempo. Si se evidencia una alteración súbita de la comunidad que refleje algún factor de estrés que no pueda identificarse, se podrán realizar análisis más profundos o especializados (e.g., análisis de sedimentos, de tejidos o bioensayos con tóxicos específicos) que seguramente darán cuenta de lo que sucedió en el río. Los indicadores biológicos y los parámetros fisicoquímicos son complementarios y no alternativos en la evaluación de los ecosistemas acuáticos. El uso de las comunidades biológicas permitiría mantener un control continuo muy estricto del

estado de los cuerpos de agua. El empleo de bioindicadores provee, además, parámetros biológicos para reglamentar valores de calidad de agua aceptables para el funcionamiento del ecosistema. Por otro lado, la fácil interpretación de los resultados convierte a los indicadores biológicos en una herramienta muy potente de educación y difusión de la importancia de la calidad del agua y del estado o la integridad ecológica de los ecosistemas (Barbour et al. 1996; Domínguez et al. 2020).

## MATERIALES Y MÉTODOS

En esta revisión se sintetiza la historia de la aplicación de bioindicadores en algunas regiones de la Argentina, y sus particularidades. Además, se destacan los índices aplicados en cada región y aquellos que se consideran más adecuados, así como las posibilidades y los intentos de aplicación

en la gestión y su estado actual. Por otro lado, se realiza una breve descripción histórica del proceso de aplicación de bioindicadores en un país latinoamericano (Ecuador) y uno europeo (España). Por último, se comparan los casos relevados para identificar puntos en común y diferencias destacables entre países y entre regiones.

## RESULTADOS

### *El inicio de la utilización de bioindicadores en regiones de la Argentina*

La aplicación de bioindicadores ha seguido distintos procesos en la Argentina según el desarrollo de grupos de investigación y de los impactos de las actividades antrópicas en los ecosistemas de distintas regiones. La Tabla 1 resume los índices aplicados en las distintas regiones del país utilizando

**Tabla 1.** Listado de índices conformados por bioindicadores aplicados en la Argentina, señalando tipo de organismos y regiones de aplicación. a) Macroinvertebrados. b) Algas. c) Otros organismos. La cita completa de algunas referencias figura en la sección Material Suplementario.

**Table 1.** List of indices made up of bioindicators applied in Argentina, indicating type of organisms and application regions. a) Macroinvertebrates. b) Algae. c) Other organisms. The complete citation of some references is presented in the Supplementary Material section.

Índice	Organismos empleados	Región del país donde se lo suele emplear	Referencia*
a)			
BMWP ( <i>Biological Monitoring Working Party</i> )	Macroinvertebrados	Pampa/Noroeste/Nordeste/Centro/ Cuyo	Armitage et al. 1983
ET (Efemerópteros-Tricópteros)	Insectos	Pampa	García et al. 2009
ETO (Efemerópteros-Tricópteros-Oligoquetos)	Insectos	Pampa	García et al. 2009
ASPT ( <i>Average Score Per Taxon</i> )	Macroinvertebrados	Pampa/Noroeste/Nordeste/Cuyo	Walley and Hawkes 1997
BMPS ( <i>Biotic Monitoring Patagonian Streams</i> )	Macroinvertebrados	Patagonia	Miserendino and Pizzolón 1999
EPT (Efemerópteros-Plecópteros-Tricópteros)	Insectos	Patagonia/Noroeste/Cuyo	Klemm et al. 1990
IAP (Índice Andino Patagónico)	Macroinvertebrados	Patagonia/Cuyo	Miserendino and Pizzolón 1999
IBY-4 (Índice Bióticos Yungas)	Insectos	Noroeste	Dos Santos et al. 2011
IBC (Índice Biótico Carcaraña)	Insectos	Córdoba/Cuyo	Gualdoni and Corigliano 1991
IBF (Índice Biótico de Familias)	Macroinvertebrados	Nordeste/Cuyo	Hilsenhoff 1988
IBSSL (Índice Biótico Sierras de San Luis)	Macroinvertebrados	Cuyo	Vallania et al. 1996
IBPamp (Índice Biótico Pampeano)	Macroinvertebrados	Nordeste/Pampa	Rodrigues Capítulo et al. 2001
IMRP (Índice Macroinvertebrados Ríos Pampeanos)	Macroinvertebrados	Nordeste/Pampa	Rodrigues Capítulo 1999
Oligoquetos/Quironómidos/Otros	Macroinvertebrados	Nordeste	Marchese and Ezcurra de Drago 1999

**Tabla 1.** Continuación.**Table 1.** Continuation.

b)			
IDP (Índice de Diatomeas Pampeano)	Diatomeas bentónicas	Pampa/Cuyo	Gómez and Licursi 2001
IBIRP (Índice de Integridad Biótica para el Río de La Plata)	Algas y macroinvertebrados	Pampa/Río de La Plata	Gómez et al. 2012
IDPm (modificado)	Algas	Noroeste	Licursi and Gómez 2003
Compuesto (cianofitas+ clorococales +centrales euglenales/desmidiales)	Algas	Noroeste	Nygaard 1949
Euglenal (euglenales/cianofitas +clorococales)	Algas	Noroeste	Nygaard 1949
Ce/Pe (Centrales/Pennales)	Algas	Noroeste	Nygaard 1949
Ds (Déficit de especies)	Algas	Noroeste	Kothé 1962
DAIpo ( <i>Diatom Assemblage Index to organic pollution</i> )	Algas	Noroeste	Watanabe et al. 1990
c)			
Especies indicadoras	Algas, protozoos, zooplancton, peces,aves	Pampa/Noroeste	Gannon and Stemberger 1978
Índice de Integridad Biótica	Peces	Patagonia	Karr et al. 1986
Índice de Integridad Biótica	Macrófitas	Patagonia	Palmer et al. 1992

\* Referencias completas en Material Suplementario

macroinvertebrados y algas (los grupos más utilizados como bioindicadores), y también algunos que emplearon otros organismos. En la Tabla 2 se presentan aquellos sitios donde se aplicaron indicadores de áreas ribereñas y de hábitat.

El inicio de la aplicación de indicadores tuvo algunas particularidades en diferentes regiones de la Argentina debido a sus problemáticas ambientales. Éstas derivaron en diferentes requerimientos de autoridades e inquietudes de científicos que impulsaron el empleo y la adaptación de distintos índices para cada región. En la ecorregión Pampa, los primeros registros de organismos para evaluar la contaminación de los sistemas fluviales regionales se remontan al trabajo de Fernández y Schnack (1977), quienes analizaron el impacto de los efluentes de un frigorífico sobre la mesofauna de invertebrados de un arroyo de la localidad de Gorina, provincia de Buenos Aires, por medio de índices de diversidad y el índice de *rankings* de Kendall. En la década del noventa, la Secretaría de Ambiente de la Nación decidió incorporar biomonitores a los parámetros

fisicoquímicos ya existentes para evaluar y monitorear el grado de contaminación de la cuenca Matanza-Riachuelo. En este estudio se presentaron los primeros resultados sobre diatomeas bentónicas y los meso y macroinvertebrados vinculados al complejo bentónico y a las macrófitas. Se utilizó un índice basado en macroinvertebrados con diferente 'sensibilidad' (Índice de Macroinvertebrados de Ríos Pampeanos), que luego se extendió a otros sistemas lóticos pampeanos (Rodríguez Capítulo 1999). Se desarrollaron dos nuevos índices regionales: el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) (Gómez 1998) y el Índice Biótico Pampeano (IBPAMP) cotejado con la aplicación del BMWP' (*Biological Monitoring Working Party*) adaptado a la fauna ibérica y readaptado a la fauna pampeana (Rodríguez Capítulo et al. 2001). Estos índices permitieron evaluar la calidad del agua y el impacto de contaminantes en ríos y arroyos de la llanura y en los sistemas serranos de Tandilia. Después, 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, de la Autoridad de

**Tabla 2.** Listado de índices conformados por indicadores de hábitat y ribera aplicados en la Argentina. Se señala el tipo de ambiente y las regiones de aplicación. La cita completa de algunas referencias figura en la sección Material Suplementario.

