La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina

Bases para el análisis de la integridad ecológica



Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible
Argentina

CONICET

REM.AQUA
Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos

La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina

Bases para el análisis
de la integridad ecológica

Eduardo Domínguez
Adonis Giorgi
Nora Gómez

Compiladores

La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica / Eduardo Domínguez... [et al.] ; compilado por Eduardo Domínguez ; Adonis Giorgi ; Nora Gómez.- 1a ed . - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Eudeba, 2020.
Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga
ISBN 978-950-23-3006-8

1. Sistemas Fluviales. 2. Bioindicación. 3. Biomonitoreo. I. Domínguez, Eduardo, comp. II. Giorgi, Adonis, comp. III. Gómez, Nora, comp.

CDD 577.64

ISBN formato impreso: 978-950-23-3005-1

Eudeba - Universidad de Buenos Aires

© 2020
Editorial Universitaria de Buenos Aires
Sociedad de Economía Mixta
Av. Rivadavia 1571/73 (1033) Ciudad de Buenos Aires
Tel: (54 11) 4383-8025 / (54 11) 4383-2202
www.eudeba.com.ar

© 2020 Eduardo Domínguez

© 2020 Adonis Giorgi

© 2020 Nora Gómez

Idea y dirección general del proyecto:
Eduardo Domínguez
Adonis Giorgi
Nora Gómez

Diseño y producción editorial:
Silvina Simondet

Foto de tapa
Eduardo Domínguez
Río Coleguai, Parque Nacional Los Alerces,
Chubut, Argentina. 2017.

No se permite la reproducción total o parcial de este libro, ni su almacenamiento en un sistema informático, ni su transmisión cualquier forma o por cualquier medio, electrónico, mecánico, fotocopia u otros métodos, sin el permiso previo del editor. Su infracción está penada por las leyes 11.723 y 25.446.
Se permiten citar en artículos críticos o reseñas, sin fines comerciales de la siguiente manera: Eduardo Domínguez, Adonis Giorgi y Nora Gómez (Comps.) 2020. *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica.* Editorial Eudeba.

Autoridades

Presidente de la Nación
Alberto Fernández

Jefe de Gabinete de Ministros
Santiago Cafiero

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Ministro de Ambiente y Desarrollo Sostenible
Juan Cabandié

Titular de la Unidad de Gabinete de Asesores
María Soledad Cantero

Secretaria de Política Ambiental en Recursos Naturales
Ing. Alejandra Esther Moreyra

Directora Nacional de Gestión Ambiental del Agua y los Ecosistemas Acuáticos
Dra. Gabriela Liliana Gonzalez Trilla

Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación

Ministro de Ciencia, Tecnología e Innovación
Dr. Roberto Carlos Salvarezza

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
Presidenta
Dra. Ana María Franchi

Vicepresidente de Asuntos Científicos
Dr. Mario Martín Pecheny

Vicepresidente de Asuntos Tecnológicos
Dr. Roberto Daniel Rivarola

Gerente de Desarrollo Científico y Tecnológico
Dr. Jorge Tezón

Directora de Convenios y Proyectos
Dra. Patricia Maccagno

Prólogo

Eduardo Domínguez
Adonis Giorgi
Nora Gómez

La idea de este libro surgió luego de la realización del VII Congreso Argentino de Limnología, realizado en San Miguel de Tucumán en agosto de 2016. Allí quedó clara la necesidad de recopilar la información existente referida al estado de los ríos y arroyos de nuestro país, parámetros de referencia y metodologías para monitorear la calidad de agua, experiencias realizadas y resultados obtenidos, que permitan realizar una evaluación de la *integridad ecológica* de los ecosistemas acuáticos. Por otra parte, también quedó en evidencia la imperiosa necesidad de interactuar con los otros actores relacionados con los cuerpos de agua, como por ejemplo los organismos de aplicación, los gestores y los usuarios del agua, si deseábamos que nuestros aportes desde la investigación científica tuvieran impacto sobre la protección y manejo de los ecosistemas acuáticos. En otras palabras, dejar de hablar "entre nosotros" y comunicarnos con la comunidad.

El desarrollo de las diferentes metodologías y herramientas para diagnosticar el estado de los cuerpos de agua en distintas regiones de la Argentina es desigual, así como sus aplicaciones. Mientras que en algunas áreas se han aplicado diferentes métodos de evaluación y monitoreo y los conocimientos son bastante aceptables, en otras son más escasos o prácticamente nulos. Esto está reflejado en este libro, en el que queríamos mostrar el estado del conocimiento y también la situación de los cuerpos de agua, para comenzar a proponer posibles políticas y acciones a realizar.

Los resultados del estado de los ecosistemas acuáticos obtenidos con algunos métodos de diagnóstico (por ejemplo los químicos), por lo general no son fácilmente compatibles con otros (como los biológicos). Algunas veces, mientras que los resultados de los parámetros fisicoquímicos denotan una calidad del agua "aceptable", los biológicos la reconocen como de baja calidad. Y no son contradicciones: es que se están midiendo distintos aspectos de los sistemas acuáticos tal vez con diferentes objetivos. Hoy más que nunca es importante promover consensos para definir cuáles son las características deseables de los ecosistemas acuáticos que permitan tanto la vida de los organismos que los habitan como su uso por parte del ser humano, para poder aprovechar los beneficios que estos ecosistemas aportan. Por ello sería indispensable considerar la integridad ecológica tanto de los ríos y arroyos que son motivo de este libro, como así también la gran diversidad de ecosistemas acuáticos existentes en nuestro país.

Un río ya no tiene que ser considerado sólo por su cauce o como un cañería por la que fluye el agua, sino también por sus márgenes, su conexión con el agua subterránea, su bosque de ribera, en definitiva la cuenca como unidad morfo-funcional con toda su complejidad. Lo que sucede en cualquiera de estos diferentes componentes va a afectar directamente al cuerpo de agua y a los organismos que lo habitan. La integridad ecológica, que aparece como un concepto lógico o incluso natural, no está tan extendido en la concepción de la protección, manejo y gestión del bien incorrectamente denominado "recurso" agua. Como ejemplo, baste citar que entre los 17 Objetivos de Desarrollo Sustentable del Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo para el año 2030 figuran la Vida Submarina y la Vida de Ecosistemas Terrestres, pero para las aguas continentales el objetivo es Agua Limpia y saneamiento. Recién su último punto sostiene: "Proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos". Uno se puede preguntar entonces: ¿de dónde viene el agua limpia? ¿No está invertido el orden de importancia? La necesidad de un saneamiento en realidad

es una metodología para mitigar el mal manejo, que debería tratar de mejorarse. El agua es imprescindible para nuestra vida. Pero tenemos que pensar que el agua no es un recurso infinito, ni totalmente renovable, por lo menos dentro de lo que a nuestra cultura se refiere. A modo de ejemplo, los acuíferos subterráneos, cuyo tiempo de residencia es a veces de miles de años, una vez contaminados requieren de mucho tiempo y costo para ser recuperados. Por otro lado, el agua con una calidad biológica buena, además de proveer alimento, esparcimiento, riego, etc. también es más fácil y económica de potabilizar para nuestro uso que el agua con una carga contaminante que debe ser eliminada previamente.

