

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. 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 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 (hidrocarbúrrifera 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

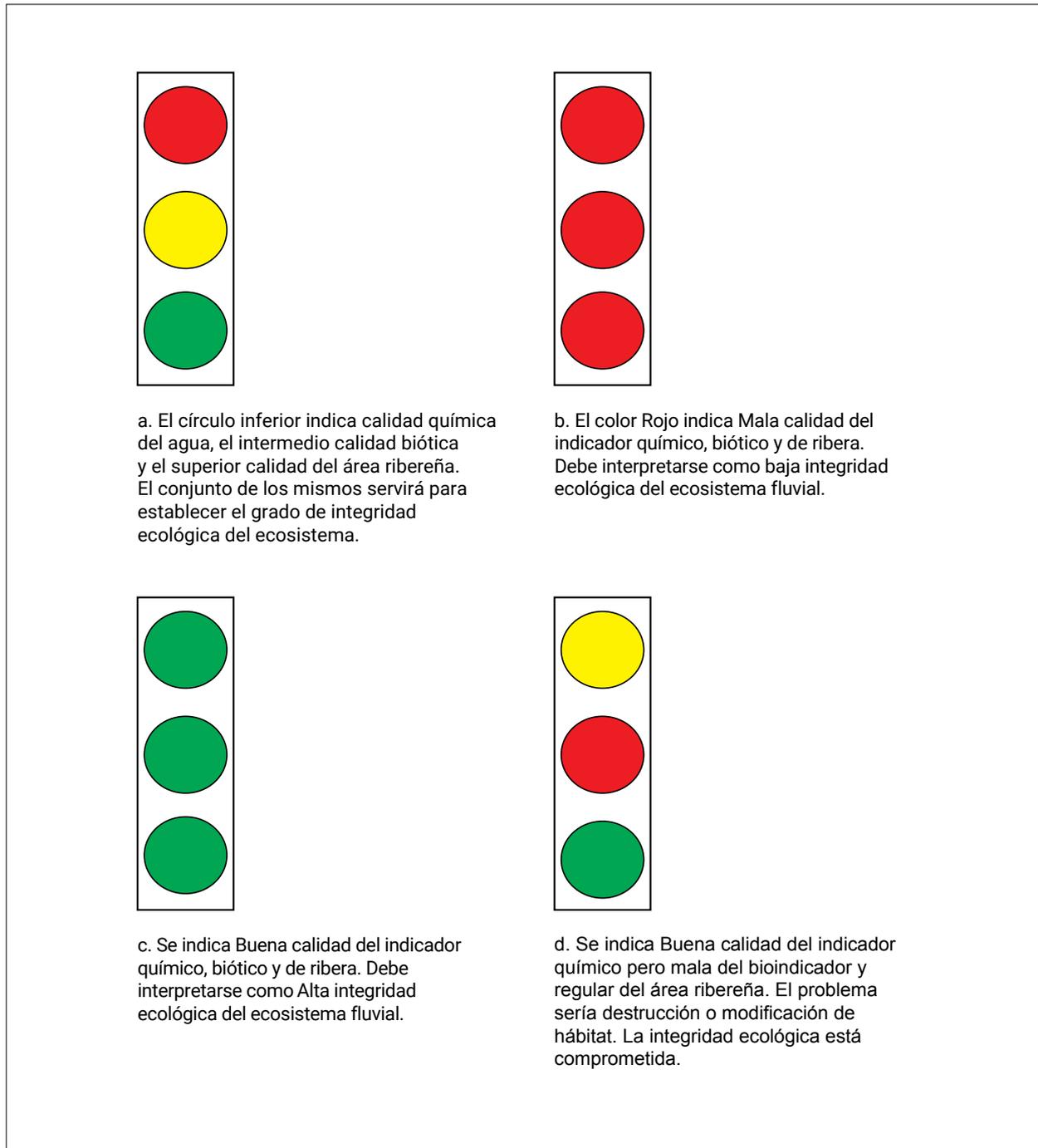


Figura 1. Semáforo del estado del ambiente fluvial.