**Table 2.** List of indices made up of habitat and riparian zones indicators applied in Argentina, indicating type of environment and application regions. The complete citation of some references is presented in the Supplementary Material section.

Índice	Organismos empleados	Región o provincia donde se empleó	Referencia*
ICR (Índice de Calidad de Ribera)	Pastizal de ribera	Pampa/Noreste	Troitiño et al. 2010
ICRP (Índice de Calidad de Ribera Pampeana)	Pastizal y arbustos de ribera	Pampa	Basílico et al. 2015
USHI ( <i>Urban Stream Habitat Index</i> )	Riberas de áreas urbanas	Pampa	Cochero et al. 2016
ECOSTRIMED ( <i>ECOLOGical Status Rivers MEDiterranean</i> )	Macroinvertebrados + ribera	Pampa	Cochero et al. 2016
QBRp (Índice Patagónico de Calidad Ribereña)	Bosque de ribera	Patagonia	Kutschker et al. 2009
<i>Riparian Quality Index - Mountain Rivers</i> QBR-MR	Bosque de ribera	Noroeste	Kutschker et al. 2009
<i>Riparian Quality Index</i> QBR index	Bosque de ribera	Noroeste	Sirombra and Mesa 2012
CER (Índice de Calidad Ribereña)	Bosque de ribera	Centro	Corigliano 2008

\* Referencias completas en Material Suplementario

Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), y también se usaron en otras cuencas (e.g., la sección baja costera del Río Uruguay, influenciado por 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).

También se realizaron análisis a partir de los ensambles de macroinvertebrados que habitan los arroyos cercanos a la localidad de Magdalena (provincia de Buenos Aires), a través de métricas tales como la densidad de larvas de efemerópteros y tricópteros (ET), la relación existente entre la cantidad de efemerópteros y tricópteros (E/T) y el total de macroinvertebrados y la relación entre la cantidad de efemerópteros y tricópteros y los oligoquetos (ETO). Asimismo, se emplearon

métodos multimétricos para el biomonitoreo del sector costero de agua dulce del estuario del Río de la Plata. En este caso, se emplearon métricas vinculadas al fitoplancton y a los ensambles de especies de diatomeas y macroinvertebrados bentónicos. Las métricas se seleccionaron por sus respuestas significativas a los cambios en la calidad del agua y se integraron en el Índice de Integridad Biótica para el Río de la Plata (IBIRP) (Tabla 1).

En la última década se realizaron estudios para analizar el impacto del uso del suelo sobre la calidad de ribera y su repercusión en la estructura de comunidades de aves, peces, macrófitas y macroinvertebrados. Como resultado de estos trabajos se desarrollaron índices de ribera para arroyos de zonas rurales, para la zona costera del Río de la

Plata y para cursos de agua que atraviesan zonas urbanizadas, como la Cuenca Matanza-Riachuelo (Tabla 2).

En la Patagonia, la implementación de bioindicadores basados principalmente en macroinvertebrados bentónicos se realizó por primera vez en el sistema Esquel-Percy (provincia de Chubut). Luego de un estudio exhaustivo de la cuenca (1990-1991), que incluyó un abordaje estacional de las características ambientales y de los patrones de distribución de los macroinvertebrados, se pudo conocer en detalle la taxocenosis y las respuestas de las especies a múltiples estresores (Miserendino 1995). En el sistema Esquel-Percy, con dos urbanizaciones (ciudades de Esquel y Trevelin), se utilizaron bioindicadores para conocer el estado ecológico de la cuenca y los impactos producidos por la acción antrópica. Entre los principales disturbios se identificaron el dragado, la rectificación del cauce, la escorrentía superficial y el vertido de efluentes cloacales sin tratar. La posibilidad de relacionar especies y ambiente a través de procedimientos multivariados permitió probar y adaptar medidas utilizadas habitualmente en otras regiones del mundo para evaluar la calidad del agua. Con esa base de datos y otras recopiladas de sistemas hídricos de cordillera y de la estepa patagónica, se adaptaron los índices cualitativos IAP (Índice Andino Patagónico), BMPS (*Biotic Monitoring Patagonian System*) y el índice de riqueza de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) (Miserendino and Pizzolón 2003) (Tabla 1). Para evaluaciones más integrales se incluyó, además, el bosque circundante, y se adaptó el índice de calidad de ribera (Munné et al. 2003) para generar el índice de calidad de ribera patagónico (QBRp) (Kutschker et al. 2009). Dado que las condiciones del hábitat de los arroyos son determinantes de los ensambles de macroinvertebrados (Tabla 2), se adaptó el índice de calidad de hábitat de Barbour et al. (1996). Este índice tuvo también una buena recepción por ingenieros a cargo de manejos forestales en cuencas hídricas cordilleranas. También se aplicaron los índices bióticos basados en macroinvertebrados para evaluar impactos de diversos usos de la tierra (i.e., plantaciones de especies arbóreas exóticas, bosques manejados, urbanizaciones, desarrollos pastoriles, uso ganadero intensivo [e.g., Horak et al. 2019]). Los mismos índices utilizados para evaluar el grado de contaminación pueden ser sensibles a la acción de otros factores de estrés en los ríos

de la región. A solicitud del INTA, se buscaron indicadores de degradación de mallines (i.e., humedales patagónicos) y se propusieron métricas basadas en el número de familias de insectos para conocer su calidad del agua y los impactos de los disturbios ganaderos (Epele and Miserendino 2015). También se identificaron las métricas cualitativas basadas en macrófitas, riqueza de plantas emergentes y de macrófitas endémicas, como medidas consistentes para evaluar disturbio en charcas.

En el Noroeste Argentino (NOA), en las décadas del ochenta y noventa se iniciaron numerosos estudios de la situación ambiental de sus ríos debido al aumento de los contaminantes provenientes sobre todo de industrias y ciudades. En algunos casos se usó la presencia de bacterias como medida de la contaminación orgánica y sus efectos en las condiciones del medio, y también se aplicaron bioindicadores, usando el conocimiento de macroinvertebrados acuáticos en el río Salí (Domínguez and Fernández 1998) y de algas (Seeligmann et al. 2002). En otros casos se usaron métricas estructurales de la comunidad íctica y planctónica para diagnosticar la situación ambiental de ríos y embalses (Butí et al. 2015). Por su practicidad, los macroinvertebrados fueron muy usados en los ríos de la región, ya sea con índices modificados de otros europeos como BMWP' y ASPT' (*Average Score per Taxón* modificado), a veces junto al EPT (Fernández et al. 2006), o con otros novedosos como el EIPT (Elmidos-Plecópteros) o el IBY-4 (Índice Biótico Yungas-4) (Tabla 1). La calidad ambiental de la vegetación ribereña (Quiroga et al. 2011) se incorporó con posterioridad a las evaluaciones de calidad biológica de los ríos. Esto permitió detectar el impacto del ganado sin confinamiento en las cuencas de montaña y producir índices de calidad de ribera como el QBR-MR (*Qualitat del Bosc de Ribera-Mountain River*) y el QBRy (*Qualitat del Bosc de Ribera-Yungas*) (Fernández et al. 2016) (Tabla 2).