Volviendo al punto de "dejar de hablar entre nosotros" y comunicarnos con la comunidad, es necesario desarrollar o poner en práctica herramientas de comunicación. El lenguaje de la ciencia y la técnica es complicado para los no especialistas. Hace un tiempo se comenzó a hablar de los "analfabetos digitales" como un problema casi tan importante como los analfabetos funcionales para el desarrollo una sociedad. ¿No es quizás el momento de comenzar a preocuparnos por lo que podríamos llamar "analfabetismo ecológico" en referencia a la incapacidad para juzgar desde conceptos simples de la ecología a algunos de los problemas ambientales actuales que nos aquejan? Por ejemplo, una persona que tenga conocimientos básicos de ecología debería poder juzgar entre si es bueno o malo volcar efluentes a un cuerpo de agua, extraer demasiada agua de un río, tirar basura en la orilla de un lago, o desmontar totalmente los márgenes de un arroyo. Si se considera que estos son conceptos simples, ¿en qué estamos fallando para que estos sean algunos de los problemas principales de la relación entre la sociedad y los ecosistemas acuáticos? Este analfabetismo ecológico, que atenta contra el bien común, no es responsabilidad única del poblador que tira su basura al río, o del que tiene su letrina conectada al arroyo cercano. También lo es, y en mayor grado, del industrial que no procesa sus efluentes, del funcionario municipal que autoriza los basurales a la vera de los ríos, y también de una planificación que no considera los impactos que como sociedad producimos en los diferentes tipos de ecosistemas.

Atendiendo a estos conflictos hemos incluido en este libro un capítulo dedicado al empleo de los indicadores biológicos como una herramienta de educación para la protección de los cuerpos de agua. No es mucho, pero es un testimonio de nuestra perspectiva. Consideramos que solo a través del cambio en la educación que instale en la sociedad la valoración de los bienes que nos provee la naturaleza, se contribuirá a lograr la conservación y el manejo sustentable de los ecosistemas acuáticos por parte de la comunidad. Quizás no todos somos responsables de lo que está pasando en nuestro planeta a nivel global, pero sí tenemos alguna responsabilidad con respecto a lo que sucede en nuestro entorno.

Para construir una nueva perspectiva de cómo abordar el diagnóstico del estado de los ecosistemas acuáticos, es vital generar un espacio que permita la interacción de los distintos actores que se requieren para llevarlo a cabo, integrando saberes y demandas. En tal sentido esperamos que este libro, forjado en los conocimientos aportados por diferentes grupos de investigación del país, contribuya facilitando las herramientas necesarias para entender cómo analizar los cuerpos de agua y tomar decisiones acertadas para proteger los servicios ecosistémicos que proveen. Estos son tan numerosos e importantes para nuestra vida, que es inexplicable que nunca los hayamos considerado como tales. Recién estamos comenzando a valorarlos en la actualidad, probablemente como consecuencia de su deterioro, que afecta la cantidad y calidad del agua promoviendo una crisis planetaria que deberemos enfrentar.

Los conocimientos científicos deberían servirnos para vivir de manera más armónica con nuestro propio hábitat. Sin embargo cabe preguntarnos: ¿por qué no es así? Entre tanto, hasta que tengamos la respuesta, deberíamos utilizar todas las herramientas disponibles para conservar los ecosistemas acuáticos tan esenciales para la humanidad y la vida en el planeta. Parece más fácil tratar de colonizar nuevos mundos que valorar el que tenemos.

Finalmente, queremos expresar nuestra gratitud y reconocimiento a Leandro García Silva y a Javier García Espil por haber apoyado y promovido la concreción de este libro, que esperemos constituya un hito para comenzar a evaluar de modo integral los ecosistemas acuáticos argentinos.

Prólogo

Comisión Directiva de la
Red de Evaluación y Monitoreo
de Ecosistemas Acuáticos

Todos los seres vivos necesitamos del agua para nuestra subsistencia. Es un elemento vital para la salud humana, para el sostenimiento de la biodiversidad y para la producción. Sin embargo, su disponibilidad es limitada, ya que existen amenazas crecientes asociadas a la contaminación, la extracción excesiva, los cambios en los usos del suelo y el calentamiento global, entre otras. Contar con agua en cantidad, calidad y en los momentos adecuados depende de la salud de los ecosistemas acuáticos, como los ríos, lagos, acuíferos, glaciares y humedales.

Afrontar los desafíos urgentes y emergentes en la gobernanza del agua exige desarrollar soluciones innovadoras para potenciar las contribuciones de la naturaleza. Proteger, restaurar y promover el uso sustentable de los ecosistemas de agua dulce es crucial para alcanzar la seguridad hídrica, aumentar la resiliencia frente al cambio climático y lograr el desarrollo sustentable. Para ello, necesitamos conocerlos, determinar en qué estado se encuentran, cuáles son sus tendencias, las causas de su degradación y las medidas eficaces para su conservación.

El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (MAyDS) y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) nos unimos para crear la Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos (REM.AQUA), un ámbito de trabajo colaborativo, con el objetivo de profundizar la interacción entre la ciencia y las políticas públicas, y así ofrecer a la sociedad instrumentos novedosos y decisiones basadas en evidencia en la gestión ambiental del agua.

La REM.AQUA reúne hoy a más de cincuenta investigadores que se encuentran desarrollando herramientas para evaluar la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos existentes en las diversas regiones del país, un tema pendiente a escala nacional, que pretendemos ayudar en su resolución. Los trabajos se organizan en cuatro ejes: biomonitoreo, calidad de agua, régimen hidrológico y servicios ecosistémicos. En conjunto, brindan bases técnicas sólidas que nos permiten acceder al ordenamiento ambiental del territorio y la regulación de las actividades, con apoyo en el mejor conocimiento disponible y en el marco de la legislación vigente.