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

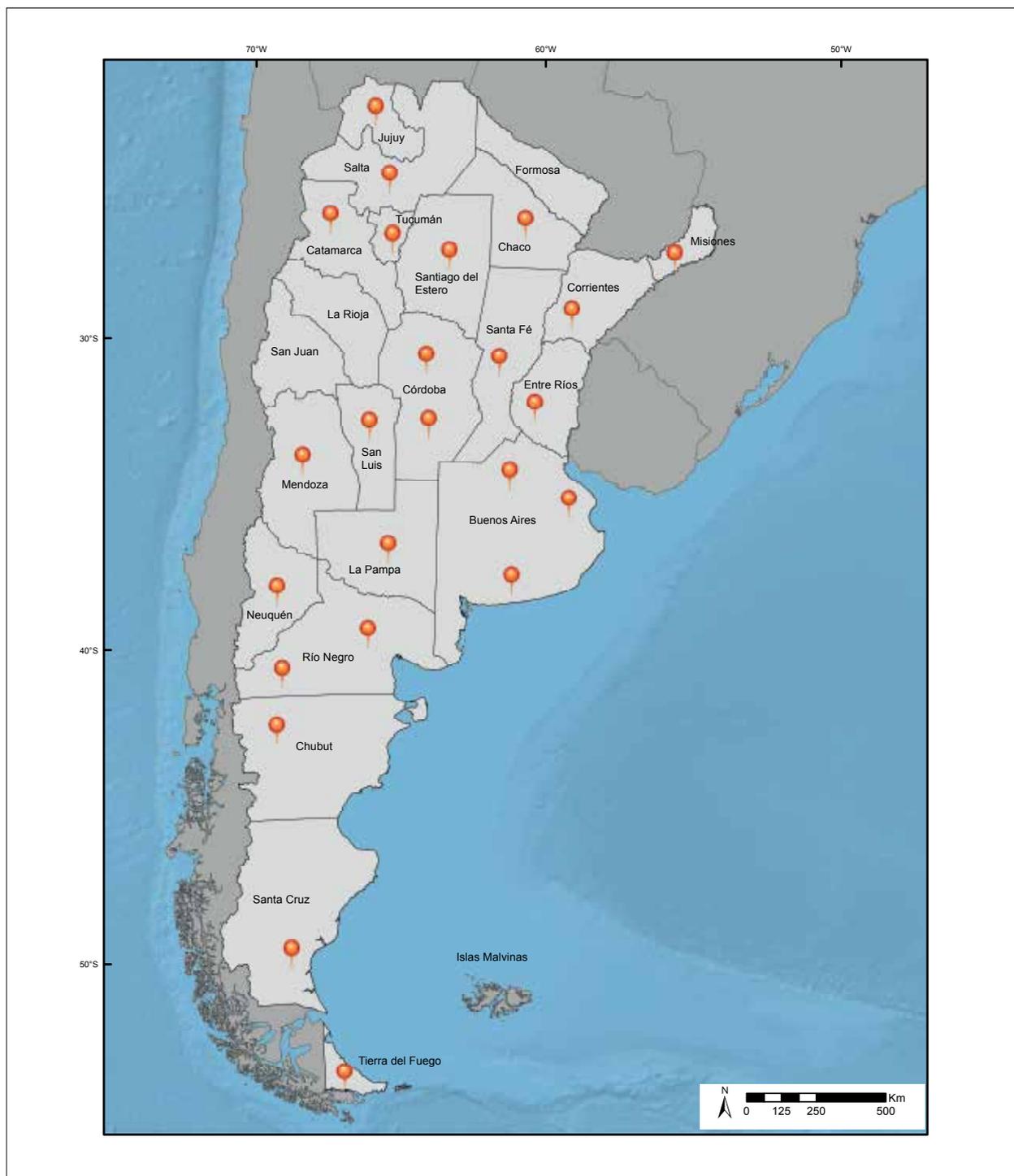


Figura 2. Sitios de la Argentina donde existen grupos de investigación con antecedentes en el estudio y aplicación de algún tipo de bioindicador.

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.
- 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.