En el Corredor Fluvial Chaco-Mesopotámico y parte de la región de Humedales del Chaco, el uso de indicadores en la evaluación de calidad ambiental comenzó en la década del noventa. Se estudiaron 30 ríos del sistema del río Paraná (incluyendo el cauce principal del río Paraná en su tramos medio e inferior, cauces secundarios y tributarios) para evaluar cambios en la estructura bentónica por el efecto de desagües cloacales, pluviales o industriales, y a fin de determinar los índices

más adecuados para la problemática de la región. Dichos ambientes fueron seleccionados debido a los aportes de metales, biocidas y compuestos orgánicos a través de desagües cloacales, vertidos de efluentes industriales de la provincia de Santa Fe y el tramo inferior del río Paraná por la presión antropogénica derivada del cinturón industrial de su ribera derecha y su alta concentración de población (Marchese and Ezcurra de Drago 1999; Pavé and Marchese 2005). En cuanto a los resultados obtenidos, la relación entre las densidades de oligoquetos y quironómidos y la relación de las densidades total de invertebrados y de *Limnodrilus hoffmeisteri* indicaron un aumento de oligoquetos y la dominancia de *L. hoffmeisteri* en los sitios más perturbados y enriquecidos orgánicamente (ya sea de origen natural o antropogénico). Otros estudios en la región incluyendo distintos tipos de ambientes aplicaron análisis multivariados para discriminar gradientes de perturbación (Marchese and Ezcurra de Drago 1999; Pavé and Marchese 2005; Leiva et al. 2020). En trabajos más recientes se evaluó el efecto del ganado sobre los invertebrados bentónicos y el proceso de enriquecimiento con materia orgánica en ambientes de la llanura aluvial del río Paraná (Mesa et al. 2016).

Con respecto a los índices bióticos aplicados en la región, Damborsky y Poi (2015) utilizaron el índice de macroinvertebrados de ríos pampeanos (IMRP) (Rodrigues Capitulo 1999), el índice biótico para ríos y arroyos pampeanos (IBPAMP) (Rodrigues Capitulo et al. 2001) y el SIGNAL 2 (*Stream Invertebrate Grade Number Average Level 2*) a macroinvertebrados asociados a macrófitas y a datos históricos de la macrofauna bentónica para evaluar la calidad biológica del agua del río Negro (tributario del río Paraná en el Chaco Oriental). Capeletti et al. (2017) aplicaron, además de los índices mencionados, el BMWP y el ASPT a una base de datos de ensamblajes bentónicos de la cuenca del río Salado del Norte y lograron discriminar los sitios más perturbados por metales y enriquecimiento orgánico. A su vez, en cauces secundarios y tributarios de menor caudal de la subregión de la Pampa Mesopotámica (Entre Ríos), se aplicó también el índice Biótico de Familias (IBF) (Hilsenhoff 1988) y el índice de calidad de ribera (ICR) (Troitiño et al. 2010) y se obtuvieron resultados dispares. Por otro lado, recientemente se aplicaron diferentes índices en el río Dulce (Santiago del Estero), y el BMWP' adaptado a la Cuenca del Salí

resultó el más adecuado para evaluar el área de estudio (Leiva 2019). (Tablas 1 y 2).

#### *Particularidades de la experiencia en las regiones*

En la ecorregión Pampa se ha recurrido a menudo a los cambios en la composición de las comunidades para la diagnosis del estado ecológico de los cursos de agua. La comunidad planctónica fue la más empleada en las cuencas de los ríos Matanza-Riachuelo, Reconquista, Luján y numerosos arroyos con distinto grado de contaminación. Por otra parte, el epifiton fue utilizado como indicador de contaminación difusa en la cuenca superior del río Reconquista y en tributarios del río Luján. Asimismo, se encontró que las asociaciones de especies de anélidos oligoquetos permiten caracterizar diferentes sectores de arroyos periurbanos cercanos a la ciudad de La Plata. De manera similar se emplearon con éxito los ensamblajes de anélidos-hirudíneos, lo que permitió detectar cambios en la calidad del agua en arroyos del sistema serrano de Tandilia. Por otra parte, también se emplearon el conjunto de macrófitas, biofilm epipélico y los ensamblajes de macroinvertebrados para diagnosticar la calidad del agua y del hábitat en arroyos expuestos a efluentes industriales del partido de La Plata. Cabe agregar que algunos estudios sobre grupos de vertebrados (incluyendo peces, anfibios, reptiles y mamíferos) aportaron información valiosa para la evaluación de sistemas fluviales. Debido a la presencia habitual de metales pesados en esta región se empleó como indicador la presencia de alteraciones morfológicas en algas (e.g., modificaciones en los frústulos de diatomeas) e invertebrados (e.g., cambios a nivel subcelular y modificaciones en la mandíbula de quironómidos) (Gómez et al. 2009; Cortelezzi et al. 2011).

Para identificar y seleccionar métricas en la Región Patagonia se evaluó la posibilidad de interactuar con especialistas sistemáticos y taxónomos. Esta alianza ayudó a mejorar los inventarios, a conocer y a cuantificar la diversidad biológica de los ambientes acuáticos y permitió interactuar con referentes de diferentes disciplinas. Así se conformaron los comités de cuenca (Río Percy, Río Chubut, Río Futaleufú) y se realizaron capacitaciones y talleres solicitados por diversas administraciones.

En el caso del NOA, el proceso fue inverso, ya que se partió del conocimiento taxonómico inicial para caracterizar las

diferentes comunidades según el estado de los cuerpos de agua. Luego de los inicios utilizando los protocolos de la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos [*Environmental Protection Agency (EPA)*], se ordenaron las metas y se elaboraron trabajos de base, informes técnicos y tesis de grado y de posgrado que incluyeron propuestas de protocolos para aplicar índices apropiados para la región. Estos índices, en particular los de ribera, se aplicaron en informes ambientales que sirvieron para estimular y divulgar sus usos.

En relación con el corredor fluvial del río Paraná, fue necesario considerar tanto el cauce principal como el área inundable, ya que debido a su dinámica hidrosedimentológica se produce la redistribución de biota y sedimentos entre ambos compartimentos ambientales. Además, existe una superposición faunística de algunos hábitats, dado que muchos organismos son tolerantes a variaciones en las condiciones ecológicas. De esta manera, algunas especies en ambientes someros cambian entre hábitats bentónicos y pleustónicos de acuerdo con las condiciones de flujo, el nivel de agua y las concentraciones de oxígeno. Además, existe una conexión fuerte entre los ambientes acuáticos y los humedales marginales temporarios, lo cual es particularmente importante en el caso de los insectos con fases acuáticas y terrestres. Aplicar índices bióticos que incluyen a los invertebrados asociados a macrófitas permitió complementar los estudios para evaluar la calidad ambiental, que generalmente se focalizan en el bentos. Por ello, se considera que para evaluar la integridad ecológica del sistema resultaría más adecuado contar con información proveniente de relevamientos multihábitat.