El libro que aquí presentamos es el primero de una serie de publicaciones para difundir los resultados del trabajo de la REM.AQUA e impulsar su incorporación a la gestión ambiental en todos los niveles de gobierno. Sintetiza los antecedentes y el estado del arte sobre la bioindicación en nuestro país, considerando que los organismos que dan vida a los ecosistemas acuáticos son una fuente privilegiada de información acerca de su salud. Así nos brindan la posibilidad de evaluar su integridad ecológica y, por tanto, su capacidad de realizar aquellas funciones que sustentan los beneficios para la naturaleza y las personas.

Esta publicación aporta a la construcción de una estrategia de monitoreo y evaluación de alcance nacional, representativa de las diversas realidades locales. Busca acercar herramientas de diagnóstico ambiental a un público amplio, interesado en la conservación de la biodiversidad. Anhelamos que contribuya a ampliar el acceso a la información pública para reforzar la acción sinérgica entre las jurisdicciones, sectores y ciudadanía en el cuidado de los ecosistemas de agua dulce, para lograr la efectiva vigencia del derecho a un ambiente sano, equilibrado y apto para el desarrollo de todos los habitantes de la Argentina y de las generaciones futuras.

Presentación

RED REM-AQUA
Nora Gómez
Coordinadora Científica REM-AQUA

Un enfoque ajustado del ambiente acuático continental, con finalidad eminentemente conservacionista y sin descuidar sus múltiples relaciones con la bioeconomía natural y con los intereses humanos, debe sustentarse sobre una base ecológica, que armonice el ambiente en sí mismo con su contenido vivo. Un lago, una laguna o un río no son meros hechos físicos, accidentes geográficos estimables en superficie, profundidad, capacidad retentiva para usar y modificar con criterio unilateral. Constituyen conjuntos formados por partes inanimadas y vivas, dotados de una historia, de un delicado dinamismo y con una evolución en el tiempo susceptible de estudio y pronóstico. Esta mirada holística de cómo observar los ecosistemas fue manifestada hace más de medio siglo por el Dr. Raúl A. Ringuelet en el libro titulado *Ecología Acuática Continental*. Sin embargo no siempre ha sido atendida a la hora de gestionar los cuantiosos y diversos ecosistemas acuáticos de la Argentina, muchos de los cuales están sometidos a los permanentes cambios en los usos del suelo sumado a los nuevos escenarios de cambio climático.

En este contexto es inevitable analizar la complejidad de los mismos a través del concepto de integridad ecológica, el cual es central en la interface que vincula la ecología y la definición de políticas públicas. Esta aproximación permite entender que la integridad se relaciona con la capacidad de auto-organización de los ecosistemas y que su condición induce a expresiones específicas de biodiversidad y patrones de flujo de materia y energía. En este sentido la integridad ecológica se manifiesta a través de las respuestas estructurales y funcionales de los ecosistemas acuáticos, siendo estas últimas las que en sus diversas manifestaciones y apreciaciones humanas nos brindan lo que conocemos como "servicios o beneficios del ecosistema".

Esta visión ya aceptada en otros países del mundo en la Argentina aún no ha sido implementada, primando la determinación del estado de los cuerpos de agua a través de diagnósticos basados principalmente en variables físico-químicas. Estas dos visiones de cómo analizar un ecosistema acuático han generado históricas controversias al momento de evaluarlos y en la toma de decisiones.

Si bien los problemas ambientales vinculados con el agua y las demandas sociales generan múltiples tensiones, también incentivan la búsqueda de alternativas para construir futuros mejores. Explorarlas y afianzarlas requieren de herramientas y conceptos renovados. Para construir esta nueva perspectiva de cómo abordar el diagnóstico del estado de los cuerpos de agua, es vital generar un espacio que permita la interacción de los distintos actores que se requiere para llevarlo a cabo, integrando saberes y demandas.

Este abordaje que parecía inverosímil en nuestro país finalmente tuvo su oportunidad en mayo de 2018 en ocasión de celebrarse una reunión técnica entre integrantes del Ministerio de Ambiente de la Nación, de la Gerencia de Desarrollo Científico y Tecnológico del CONICET y de profesionales especializados en temáticas vinculadas a la ecología acuática. A partir de allí se comenzó a gestar la Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos de Argentina (REM-AQUA). Esta propuesta encontró una ventana de oportunidad en el marco del fortalecimiento de las herramientas de diagnóstico y evaluación ambiental que lleva adelante el MAyDS y de su acercamiento al CONICET para poder así aunar esfuerzos. La iniciativa que comenzó como un intento más para muchos científicos y gestores, que bregábamos por un ámbito de interacción, se comenzaba a plasmar en una estructura

con financiamiento y compromisos de partes. De esta forma en diciembre de 2018 se formalizó la REM-AQUA, integrándose a la Red Institucional Orientada a la Solución de Problemas (RIOSP) implementada por el CONICET, que cuenta entre sus objetivos con la promoción de la seguridad hídrica. Esta última depende particularmente de la integridad de los ecosistemas acuáticos, ya que los mismos prestan diversas contribuciones al bienestar de las personas, tales como regulación de flujos hídricos, recarga de acuíferos, reducción de la erosión, retención de sedimentos y nutrientes, purificación del agua, protección de márgenes, atenuación de crecientes, atenuación de inundaciones costeras, entre otros.

La estructura de la red cuenta con una comisión directiva, integrada por un coordinador científico, uno técnico y un responsable administrativo, interactuando con un consejo asesor conformado por prestigiosos científicos y expertos en gestión. La articulación con cuatro grupos de trabajo identificados como: Biomonitores, Calidad del agua y niveles guía, Régimen hidrológico y caudal ambiental y Servicios ecosistémicos, constituyen la base en la que sustenta la red. Estos son coordinados por dos investigadores que organizan la actividad del equipo de trabajo para la obtención de los productos que surgen de la interacción y los aportes de sus integrantes. Esta estructura responde a un objetivo general que es contribuir a la gestión y conservación de los distintos tipos de ecosistemas acuáticos del país, y a objetivos específicos tales como:

I.Desarrollar herramientas e instrumentos estandarizados de evaluación de la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos a nivel nacional, regional y local.

II. Revisar, establecer y actualizar los valores guía de calidad del agua para la protección de la vida acuática.

III. Desarrollar metodologías para evaluar alteraciones del régimen hidrológico y elaborar lineamientos para la determinación e implementación de caudales ambientales.

IV. Identificar y cuantificar servicios ecosistémicos en las cuencas hídricas y su vinculación con el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos.

El abordaje de estos objetivos se consensuó reconociendo las particularidades de cada zona geográfica del país, de cada tipo de ecosistema acuático y de las posibles fuentes de contaminación o alteraciones de las características naturales del ambiente.