#### *Situación actual*

En la ecorregión Pampa se ha realizado una aplicación progresiva de índices bióticos y de diversidad para el biomonitoreo de los ambientes lóticos, abarcando también a varias subcuencas y complementando parámetros e índices fisicoquímicos. En la actualidad, los índices bióticos y de diversidad de los sistemas lóticos pampeanos se complementan con otros estudios de calidad de aguas en cursos urbanizados y periurbanos. Los índices de mayor difusión y aplicación han sido el IMRP para los macroinvertebrados, el IBPAMP para las algas y, en particular, el IDP basado en diatomeas.

En general, los índices BMPS y el EPT<sub>r</sub> son los que más se usan en la Patagonia para ríos (i.e., montaña, ecotono y estepa); también se usan el número de familias de insectos y especies de macrófitas (métricas basadas en riqueza de especies). Asimismo, actualmente también se recopila información de la calidad de la ribera y condición de hábitat en arroyos y ríos. Se proyecta identificar medidas de integridad de la zona buffer en humedales y posiblemente diseñar/generar un índice multimétrico basado en diversos atributos de los macroinvertebrados (i.e., funcionales, composición, tolerancia, diversidad) para aplicar a la evaluación de arroyos y ríos patagónicos.

En la región del NOA hay un interés por la bioindicación basada en macroinvertebrados bentónicos, en especial para la zona montañosa, según los índices aplicados de las condiciones y el conocimiento de la fauna. En este sentido, para evaluar los ríos de la región se aplicaron algunos índices modificados como BMWP' y ASPT', el EPT, EIPT o el IBY-4. La incorporación de indicadores de calidad de ribera permitió comprender más profundamente la complejidad ecosistémica de los ríos subtropicales. El QBR se impuso por su facilidad de uso, aunque es aconsejable integrarlo con el índice de hábitat fluvial (IHF), que aún no ha sido suficientemente desarrollado en esta región.

En los ambientes acuáticos comprendidos en la región de Humedales del Corredor Fluvial Chaco-Mesopotámico, los índices IBPAMP y SIGNAL 2 fueron los que mejor reflejaron las condiciones ambientales y permitieron distinguir los sitios más perturbados. En la actualidad se está trabajando en la selección de métricas de riqueza, composición, densidad, tolerancia, rasgos biológicos e índices bióticos sobre una amplia base de datos bentónicos de distintos tipos de ambientes para la propuesta de un índice multimétrico. Por otro lado, un equipo multidisciplinario integrado por biólogos, sociólogos, geógrafos y matemáticos se propuso desarrollar un índice que integre aspectos ecológicos, sociales y económicos, que permita diagnosticar la salud ambiental de sistemas acuáticos y que constituya una herramienta para la gestión de estos sistemas.

#### *Aplicación en la gestión*

La transferencia de resultados a organismos de gestión, asociaciones civiles y público en

general fue realizada por los investigadores de todas las regiones a través de proyectos de divulgación, cursos, talleres escolares, cafés científicos, informes a empresas y a funcionarios de municipalidades, autoridades de cuenca y gobiernos provinciales (e.g., organismos de gestión ambiental, del agua y de pesca). Si bien se ha realizado difusión en medios de comunicación, no fue un proceso sistematizado que se encuentre afianzado. Asimismo, la interacción con autoridades o entes de gestión a nivel nación, provincia y municipios careció en general de una articulación correcta y sostenida. Pese al desarrollo de conocimientos sobre bioindicadores, su aplicación no fue sistematizada y ni adoptada, excepto en la ecorregión Pampa, donde algunos entes oficiales requirieron estudios de biomonitorio a universidades e institutos de investigación.

Algunos de los índices mencionados fueron incorporados en el biomonitorio de cuencas, como la de los ríos Matanza-Riachuelo y Uruguay, en cercanías de una planta de procesamiento de pasta de celulosa. Además, se han aplicado a la franja costera sur del Río de La Plata entre los años 1995 y 2012, incluyendo su utilización para evaluar un derrame de petróleo en la costa de Magdalena, Provincia de Buenos Aires.

Aunque previamente se detalló el proceso seguido en cuatro regiones de la Argentina, cabe destacar que un proceso similar se ha dado en el resto del país, y existen en la actualidad grupos de trabajo en distintas universidades e institutos con capacidad de evaluar los cuerpos de agua mediante bioindicadores. También existe la preparación necesaria para capacitar a técnicos y profesionales de los ámbitos de gestión para incorporar el biomonitorio de los recursos hídricos de un modo planificado y continuo. Un relevamiento de esas capacidades se detalla en el listado de publicaciones (Anexo 1). Por otra parte, las metodologías aplicadas en las diferentes regiones se presentan de manera detallada en Domínguez et al. (2020).

## UN EJEMPLO LATINOAMERICANO: BIOMONITOREO DE RÍOS EN ECUADOR

### *Breve historia*

Los primeros reportes de biomonitorio en Ecuador datan de los años noventa, en relación

con la contaminación por mercurio producida por la explotación petrolera en la Amazonía y, posteriormente, para medir la contaminación orgánica de ríos andinos del Ecuador utilizando invertebrados acuáticos (Jacobsen and Encalada 1998). A partir del año 2000, en las distintas regiones del país aumentaron los estudios sobre los organismos acuáticos y su ecología. En ríos de glaciar, conocer la dinámica poblacional de los invertebrados permitió desarrollar herramientas de biomonitorio específicas que permiten abordar la respuesta de organismos acuáticos al cambio climático y a otras presiones antropogénicas que afectan a estos sistemas. En ríos andinos se han realizado estudios ecológicos, de impactos de captaciones de agua (Rosero et al. 2020) y estudios específicos de biomonitorio y calidad ecológica, proponiéndose índices multimétricos (Villamarín et al. 2013) y protocolos de biomonitorio específicos (Acosta et al. 2009; Ríos-Touma et al. 2014).

Los avances en los últimos diez años incluyen el análisis de la diversidad acuática en gradientes altitudinales andino-amazónicos, habiéndose desarrollado índices de integridad ecológica específicos tendientes al monitoreo de ríos impactados por la industria petrolera y minera (Encalada et al. 2019). En la zona occidental y costera del Ecuador se analizó el efecto del cambio en el uso de los suelos sobre las comunidades de invertebrados y sus grupos funcionales a través de distintos indicadores de su estructura. También se aplicaron sistemas de biomonitorio en cuencas muy impactadas, como la del Guayas, y en respuesta a la amenaza minera en el norte del país. Así se generaron índices, herramientas y diferentes metodologías que permitieron evaluar el estado ecológico de los ríos, considerando el ecosistema en general, su estructura y funcionamiento y un biomonitorio en diversas partes del Ecuador.

### *Aplicaciones a la gestión*

En el Ecuador, las fuentes de agua fueron reconocidas como recursos hídricos, y su uso y aprovechamiento está regulado por la Ley de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua, de agosto de 2014. A pesar de esto, hay una crisis de competencias y el monitoreo de calidad y de cantidad se encuentra fragmentado entre varias instituciones, con información escasa, desordenada e incompleta. Los bioindicadores desarrollados y algunos ejemplos de biomonitorio a largo plazo son iniciativas de proyectos de organizaciones,

universidades y grupos de investigación, no enmarcadas en una estrategia nacional. Sin embargo, se han formado especialistas en estas ramas, lo que ha tenido un efecto multiplicador a nivel nacional. Es indispensable que estas iniciativas sean sistematizadas y que se diseñe una estrategia que combine los esfuerzos privados y estatales para poder estandarizar y calibrar los bioindicadores para los diferentes tipos de ríos en el Ecuador.

En general, el monitoreo está a cargo de las empresas de agua potable que se concentran en mediciones de parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad de agua para uso humano, usando la normativa vigente. La academia y otras organizaciones han contribuido a generar información y herramientas de biomonitorio para el seguimiento de los ríos; sin embargo, su incorporación en planes gubernamentales de monitoreo de la calidad del agua ha sido escasa.

El uso de bioindicadores acuáticos como macroinvertebrados o peces no está contemplado en la legislación para determinar la calidad del agua, pero sí en la normativa de estudios de impacto ambiental y monitoreo de actividades mineras. La estrategia nacional de biodiversidad incluye en sus indicadores de estado, protocolos para el monitoreo de la calidad del agua en base a macroinvertebrados, perifiton y calidad del bosque de ribera.

A nivel local existen algunas iniciativas de uso de bioindicadores, como la ciudad de Cuenca, al sur de Ecuador, que a través de su empresa de agua potable (ETAPA) incorporó el biomonitorio en su estrategia de seguimiento y control hace 22 años. Además, los datos de monitoreo guían acciones de protección de cuencas y de mitigación y restauración en las zonas urbanas. Algunas municipalidades como la del Coca (Provincia Orellana) o Zaruma (Provincia del Oro) han realizado monitoreos puntuales usando macroinvertebrados acuáticos. También se generaron herramientas de seguimiento de las acciones de protección y herramientas simplificadas (como el CERA-S), que son usadas por estudiantes y por gestores, y en educación ambiental, incluso en Colombia y Perú. A nivel de cambio climático, existen aportes importantes en el seguimiento de cambios en ríos de glaciares y en gradientes altitudinales andino-amazónicos (Encalada et al. 2019), que se deberían usar para evaluar la efectividad de las medidas de mitigación.

### *Perspectivas*

La legislación actual basa sus criterios de calidad de agua en ecosistemas de agua dulce en parámetros fisicoquímicos. Sin embargo, se deberían incorporar a la legislación sistemas de bioindicación, ya que dan una visión integral de la situación de los ecosistemas de agua dulce (Prat et al. 2009). Además, existen sistemas disponibles y económicamente viables para que las distintas administraciones, a nivel nacional, puedan implementar un seguimiento del estado de sus aguas. Aunque existen normativas que exigen el monitoreo de organismos acuáticos en el contexto de estudios de impacto ambiental, no hay una legislación que obligue a su seguimiento luego de procesos de remediación y restauración ambiental. Esta debería ser una exigencia para cualquier actividad productiva relacionada con ecosistemas acuáticos, incluidos los accidentes ambientales, muy comunes en la región. En el país existen proyectos hidroeléctricos construidos y planificados. Pese a que el caudal ecológico está en el orden de prelación de usos en la actual ley del agua, no se han implementado criterios biológicos para su determinación (Rosero et al. 2020).

A nivel mundial, la tendencia en biomonitorio es implementar técnicas de ADN ambiental. Un ejemplo reciente en el país es el avance en la obtención de los códigos genéticos de cuatro especies de diatomeas con tolerancias distintas a la contaminación (Ballesteros et al. 2020). Sin embargo, todavía falta información de base de códigos genéticos de otras especies indicadoras y de la sensibilidad de distintas especies a cambios ambientales.

En conclusión, en el Ecuador, la investigación en ríos, su funcionamiento y diversidad, que son las bases de los sistemas de biomonitorio, han avanzado en los últimos 20 años. Sin embargo, la información obtenida no ha sido utilizada para incorporar la bioindicación en la evaluación de los ríos, manteniéndose una visión limitada de la calidad del agua, sin tener en cuenta la variedad de ríos del país, su biodiversidad y las distintas presiones a las que están sometidos.

## UN EJEMPLO EUROPEO: EL CASO ESPAÑOL

### *Breve historia*

En España, el biomonitorio de aguas dulces para el análisis de su calidad tiene un

precedente histórico, los trabajos realizados por el profesor Ramón Margalef a mediados del siglo XX (Margalef 1969) mediante el uso del sistema de los Saprobios. Este sistema requería identificar los organismos a nivel de especie, algunos de ellos unicelulares, un método que en la actualidad está en desuso por su complejidad elevada. Luego, se impusieron métodos más sencillos y rápidos mediante el uso de macroinvertebrados para analizar el estado de las masas de agua. Alba-Tercedor y Prat (1992) realizaron una revisión de las principales metodologías usadas hasta aquel momento. Por su sencillez y facilidad de uso, la adaptación del índice BMWP (*Biomonitoring Working Party*) a los ríos españoles realizada por Alba-Tercedor (BMWP' en Alba-Tercedor and Sánchez-Ortega 1988) pasó a ser el método más usado y aplicado en algunas administraciones hidráulicas (aunque no oficialmente). El uso de bioindicadores como sistema de evaluación generalizado de las aguas en España comienza con la aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA), aprobada a finales del año 2000 (European Commission 2000), adaptada a la legislación española a finales de 2003 y estandarizada para todo el territorio español en octubre de 2008 a través de la aprobación de la Instrucción Técnica de Planificación Hidrológica (IPH) por parte del Ministerio español de Medio Ambiente. LA DMA es una ley europea que establece la protección del agua desde las cuencas y establece plazos y niveles para mejorar la calidad de las aguas. A partir de 2009, con la aprobación de los primeros Planes Hidrológicos de Cuenca derivados de la implantación de la DMA, el índice IBMWP (Alba-Tercedor et al. 2004), una adaptación a la Península Ibérica y actualización del anterior BMWP', se convirtió en el índice más usado, de manera oficial, por las administraciones del agua españolas. Gran parte de la estandarización de los índices para el cálculo de estado ecológico en España se realizó a partir del proyecto GUADALMED (Prat 2004). Mediante este proyecto se adaptó el índice BMWP' de Alba-Tercedor and Sánchez-Ortega de 1988 a las exigencias de la DMA (con sistemas de referencia y diferenciación de los ríos en ecotipos). Después, la intercalibración de los índices españoles con los europeos, requerida por la Comisión Europea y realizada entre 2005-2010, permitió desarrollar nuevos índices multimétricos basados en el índice de Calibración Multimétrico, ICM\_STAR (índice estandarizado propuesto por la Comisión Europea). De esta manera se desarrollaron

los índices propuestos por Munné y Prat (2009): IMMI-L e IMMI-T (*Intercalibration Common Multimetric Index*) diseñados para ríos mediterráneos, que combinaban diversas métricas para alcanzar un rango más amplio de presiones.