Los productos que se obtendrán serán documentos, material cartográfico, manuales de metodologías e instrumentos estandarizados para la evaluación de la integridad ecológica, caudales ambientales, niveles guías y servicios ecosistémicos. También se prevé la interacción con los organismos de gestión nacional y provincial y con la comunidad a través de distintos mecanismos de comunicación.

La REM-AQUA está conformada por profesionales provenientes de distintas ramas del conocimiento tales como limnólogos, biólogos, hidrólogos, químicos, abogados, entre otros, pertenecientes a distintas universidades y unidades de investigación diseminadas por todo el país. También cuenta con un grupo entusiasta y activo de profesionales del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, del CONICET y del CCT La Plata que acompañan a la red en su funcionamiento.

Para transitar el camino que nos llevará a la obtención de los productos se estableció que en una primera etapa de trabajo se capitalizará el conocimiento científico disponible, mediante la recopilación de la información existente y su análisis, de modo de realizar una primera evaluación del estado de los ecosistemas. Para ello es necesario acordar criterios de clasificación para que la información, actualmente heterogénea, se pueda contener en una interpretación común que permita avanzar en la construcción e implementación de un nuevo marco de evaluación y clasificación con metodologías estandarizadas.

Entre los productos que se encuentran vinculados a esta etapa se halla este libro que reúne el trabajo de numerosos científicos que, a lo largo y ancho del país, desde hace tiempo investigan y generan información tendiente a lograr una visión integrada de aspectos vinculados al hábitat, la biología, la física y química del agua de los cuerpos de agua del país.

Nunca como hoy los problemas relacionados con el agua han llevado a la sociedad a demandar en forma masiva y coordinada la cooperación de la comunidad científica para entender lo que está ocurriendo y para idear formas de enfrentar las problemáticas. La oportunidad que brinda la red es sin lugar a duda un gran desafío, que será posible abordarlo en virtud de la calidad de profesionales que la conforman. Seguramente sus conocimientos contribuirán a sentar las bases para la conservación de los ecosistemas acuáticos en un marco de consensos entre el ámbito académico y de la gestión.

Autores

Albariño, Ricardo
Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (CONICET-UNComahe), Quintral 1250, Bariloche, Río Negro (8400).

Basílico, Gabriel
Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia-CONICET. Av. Ángel Gallardo 470. CABA. (C1405DJR) y Universidad de Flores, Camacuá 245, CABA (1405).

Brand, Cecilia
Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP)-CONICET-UNPSJB. Roca 780. Esquel. Chubut (9200).

Cuezzo, María Gabriela
Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET – U.N.T., Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álvarez 722. San Miguel de Tucumán (4000).

Damborski, M. P.
Departamento de Biología. FACENA. Universidad Nacional del Nordeste (UNNE).

Daruich, Jorgelina
Proico 2-3514 Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional de San Luis. Ejército de los Andes 950 (1er Bloque 2do piso) San Luis Capital (5700).

De Cabo, Laura
Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia-CONICET. Av. Ángel Gallardo 470. CABA. (C1405DJR).

Dos Santos, Daniel Andrés
Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET – U.N.T., Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álvarez 722. San Miguel de Tucumán (4000).

Domínguez, Eduardo
Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET – U.N.T., Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álvarez 722. San Miguel de Tucumán (4000).

Epele, Luis Beltrán
Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP)-CONICET-UNPSJB. Roca 780. Esquel. Chubut (9200).

Eissa, Betina L.
Programa de Ecofisiología Aplicada (PRODEA) Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLU, Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Fernández, Hugo Rafael
Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET – U.N.T., Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álvarez 722. San Miguel de Tucumán (4000).

Fernández Cirelli, Alicia
Universidad de Buenos Aires. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA) e Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET) Facultad de Ciencias Veterinarias. Av. Chorroarín 280 (1427) Buenos Aires.

Ferro, Mariano
CONICET-Facultad de Derecho- Universidad de Buenos Aires.

Gagneten, A. M.
Departamento de Ciencias Naturales. Facultad de Humanidades y Ciencias (FHUC-UNL).

Gallardo, L. I.
(CECOAL-CONICET-UNNE). Centro de Ecología Aplicada del Litoral.

Gil, María Angélica
Proico 2-3514 Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional de San Luis. Ejército de los Andes 950 (1er Bloque 2do piso) San Luis Capital (5700).

Giorgi, Adonis
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu; Departamento de Ciencias Básicas-Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Gómez, Nora
Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (ILPLA). CONICET-Facultad de Ciencias Naturales y Museo-UNLP.

Manzo, Luz María
Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP)-CONICET-UNPSJB. Roca 780. Esquel. Chubut (9200).

Marchese, Mercedes R.
Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET-UNL).

Márquez, Javier A.
Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. Dpto. Cs. Naturales. Ruta 36. Km 601. Córdoba (5800).

Melignani, Eliana
Instituto de Micología y Botánica (InMiBo-CONICET), Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Av. Int. Güiraldes 2160. CABA. (C1428EGA).

Minaverry, Clara María
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu y Departamento de Ciencias Sociales, UNLu, Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (6700).

Miserendino, María Laura
Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP)-CONICET-UNPSJB. Roca 780. Esquel. Chubut (9200).

Montalto, Laura
Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET-UNL) y Departamento de Ciencias Naturales. Facultad de Humanidades y Ciencias (FHUC-UNL).

Moreno, Liliana Elizabeth
Proico 2-3514 Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional de San Luis. Ejército de los Andes 950 (1er Bloque 2do piso) San Luis Capital (5700).

Oberto, Ana M.
Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. Dpto. Ciencias Naturales. Ruta 36. Km 601. Córdoba (5800).

Ortiz, Carolina E.
Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA), UNRC-CONICET y Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. Dpto. de Geología. Ruta 36. Km 601. Córdoba (5800).

Ossana, Natalia A.
Programa de Ecofisiología Aplicada (PRODEA) Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES (CONICET-UNLu), Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Poi, Alicia S. G.
Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL-CONICET-UNNE) y Departamento de Biología. FACENA. Universidad Nacional del Nordeste (UNNE).

Príncipe, Romina E.
Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA), UNRC-CONICET y Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. Dpto. Cs. Naturales. Ruta 36. Km 601. Córdoba (5800).

Raffaini, Graciela B.
Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. Dpto. Ciencias Naturales. Ruta 36. Km 601. Córdoba (5800).

Reynaga, María Celina
Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET – U.N.T., Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álvarez 722. San Miguel de Tucumán (4000).

Rodrigues Capítulo, Alberto
Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (ILPLA). CONICET-Facultad de Ciencias Naturales y Museo-UNLP.

Romero, Fátima
Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 205. Tucumán (4.000).

Tagliaferro, Marina
Centro Austral de Investigaciones Científicas - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CADIC-CONICET). Bernardo Houssay 200, Ushuaia, Tierra del Fuego.

Torremorell, Ana
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (CONICET-UNLu), Departamento de Ciencias Básicas-Universidad Nacional de Luján- Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Ulacco, José Humberto
Facultad de Ciencias Físico Matemáticas y Naturales. Universidad Nacional de San Luis. Ejército de los Andes 950 (2do Bloque Planta baja) San Luis Capital (5700) Argentina.

Vilches, Carolina
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (CONICET-UNLu), Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján-Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Volpedo, Alejandra V.
Universidad de Buenos Aires. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA) e Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET) Facultad de Ciencias Veterinarias. Av. Chorroarín 280 (1427) Buenos Aires.

Revisores

Aguilera, Gastón
Fundación Miguel Lillo- Unidad Ejecutora Lillo (CONICET) Tucumán-Argentina.

Anderson, Christopher
Centro Austral de Investigacionas Científicas (CADIC) -CONICET. ICPA-Universidad Nacional de Tierra del Fuego Ushuaia, Argentina.

Añón Suarez, Diego
GEMA (Grupo de Estudio de Macroinvertebrados Acuáticos), Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA, UNComahue- CONICET), CRUB Sede Salmonicultura, 8400, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

Casset, María Andrea
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu, Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Colautti, Darío
Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (CONICET-UNLP).

Echaniz, Santiago
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa. Avenida Uruguay 151. 6300. Santa Rosa, La Pampa.

Gantes, Patricia
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu, Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

García, María Eugenia
Universidad Nacional de Lanús; Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu; Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Graça, Manuel Augusto Simöes
Departamento de Ciências da Vida-Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade de Coimbra-Calçada Martim de Freitas-3000-456 Coimbra Portugal.

Hidalgo, Margarita del Valle
Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 251, 4.000 Tucumán, Argentina.

Malacalza, Leonardo
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu, Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Molineri, Carlos
Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET – U.N.T., Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álvarez 722. San Miguel de Tucumán (4000).

Momo, Fernando
Universidad Nacional de General Sarmiento. Instituto de Ciencias. Juan M. Gutiérrez 1150. B1613GSX Los Polvorines, Argentina;.Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu; Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Pizzolón, Lino
Observatorio del Agua, Universidad Nacional de la Patagonia, Sede Esquel. Chubut (9200).

Ríos-Touma, Blanca
Grupo de Investigación en Biodiversidad Medio Ambiente y Salud–BIOMAS– Universidad de Las Américas – Quito, Ecuador.

Salibián, Alfredo
Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) CONICET-UNLu, Departamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Sayago, Florencia
Instituto de Geociencias y Medio Ambiente (INGEMA) Facultad de Cs. Naturales e IML. U.N.T Miguel Lillo 251, 4.000 Tucumán. Directora de Medio Ambiente de la Provincia de Tucumán.

COLABORADORES:

Monti, Carolina
Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet. (CONICET-UNLP). Revisión bibliográfica.

Cristóbal, Luciana
Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET – U.N.T., Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álvarez 722. San Miguel de Tucumán (4000). Colaboración en la confección de mapas.

Índice

7 Prólogo
Eduardo Domínguez, Adonis Giorgi y Nora Gómez

9 Prólogo
Comisión Directiva de la Red de Evaluación
y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos

11 Presentación Red Rem Aqua
Nora Gómez

13 Autores-Revisores
Colaboradores

19 Los indicadores biológicos como herramientas de gestión de la calidad del agua
Eduardo Domínguez y Adonis Giorgi

27 Indicadores físico-químicos: ¿qué, cómo y cuánto reflejan la calidad del agua?
Alicia Fernández Cirelli y Alejandra V. Volpedo

41 Los indicadores de calidad de las áreas ribereñas
Laura de Cabo, Eliana Melignani y Gabriel Basílico

57 Los indicadores biológicos
Nora Gómez, Eduardo Domínguez,
Alberto Rodrigues Capítulo y Hugo R. Fernández

73 Aplicación de indicadores biológicos en el noroeste argentino; el caso de la cuenca Salí-Dulce
Eduardo Domínguez, Fátima Romero, Hugo R. Fernández
y María Gabriela Cuezzo

99 Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino
Mercedes R. Marchese, A. M. Gagneten, L. Montalto,
L. I. Gallardo, M. P. Damborsky y Alicia S. G. Poi

123 Valoración de la calidad biológica e integridad ecológica de sistemas fluviales del sur de la provincia de Córdoba. Utilización de índices biológicos, ecológicos y químicos
Ana M. Oberto, Carolina E. Ortiz, Romina E. Príncipe,
Graciela B. Raffaini y Javier A. Márquez

137 Aplicación de indicadores biológicos en cursos de agua de la ecorregión Pampa
Alberto Rodrigues Capítulo y Nora Gómez

149 Estudios sobre la calidad de los ambientes acuáticos de la región de Cuyo con la aplicación de indicadores bióticos. Antecedentes y perspectivas
María Angélica Gil, Jorgelina Daruich,
Liliana Elizabeth Moreno y José Humberto Ulacco

165 Los indicadores biológicos en la Patagonia. Calidad de agua e integridad ecológica: una mirada desde arroyos a mallines
María Laura Miserendino, Luis Beltrán Epele,
Cecilia Brand y Luz María Manzo

175 Aspectos métricos de la bioindicación
Daniel Andrés Dos Santos y María Celina Reynaga

193 Los indicadores biológicos como herramienta de educación: experiencias en la Argentina
María Celina Reynaga y Daniel Andrés Dos Santos

203 Indicadores ecosistémicos: metabolismo y descomposición
Adonis Giorgi, Carolina Vilches, Ana Torremorell
y Ricardo Albariño

213 Indicadores de alerta temprana
Natalia A. Ossana y Bettina L. Eissa

229 Usos de peces y macrófitas como indicadores
Marina Tagliaferro

241 Panorama normativo hídrico de la Argentina. El enfoque ecosistémico y su aproximación para la incorporación del concepto de bioindicadores en el ámbito legal
Clara María Minaverry y Mariano Ferro

259 Problemáticas de cuencas en la Argentina. Recomendaciones para su gestión.
Eduardo Domínguez, Adonis Giorgi,
María Laura Miserendino, Mercedes R. Marchese
y Nora Gómez