#### *Aplicaciones a la gestión*

En la aplicación de los índices biológicos por parte de los gestores hubo dos etapas diferentes: antes y después de la implantación de la DMA. Antes de la DMA, algunas administraciones, como la del País Vasco, desarrollaron su propio sistema de valoración o utilizaron diferentes índices, especialmente el BMWP', pero sin valor normativo ni intercomparado con otros países o adaptado a las diferentes ecorregiones. Su aplicación dependía de la voluntad de los gestores quienes, en algunos casos como en el Ebro, llevaban a cabo estudios mediante estos índices de calidad. Algunos estudios sirvieron para poder comparar series históricas o definir las tipologías requeridas por la DMA (Munné and Prat 2004). Las tipologías pueden variar de acuerdo a los criterios de clasificación aplicados (e.g., tamaño de la cuenca, altura, geología) siendo su número variable. Al principio de la DMA hubo cierta confusión entre los gestores, pero todo cambió a partir de 2008 cuando se aprobó la IPH (Instrucción de Planificación Hidrológica). Cada cuenca (ahora llamados distritos hidrográficos) ha elaborado sus propios protocolos de muestreo, análisis de muestras e interpretación de datos, los cuales era necesario calibrar con los métodos descritos en la IPH. Posteriormente, se aprobó el Real Decreto 718/2015, en el cual, por primera vez en España, se concretaban diversos índices de calidad con valores de referencia para cada una de las tipologías de ríos, a través de un texto legislativo de cumplimiento obligatorio para todos los organismos de la cuenca en el que se daba respuesta a los requerimientos de la DMA, aunque 15 años después de su aprobación.

Antes de la DMA, los indicadores biológicos eran algo voluntario para la gestión del agua; con la DMA (y la aprobación del RD 817/2015) se volvieron obligatorios en España. Los estudios científicos anteriores fueron muy importantes para que España pudiera adecuarse a los estándares y los requerimientos europeos en cuanto a protocolos e índices de calidad. Hoy en día, todas las cuencas tienen publicados sus protocolos en los respectivos Planes Hidrológicos. La Unión Europea,

después de la promulgación de la DMA en el año 2000, ha producido diversos documentos de interpretación de sus diferentes aspectos. En el seno de la Comisión Europea también existe un grupo de trabajo técnico específico para analizar los índices de calidad usados por los diferentes países (ECOSTAT), que discute a nivel europeo el desarrollo de la DMA, en la cual participaron dos autores del presente artículo. Actualmente, por ejemplo, este órgano coordina un estudio sobre la adaptación de la DMA a los ríos intermitentes o efímeros y la adaptación de los índices de calidad en estos tipos de ríos tan singulares. Hay que enfatizar que Europa ha patrocinado diversos estudios científicos sobre la DMA, que han ayudado a fijar de forma más precisa la legislación Europea y de las diferentes cuencas.

En Europa existe una legislación avanzada que se aplica por cuencas hidrográficas, siendo cada cuenca autónoma en sus metodologías. Cada país ha adaptado sus metodologías anteriores (en caso de existir) a los estándares requeridos por la DMA, de forma tal que hay adaptaciones de diversos índices de calidad biológica por países y cuencas. Existen sistemas para ríos, lagos y embalses, pero todos ellos deben estar intercalibrados y cumplir con los estándares y requerimientos exigidos por la DMA.

El estado actual de los ecosistemas acuáticos españoles es muy variable, con cuencas que no sobrepasan el 50% de sus masas de agua en buen estado, y otras que llegan a más del 80% en buen estado. A nivel europeo, alrededor del 60% de las masas de agua se encuentran hoy en mal estado (European Environmental Agency 2018). De todas formas, algunos resultados fueron muy cuestionados por la propia Europa (revisión realizada por la Comisión Europea), o en España (Observatorio de la DMA), por lo que, en algunos casos, la información obtenida puede ofrecer una visión mejor del estado de las aguas de lo que es en realidad.

#### *Perspectivas*

En Europa se ha ratificado muy recientemente la validez de la estrategia común de implantación de la DMA, y España se verá cada vez más impulsada a cumplir sus requerimientos. El principal reto es que las redes de monitoreo sean las adecuadas (información extensa y veraz), lo que, en ocasiones, suele chocar con la falta de financiamiento. La inversión en redes en los últimos años ha sido insuficiente, la crisis

económica de inicios del 2008 tampoco ayudó a implementar las medidas necesarias (Prat and Munné 2014).

A nivel metodológico, el reto más importante es integrar a la normativa las nuevas metodologías, en especial la identificación taxonómica con métodos moleculares (conocidos como *e-barcoding*), que puede proporcionar una lista real de las especies de un río mediante la lectura del material genético presente en el agua. Ensayos recientes permiten pensar que, en un futuro, filtrando tan sólo un litro de agua o utilizando la deriva será posible obtener una lista bastante completa de todos los organismos de un río. El reto es doble. Por una parte, que a lo que ahora llamamos OTU (Unidades Taxonómicas Operativas) se les pueda asociar alguna especie; en el caso de los plecópteros, en Europa se conoce el código de barras del 95% de las especies, mientras que en otros grupos (en especial los dípteros), el porcentaje de conocimiento es inferior al 25%. Por otra parte, el estudio de los restos del agua o la deriva puede ser no sólo cualitativo, sino también cuantitativo.

Por último, cabe decir que si bien existen algunos trabajos que demuestran como la administración y los científicos colaboran en el desarrollo de nuevos métodos y la implantación de la DMA, en otros casos todavía se está muy lejos. Ciertos 'muros invisibles' (como los que hay entre diferentes profesiones) hacen difícil este reto, junto a la frecuente falta de recursos que pospone una y otra vez la realización de estudios e implementación de medidas. Hay también diferencias entre cuencas en la aplicación de los controles y de las mejoras requeridas y diferencias entre o dentro de las administraciones (e.g., una dirección general planifica y otra se encarga de la calidad del agua, con poca comunicación entre ellas). Estos problemas no son sólo patrimonio de España.

Las leyes europeas han empujado al desarrollo del biomonitoreo en España a un punto que pocos imaginábamos hace 20 años. Sin embargo, pese a que podemos considerar el avance metodológico como bastante bueno, las acciones realizadas son aún insuficientes en el ámbito de la gobernanza y de su aplicación.

#### COMPARACIÓN ENTRE LOS CASOS RELEVADOS

Resulta de mucha utilidad analizar los puntos en común entre los casos de España, Ecuador y la Argentina. Es importante destacar que

tanto en los casos relevados como en los de otros países (EPA 2006, 2016) se pueden trazar secuencias similares de las cuales destacamos los siguientes pasos: 1) el intento de aplicar conocimientos académicos a problemáticas reales tales como la contaminación y el deterioro de ríos y cuencas, 2) la incorporación de conocimientos desarrollados en otros países y ambientes y su puesta a prueba en cada región, 3) la adaptación de los índices 'importados' a las características propias de las regiones de cada país, 4) el desarrollo de índices locales adecuados para su aplicación en cada región, 5) los intentos de reunir especialistas para lograr intercalibrar y estandarizar los métodos de muestreo e índices aplicados, y 6) la aplicación, por parte de los gestores, de bioindicadores en procesos de monitoreo de cuencas. En esa secuencia, España es el único de los tres países que ha alcanzado el punto 6, mientras que Ecuador y la Argentina están en distintas etapas del punto 5; Ecuador es el que se encuentra con un mayor grado de avance. El avance hacia el punto 6 se habría logrado en España a partir de una normativa, primero europea y luego nacional, que incorporó el uso de bioindicadores a los sistemas de monitoreo. Ante la falencia de normativas que contemplen este aspecto, no parece casual que en los países latinoamericanos la incorporación a la gestión sea muy reducida o inexistente. En el caso de Ecuador, hay normativa para aplicar bioindicadores en estudios de impacto ambiental, y también se ha conseguido avanzar en un consenso hacia métodos de muestreos e indicadores a utilizar. En la Argentina, en cambio, cada una de las regiones se ha desarrollado de manera prácticamente autónoma y la utilización de bioindicadores se ha centrado en las propias características de paisaje, sustratos y tipos de ríos presentes en la región como si se tratase de países distintos. Rocha et al. (2020) señalan que en nuestro país existe, además, una superposición de funciones de nivel local, provincial y nacional que no contribuye al trabajo conjunto. También destacan la falta de estandarización para realizar programas de monitoreo y de integración de las bases de datos provenientes de distintos grupos de investigación. No obstante, en los últimos años, a partir de iniciativas individuales se consiguió reunir a una parte de los especialistas de distintas regiones en un intento de realizar tareas comunes que serían necesarias para su implementación en la gestión. Ese tipo de tareas incluyen, por ejemplo, la intercalibración y estandarización de los índices y métricas