Los indicadores biológicos como herramientas de gestión de la calidad del agua

Eduardo Domínguez
Adonis Giorgi

Los indicadores biológicos como herramientas de gestión de la calidad del agua

Eduardo Domínguez y Adonis Giorgi

Resumen

Tradicionalmente se usaron los análisis físico-químicos y químicos para el monitoreo de las alteraciones antrópicas de los ambientes acuáticos naturales. Luego surgieron otras alternativas, como el estudio de los cambios que producen los impactos antrópicos en las comunidades biológicas. La diferencia entre las comunidades afectadas por diferentes grados de contaminación y las que se encuentran en un lugar "prístino" o de "referencia", puede ser utilizada para establecer una escala de "calidad biológica del agua". Así surgió como herramienta el "Indicador Biológico de Calidad del Agua" o "Bioindicador". A esto se agregaron luego conceptos más integradores: el "estado ecológico o integridad ecológica" que además del estado del agua, incorpora el de su entorno, así como su capacidad de mantenerse en el tiempo. Aquí se presentan estos conceptos, y se discute su rol en la comunicación y educación, ya que esta información puede ser fácilmente accesible para toda la comunidad, desde escolares hasta pobladores locales, gestores, políticos y público en general.

Palabras clave: Bioindicación y educación, percepción de la contaminación, calidad biológica del agua, gestión del agua.

Abstract

Traditionally, physical-chemical and chemical analyses were used to monitor anthropic alterations of natural aquatic environments. Then other alternatives emerged, such as the study of the changes that the anthropic impacts produce in the biological communities. The difference between communities affected by different degrees of pollution and those in a "pristine" or "reference" place can be used to establish a "biological water quality" scale. Thus the "Biological Indicator of Water Quality" or "Bioindicator" emerged as a tool. Later, a more integrative concept was developed: the "ecological state" or "ecological integrity" that also incorporates the status of its environment, as well as its ability to maintain itself over time. We present these concepts here and discuss their role in communication and education as this information can easily be accessible to the entire community, from schoolchildren to local people, managers, politicians, and the general public.

Keywords: *Bioindication and education, pollution perception, biological water quality, Water management.*

Introducción

Contaminación es un término muy popular en la actualidad. Esto no es casual, ya que pese a ser algo considerado marginalmente en un pasado relativamente reciente, se ha transformado en una preocupación prioritaria para la sociedad. Las razones son varias: el impacto de las actividades humanas sobre su entorno (deforestación, destrucción de hábitats, sobre explotación de bienes y recursos) se viene sucediendo desde la antigüedad, pero su repercusión sobre nuestras vidas no ha sido nunca tan evidente como en la actualidad. Por otro lado, a todos esos efectos se ha incorporado la mencionada contaminación que anteriormente no era notable debido a que los cuerpos de agua depuraban gran parte de los contaminantes que los alcanzaban. Esta capacidad de autodepuración ya no alcanza por varias razones: crecimiento poblacional desmedido, rápidos desarrollos tecnológicos (genéticos, químicos, mecánicos) mega emprendimientos (embalses gigantescos, mega minería, grandes industrias, etc.) lo que implica ingresos de mayor cantidad de materiales a los cuerpos de agua, muchos de ellos con bajísima posibilidad de ser degradados naturalmente y también con la capacidad de acumularse en los organismos vivos. Si bien se puede decir que casi por definición toda actividad humana produce alteraciones en su entorno, es la escala a la que se está produciendo lo que resulta inédito.

Antes de la aparición de grandes aglomeraciones urbanas, los cuerpos de agua recibían impactos de baja magnitud: una pequeña aldea o poblado de pescadores en la orilla de un río, no producía prácticamente ningún impacto con sus actividades ya que sus vecinos vivían relativamente lejos y la extracción de recursos (por ejemplo peces) o producción de desechos (restos de alimentos o materia fecal) solo producían un efecto local, porque eran rápidamente procesados o "digeridos" por el ambiente. Por esta razón, los vecinos aguas abajo eran poco afectados por estas actividades ya que el río tenía suficiente capacidad para depurar las sustancias que ingresaban. En la actualidad, existen urbanizaciones inmensamente mayores que se encuentran mucho más próximas entre sí y en muchos casos desechan sus efluentes en distintos sectores de un mismo río por lo que los sistemas ya no son capaces de procesar adecuadamente los resultantes de tales actividades debido a la gran carga contaminante recibida. Por otro lado, como se dijo previamente, existen residuos que el río no puede depurar (metales pesados, plaguicidas, etc.). Algunos de ellos se incorporan a sus comunidades afectándolas o se mantienen en agua o sedimentos promoviendo una reducción de las condiciones adecuadas para los seres vivos presentes en el cuerpo de agua afectado. Así, en la actualidad, lo que produce una gran ciudad situada a la vera de un río, tiene un fuerte impacto sobre la que se encuentra aguas abajo. Además de los cambios paulatinos, debido a la superposición de efectos negativos, aumenta el número de cambios catastróficos. Como si nuestro

planeta se hubiera encogido, las actividades de una comunidad afectan directamente a sus vecinos, debido a la menor distancia entre poblaciones, su mayor densidad y la mayor persistencia de los efectos en el tiempo. De esta manera, cada persona comienza a notar cambios en su ambiente que afectan no solo su entorno físico, sino también su calidad de vida. En este sentido, la magnitud del impacto antrópico sobre el planeta (del cual la contaminación es un componente muy importante), más el rápido flujo de información a nivel mundial, promueve que los ciudadanos comiencen a "percibir" este impacto como un problema. Hace tan solo unos años atrás, un río contaminado con mal olor, era considerado como algo "normal" o "anecdótico" en el paisaje (siempre y cuando no estuviera demasiado cerca de su casa como para que el olor pudiera molestar a los habitantes). También se consideraba como algo casi inevitable. Incluso la contaminación era considerada indicadora de trabajo y desarrollo. Basta recordar las imágenes de industrias con sus chimeneas emanando humo negro, con la que nos enseñaban en las escuelas las bondades de la actividad industrial. En la actualidad, prácticamente cualquier ciudadano podrá mencionar algún caso de contaminación que conoce y evaluarlo mucho más negativamente que 20 o 30 años atrás. Es cierto que los seres humanos hemos desarrollado tecnologías que nos permitirían evitar o reducir en gran medida la contaminación. Por ejemplo, la construcción de plantas depuradoras que, como señala Margalef (1982), realizan en espacios reducidos la tarea de depuración que un río desarrolla en muchos kilómetros. Con esto se produciría un efecto semejante a un "estiramiento" de los cuerpos de agua y las poblaciones volverían a estar alejadas unas del efecto negativo producido por las otras en nuestro mundo "encogido". Sin embargo, las plantas depuradoras no siempre existen, cuando existen no siempre funcionan y cuando funcionan conllevan un alto costo de energía y mantenimiento. Aun más, no siempre están preparadas para extraer o filtrar todos los tipos de contaminantes que ingresan a la misma. Más bien eliminarían sólo unos pocos de los más abundantes como son el exceso de materia orgánica, sólidos en suspensión y organismos parásitos.

También debe tenerse en cuenta si algo es realmente un contaminante y cómo se cuantifica el grado de contaminación, ya que si nos basamos en las definiciones populares, ¿cuántas personas podrían definir lo que es contaminación? ¿Cuántas podrían cuantificarla? Y aquí entra en juego el motivo de nuestro libro: los bioindicadores y su utilidad.

Contaminación y bioindicación

Vamos a comenzar a explicar estos conceptos de una manera simple, para luego poder discutirlos. Podemos definir contaminación como "estrés ambiental ocasionado por el agregado de elementos o energía externos, producto de las actividades humanas". En los cuerpos de agua, este estrés puede deberse a cambios físicos (agregados de sólidos, sales, cambios de pH, temperatura, etc.), o agregados de materia orgánica, nutrientes y materiales tóxicos (metales pesados, pesticidas, herbicidas, fenoles, etc.) o ingreso de energía (térmica). Es importante mencionar aquí, que a veces este estrés puede ser ocasionado por eventos naturales (por ejemplo erupciones volcánicas). Por esta razón, aun en ambientes no alterados por el hombre, es posible tener cuerpos de agua con características diferentes, las que pueden condicionar sus posibilidades de uso. Según Meybeck, *et al.* (1996), el término "calidad del agua" se refiere a la capacidad que tendrá la misma para sostener diferentes usos o procesos. Por un lado esta calidad dependerá de la composición físico-química y cambios temporales y espaciales a los que pudiera estar sujeto el cuerpo de agua, y por otro a los usos para los que se quisiera aplicar el agua que de allí se utilice. De esta manera, si el destino es para agua potable, por ejemplo, las condiciones para una calidad de agua aceptable serían mucho más estrictas que si fueran para riego, transporte o recreación. Por otra parte, si nos referimos a "calidad biológica" del agua, esta se referirá a los cambios estructurales medidos mediante la comunidad de organismos (Prat *et al.*, 2009). O sea, que una buena calidad biológica del agua será aquella que es capaz de sostener una comunidad acuática semejante a la que se encontraría en condiciones naturales. No necesariamente sería apta para consumo, pero sí podría prestar numerosos servicios ecosistémicos.

Tradicionalmente, para evaluar las características de los cuerpos de agua, se utilizaron medidas de los parámetros físico-químicos: temperatura, acidez o alcalinidad (pH), turbidez, sólidos disueltos, cantidad de oxigeno (Demanda Química de Oxígeno –DQO- y/o Demanda Biológica de Oxígeno –DBO), fosfato, nitratos, etc. Estos métodos son en general muy precisos, y con los avances tecnológicos más recientes se han hecho más accesibles económicamente, e incluso pueden ser automatizados. Sin embargo, uno de los problemas que presentan estos métodos, además de su costo (especialmente en los países en vías de desarrollo o subdesarrollados), es que estos análisis son referidos a una muestra "instantánea". O sea, lo que se analiza normalmente es una muestra que se toma del río en un momento dado (generalmente muy corto), dentro de un sistema muy dinámico y cambiante. Por lo tanto, si la contaminación es en pulsos podría pasar desapercibida si no coincide con la fecha en que se toma la muestra. Por ejemplo, si una industria almacena sus efluentes y los libera a la noche o un fin de semana, cuando no hay inspectores tomando muestras, probablemente esta onda de contaminación pasará inadvertida.

Hace tiempo ya, los biólogos se dieron cuenta de que los cambios en el ambiente producían un cambio en la estructura de las comunidades biológicas, especialmente

en aquellas especies sensibles a algunas de estas condiciones. Se pensó entonces que si se podía medir el impacto o cambio que producían diferentes grados de contaminación o situaciones de estrés sobre las comunidades que naturalmente se encuentran en un lugar prístino o de "referencia", se podrían utilizar estas diferencias para establecer una escala de "calidad biológica del agua". Esto dio lugar a una herramienta que pasó a denominarse Indicador Biológico de Calidad del agua o Bioindicador, ya que utilizan las diferentes tolerancias que tienen distintos organismos (Rosenberg & Resh, 1993).

En un comienzo se utilizaron sistemas estandarizados y con exigencias de determinación taxonómica muy profundos, como el "Sistema de los Saprobios" Kolkwitz & Marsson (1908, 1909), para luego pasar a sistemas de más fácil aplicación y que requirieran menor especialización del operador. Dentro de estos últimos, se usaron tanto sistemas unimétricos (que miden una única característica clave, como la riqueza específica) como multimétricos (que combinan el valor de diferentes métricas en una puntuación final), los que presentan distintas ventajas y desventajas. Una evaluación de estos métodos puede encontrarse en Bonada *et al.* (2006) y en Prat *et al.* (2009). Es importante tener en cuenta las características que presentan cada uno de estos métodos, de acuerdo a los objetivos que se buscan con su aplicación. Además, es importante resaltar que no hay bioindicadores específicos para cada proceso industrial o tipo de contaminación, ni tampoco universales que puedan aplicarse de una manera estandarizada en todas partes, ya que los organismos tienen generalmente una distribución limitada, y sus tolerancias particulares pueden variar entre las diferentes especies. Por lo tanto, es imprescindible un conocimiento previo de las características y composición de las diferentes comunidades, para su posterior utilización en la determinación de los valores que se les asignará a los distintos indicadores (Prat *et al.,* 2009). En general, es conveniente que los indicadores biológicos sean calibrados con los parámetros físico-químicos, para determinar las escalas aplicables en las diferentes regiones. Esta particularidad ha ocasionado que haya una multiplicidad de índices, para cada tipo de río y región. Uno de los problemas que esto ocasiona es que a veces es muy difícil una intercalibración entre ellos, para poder establecer comparaciones y equivalencia de parámetros. Incluso puede suceder que, en un mismo río, cuando en su recorrido cambia abruptamente de paisaje o de características hidrológicas, se presenten comunidades diferentes a las que presentaba unos kilómetros antes.