indicadoras para su uso en un territorio tan amplio y diverso como el argentino, donde no se puede utilizar un único tipo de índice, sino que es necesario respetar y ajustar los índices desarrollados en cada una de las regiones. La comparación que realizamos en el desarrollo de la bioindicación en sistemas acuáticos de la Argentina y otros países demuestra que la aplicación de índices en cada país tiene puntos en común con distinto grado de avance. En la Región Pampeana existe una mayor cantidad de cuerpos de agua con alto grado de deterioro, y se comenzó a trabajar más tempranamente en su evaluación, existiendo ejemplos concretos de aplicación de los índices a la gestión. Mientras tanto, en otras regiones han servido, al menos por ahora, como herramientas de extensión o de formación de algunos gestores, centrándose en el ámbito académico o en colaboraciones puntuales con gestores interesados en la temática. Esto indica que para transferir conocimientos aplicables desde el ámbito académico a la gestión no basta con la buena voluntad de las partes. Sucede que en los estudios académicos se propician estudios originales, novedosos y no monitoreos ambientales, excepto que estén expuestos a un problema o conflicto concreto (e.g., el caso de la Comisión del Río Uruguay por el seguimiento del impacto de la industria de celulosa localizada frente a Gualeguaychú). Por otro lado, los gestores difícilmente incorporarían un sistema de monitoreo que obligue a capacitar al personal que no realizará tareas de gestión directa. Los inconvenientes enunciados serían los responsables de la escasa implementación de biomonitoreos en sistemas acuáticos de la Argentina.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Tanto en las diferentes regiones de la Argentina como en los casos de otros países, el uso de bioindicación aplicado a la gestión se origina a partir del intento de evaluar impactos concretos. Distintos grupos de investigación han aplicado, desarrollado y adaptado índices para utilizarlos en regiones diferentes a las de origen o para evaluar otro tipo de impacto. En todos los casos, su aplicación dependió del interés local de algunos gestores del área ambiental. Sin embargo, en Europa en general y en España en particular, estos avances fueron impulsados a través de la DMA, y la reglamentación fue realizada por cada estado mediante los protocolos desarrollados para cada cuenca. Por otro lado, en el caso ecuatoriano, pese a que se solicita

la aplicación de bioindicadores por parte de empresas privadas de agua y la incorporación del uso de bioindicadores en estudios de impacto ambiental, no existe una estrategia nacional de biomonitorio. La Argentina, como país federal, podría establecer una política ambiental clara (similar a la DMA) que determine criterios para mantener y evaluar la integridad ecológica de los ambientes acuáticos y que permita a cada provincia emitir las normativas para su aplicación, así como a los comités de cuenca adaptar los protocolos para su implementación. En la actualidad existe un desarrollo de índices factibles de ser aplicados en las distintas ecorregiones y que contribuirían a evaluar los diferentes impactos de manera clara y estandarizada. Si bien en este artículo se ha sintetizado la experiencia de aplicación de índices en cuatro zonas del país (que representan sólo algunas ecorregiones), se han desarrollado diversos bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en casi todas las provincias argentinas.

Es necesario incrementar las vías de comunicación e intercambio con los organismos de gestión. La constitución de la red REM AQUA (Red de Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos) creada por el CONICET a pedido del Ministerio de Ambiente de la Nación, aparece como una política positiva que aspira a conformar una red de especialistas y técnicos respaldados por autoridades tanto de ámbitos académicos como de gestión. En este marco es importante sustanciar documentos de trabajo de los grupos de especialistas y autoridades

que participaron en su conformación, ya que estos productos se pueden citar como bibliografía de referencia en informes, artículos científicos y futuros protocolos. El reciente libro *Bioindicación en Argentina* (Domínguez et al. 2020) es un avance significativo como recurso bibliográfico para limnólogos, autoridades y gestores, así como un esfuerzo colectivo de un grupo de especialistas que debería continuarse. También es indispensable desarrollar tareas como la intercalibración y la estandarización de los índices y las métricas para su uso en un territorio tan amplio y heterogéneo como el argentino. Este aspecto se ha desarrollado en los últimos 20 años en España, aunque aún no se han incorporado todos los ambientes acuáticos. Sería importante que en la Argentina, donde está ampliamente demostrado el interés en contar con herramientas de biomonitorio, se promueva su implementación de un modo similar. Este camino que es necesario transitar, deberíamos recorrerlo de modo conjunto los científicos y los gestores, aprendiendo y adaptando experiencias en la incorporación a la gestión de herramientas probadas en la investigación.

**AGRADECIMIENTOS.** Los autores agradecen las sugerencias y modificaciones de revisores y editores que ayudaron a mejorar el artículo, así como el interés por la Dirección de Ecosistemas acuáticos del MINCYT y por el CONICET de intentar incorporar la utilización de la bioindicación en la gestión ambiental a través de las actividades de la REM AQUA.

## REFERENCIAS

- Acosta, R., B. Ríos, M. Rieradevall, and N. Prat. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnética* 28:35-64.
- Alba-Tercedor, J., and A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en el de Helawell (1978). *Limnética* 4:51-56.
- Alba-Tercedor, J., and N. Prat. 1992. Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators. River water quality ecological assessment and control. Pp. 733-738 in P. Newman, A. Piavaux and R. Sweeting (eds.). *River Water Quality Ecological Assessment and Control*. Commission of the European Communities, EUR III. Bruselas.
- Alba-Tercedor, J., P. Jáimez-Cuéllar, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, A. Mellado, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, S. Robles, C. E. Sáinz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Albarca, S. Vivas, and C. Zamora-Muñoz. 2004. Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnética* 21:175-185.
- Ballesteros, I., P. Castillejo, A. P. Haro, C. C. Montes, C. Heinrich, and E. A. Lobo. 2020. Genetic barcoding of Ecuadorian epilithic diatom species suitable as water quality bioindicators. *Comptes Rendus Biologies* 343:41-52. <https://doi.org/10.5802/crbio.2>.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. Mc-Carron, J. S. White, and M. L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15:185-211. <https://doi.org/10.2307/1467948>.
- Basilico, G. O., L. De Cabo, and 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 del Mus Argentino Ciencias Nat* 17:119-134. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.17.411>.
- Bonada, N., N. Prat, V. H. Resh, and B. Statzner. 2006. Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology* 51:495-523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.5>

- 1.110104.151124.
- Butí, C., F. Cancino, S. Ferullo, and C. Gamundi. 2015. Diversidad y evaluación toxicológica de peces como indicadores de contaminación por mercurio, plomo, cadmio, cobre y arsénico, provincia de Tucumán, República Argentina. Serie Conservación de la Naturaleza 20. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Cortelezzi, A., A. C. Paggi, M. Rodríguez, and A. Rodríguez Capítulo. 2011. Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. *Science of the Total Environment* 409:1344-1350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.002>.
- Damborsky, M. P., and A. S. G. Poi. 2015. Aplicación de índices bióticos utilizando macroinvertebrados para el monitoreo de calidad del agua del Río Negro, Chaco, Argentina. *FACENA* 31:41-52. <https://doi.org/10.30972/fac.310650>.
- Domínguez, E., and H. R. Fernández. 1998. Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Domínguez, E., A. Giorgi, and N. Gómez (Comp.). 2020. La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de La Argentina. Bases para el análisis de la integridad ecológica. Eudeba. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
- Encalada, A. C., J. M. Guayasamin, E. Suárez, C. F. Mena, J. Lessmann, C. Sampedro, P. E. Martínez, V. Ochoa-Herrera, K. Swing, M. Celinščak, J. Schreckinger, J. Vieira, A. Tapia, C. Serrano, K. Barragán, S. Andrade, A. Alexiades, and M. J. Troya. 2019. Los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas: Herramientas y guía de invertebrados para el diseño efectivo de programas de monitoreo. Trama Editores, Quito. Pp. 224.
- Epele, L. B., and M. L. Miserendino. 2015. Environmental quality and aquatic invertebrate metrics relationships at patagonian wetlands subjected to livestock grazing pressures. *PLoS ONE* 10:1-19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137873>.
- European Commission. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y el Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000 1-72.
- European Environmental Agency. 2018. European waters. Assessment of status and pressures 2018. EEA Report No 7/201. ISBN 978-92-9213-947-6. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018. Copenhagen. Pp. 90.
- Environmental Protection Agency (Ireland). 2006. Water Framework Directive Monitoring Programme. WFD Monitoring Programme. Pp. 195.
- Fernández, H. R., E. Domínguez, F. Romero, and M. G. Cuezco. 2006. La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino. Serie Conservación de la Naturaleza 16. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Fernández, R. D., S. J. Ceballos, A. L. González Achem, M. V. Hidalgo, and H. R. Fernández. 2016. Quality and Conservation of Riparian Forest in a Mountain Subtropical Basin of Argentina. *Journal of Ecology* Article ID 4842165. Pp. 10. <https://doi.org/10.1155/2016/4842165>.
- Fernández, L., and J. A. Schnack. 1977. Estudio preliminar de la fauna bentónica en tramos poluídos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur* 4:103-115.
- Gómez, N. 1998. Use of epipelic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza- Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research* 32:2029-2034. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00448-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00448-X).
- Gómez, N., M. Licursi, and 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*. Pp. 213.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7:65-68. <https://doi.org/10.2307/1467832>.
- Horak, C., Y. Assef, and M. L. Miserendino. 2019. Assessing effects of confined animal production systems on water quality, ecological integrity, and macroinvertebrates at small piedmont streams (Patagonia, Argentina). *Agricultural Water Management* 216:242-253. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.01.026>.
- Jacobsen, D., and A. Encalada. 1998. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. *Archiv für Hydrobiologie* 142:53-70. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/142/1998/53>.
- Kutschker, A., C. Brand, and M. L. Miserendino. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral* 19:19-34.
- Leiva, M. 2019. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de integridad ecológica del sistema fluvial río Dulce (Santiago del Estero). Tesis Doctoral. Facultad de Bioquímica y Cs. Biológicas, Universidad Nacional del Litoral, Argentina. Pp. 182.
- Leiva, M., M. Marchese, and L. Diodato. 2020. Structure, distribution patterns, and ecological responses to hydrological changes in benthic macroinvertebrate assemblages in a regulated semi-arid river: Baseline for biomonitoring studies. *Marine and Freshwater Research* 72(2):200-212. <https://doi.org/10.1071/MF19283>.
- Marchese, M., and I. Ezcurra de Drago. 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators, in lotic environments of the Paraná River drainage basin. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 46:233-255.
- Margalef, R. 1969. El concepto de polución y sus indicadores biológicos. *Documentos de investigación Hidrológica. Supl Agua* 7:105-133.
- Mesa, L., C. Maldini, G. Mayora, M. Saigo, M. Marchese, and F. Giri. 2016. Manure decomposition and macroinvertebrate colonization in a wetland of the Middle Paraná River. *Journal of Soil and Sediment* 16:2316-2325. <https://doi.org/>

- 10.1007/s11368-016-1465-7.
- Miserendino, M. L. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos de un sistema lotico andino-patagónico. *Ecología Austral* 5:133-142.
- Miserendino, M. L., and L. A. Pizzolón. 2003. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37:525-539. <https://doi.org/10.1080/00288330.2003.9517187>.
- Munné, A., N. Prat, C. Sol, N. Bonada, and 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* 13:147-163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>.
- Munné, A., and N. Prat. 2004. Defining river types in a Mediterranean area. A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management* 34:711-729. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0098-y>.
- Munné, A., and N. Prat. 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628:203-225. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9757-1>.
- Pavé, P., and M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicador de calidad de ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos). *Ecología Austral* 15:185-197.
- Prat, N. 2004. El proyecto GUADALMED. *Limnética* 21:1-3.
- Prat, N., B. Ríos, R. Acosta, and M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. Pp. 631-654 *en* E. Domínguez and H. R. Fernández (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- Prat, N., and A. Munné. 2014. Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnética* 33:47-64.
- Quiroga, P. A., H. R. Fernández, M. D. Sirombra, and E. Domínguez. 2011. Riparian forests and cattle management problems in Andean subtropical streams: in the search of water quality sustainability. *Lilloa* 48:36-52
- Resh, V. H., and D. M. Rosenberg. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates (No. 504.4 FRE).
- Ríos-Touma, B., R. Acosta, and N. Prat. 2014. The Andean biotic index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical* 62:249-273. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>.
- Rocha, L., C. Hegoburu, A. Torremorell, C. Feijoó, E. Navarro, and H. R. Fernández. 2020. Use of ecosystem health indicators for assessing anthropogenic impacts on freshwaters in Argentina: a review. *Environ Monit Assess* 192: 611-636. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08559-w>.
- Rodrigues Capitulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *En* Simposios IV Congreso Argentino de Entomología, Mar del Plata. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58:208-217.
- Rodrigues Capitulo, A., M. Tangorra, and C. S. Ocón. 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35:109-19. <https://doi.org/10.1023/A:1011456916792>.
- Rosero-López, D., J. Knighton, P. Lloret, and A. C. Encalada. 2020. Invertebrate response to impacts of water diversion and flow regulation in high-altitude tropical streams. *River Research and Applications* 36(2):223-233. <https://doi.org/10.1002/rra.3578>.
- Seeligmann, C., B. C. Tracanna, S. Martínez de Marco, and S. Isasmendi. 2002. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la Calidad del agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentino. *Limnética* 20:123-133.
- Troitiño, E., M. C. Costa, L. Ferrari, and 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. Pp. 777-784.
- USEPA. 2016. A Practitioner's Guide to the Biological Condition Gradient: A Framework to Describe Incremental Change in Aquatic Ecosystems. EPA-842-R-16-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Pp. 250.
- Villamarín, C., M. Rieradevall, M. J. Paul, M. T. Barbour, and N. Prat. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Perú: The IMEERA index. *Ecological Indicators* 29:79-92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>.