Finalmente, debido a estos problemas con los bioindicadores, surge a partir de la Directiva Marco del Agua de la Comunidad Europea (Directiva 2000/60/CE, DMA) un nuevo concepto, más integrador, y más ecosistémico, el de "Estado Ecológico". Para comprender lo que está pasando en los cuerpos de agua, hay que tener también en cuenta lo que sucede en su entorno. A veces los problemas que encontramos en un punto particular de un río determinado pueden no ser de origen local, o incluso pueden estar afectando diferentes ríos de la región. Y ese tipo de problemas no podrá ser detectado desde una aproximación local. Por ejemplo, un problema de deforestación en las nacientes, puede estar impactando en varios arroyos y ríos en la parte de la cuenca media. No tendría sentido tratar de atacar el problema solo reforestando los márgenes de alguno de los ríos en esta última región. O sea, tenemos que tener una visión más amplia de un problema que generalmente tiene muchos orígenes. Liu *et al.* (2017) sostienen que para evaluar la disponibilidad de agua, se deberían integrar la calidad y variables ecológicas junto con los otros procesos que tienen lugar en el sistema. Esta aproximación seguramente permitirá una mejor comunicación entre los diferentes actores para la gestión de cuencas (Fernández, 2017).

De todas maneras, una de las grandes ventajas que tienen los indicadores biológicos es que en lugar de presentar una imagen instantánea (una especie de foto como se mencionó más arriba), puede ser considerada más bien como una película o un monitoreador continuo ya que los organismos permanecen en el cuerpo de agua todo el tiempo, y aunque no se registren los elementos contaminantes en el momento del muestreo, seguramente sus efectos sobre la comunidad serán evidentes. De esta manera, si se nota una alteración súbita de la comunidad, se podrá proceder a realizar análisis más profundos o especializados (como por ejemplo análisis de sedimentos, o de tejidos), que seguramente darán cuenta de lo que sucedió en el río. En ese sentido, es muy importante considerar los indicadores biológicos y los parámetros físico-químicos como complementarios más que como totalmente alternativos. La dinámica y economía del uso de las comunidades biológicas como bioindicadores nos permitiría mantener una vigilancia continua muy estricta del estado de los cuerpos de agua a un bajo costo (representado principalmente por el traslado al lugar para toma de muestras y el salario del operador para procesarla), mientras que se reservan los recursos necesarios para los análisis químicos específicos que permiten la identificación y cuantificación de las sustancias contaminantes en el caso de que los bioindicadores nos avisen que se ha detectado un proceso de contaminación.

Por otro lado, muchas veces los parámetros permitidos en los vuelcos de efluentes son establecidos por razones subjetivas, incluso por presiones de los mismos responsables de la contaminación. Por ejemplo, ¿por qué en general se consideran como aceptables valores de oxígeno entre 2 y 4 mg/L, cuando se sabe que esto no es suficiente para la supervivencia de las especies más sensibles de la comunidad? En ese sentido, la utilización de organismos como bioindicadores, proveerá parámetros biológicos

que contribuirían a la reglamentación de valores aceptables. Si la finalidad de establecer valores aceptables para los parámetros físico-químicos en un cuerpo de agua es la de mantener las condiciones mínimas para la supervivencia de sus comunidades que a su vez son proveedoras de servicios ecosistémicos, ¿por qué debieran aceptarse valores más bajos? Es importante aquí hacer referencia a factores directamente económicos, relacionados con la contaminación, cuyo monitoreo es el motivo final de utilización de la bioindicación. Por ejemplo, es mucho más económico potabilizar agua con mejor calidad biológica. ¿Por qué entonces el mayor costo de potabilización en casos de baja calidad debiera pagarlo la sociedad en su conjunto y no el causante del problema? Son preguntas que como sociedad debemos comenzar a plantearnos e intentar responder. Además, sería mucho más económico el tratamiento del efluente en el mismo lugar donde se lo produce, que una vez que ha sido liberado al ambiente. Ejemplos de esto pueden encontrarse para cualquier tipo de industria, pero es notable cuando se analizan aquellas que aportan contaminantes no biodegradables. Por ejemplo, las curtiembres producen efluentes conformados por materia orgánica de difícil descomposición (grasas y aceites) y sales de cromo. Tres cuartos del efluente suelen corresponder a la materia orgánica, mientras que sólo un cuarto a las sales de cromo. Al mezclar ambos efluentes el tratamiento se vuelve mucho más difícil porque el efluente orgánico se torna salino, de modo que menos organismos podrán intervenir en su degradación y su tratamiento biológico será subóptimo. Por otro lado, las sales de cromo se distribuyen en un volumen mayor de líquido lo que hará más complicada y costosa su extracción. Finalmente, si se vierte al río un efluente donde persiste un alto contenido orgánico, comprometerá el funcionamiento de ese río pero, las sales de cromo agregan además el problema de ser bioacumulables de modo que pueden incorporarse a la biota, provocándoles daños y aun biomagnificarse a través de la red trófica de ese sistema. Por eso es que el efluente debería ser tratado en su origen o en un lugar cercano a este. Esto no sólo reduciría la carga contaminante en los ríos, sino también permitiría recuperar y reutilizar algunos elementos en lugar de dispersarlos en el ambiente.

Bioindicación, comunicación y educación

Un aspecto importantísimo del uso de los bioindicadores que muchas veces no ha sido tenido debidamente en cuenta, es su rol en la comunicación y la educación. Muchos de los parámetros utilizados para la determinación de los niveles de calidad química del agua son conceptos complejos, no fácilmente accesibles a no especialistas. Por ejemplo, es necesario explicar por qué no es bueno que el agua de un río tenga menos de 4 mg/l de O_2, o qué problema puede traer un cambio de pH en el agua, o un aumento en el porcentaje de sodio.

Comencemos por la comunicación: es mucho fácil de entender un mapa de calidad biológica del agua en el que los ríos están marcados con diferentes colores que resumen todas las características de cada tramo analizado. Cuanto peor sea esta calidad, más alejado estará este cuerpo de agua de lo que sería su estado natural. Claro que este mapa también puede hacerse con la calidad química, pero como se explicó, la calidad biológica es una aproximación que se puede realizar con relativamente menos recursos y nos informará de tendencias más sostenidas que aquellas que obtendríamos a partir de los análisis químicos del agua, aunque estos sean indispensables para identificar el problema. Podría hacerse una analogía entre un paciente y su médico. El examen clínico determinará la presencia de algún tipo de patología de modo rápido y nos orientará sobre cuáles serían aquellas más posibles, mientras que el examen bioquímico así como otros estudios específicos desarrollados posteriormente podrán establecer con certidumbre el origen y grado de la patología.

De esa manera, un abogado, gestor o político que tiene que disponer de información rápida en determinado momento, no tiene que leer planillas complejas, en las que los distintos parámetros físico-químicos pueden variar de diferente manera según el tipo de contaminación, y significar problemas diferentes. O aun pueden no cambiar, si se los manipula adecuadamente, lo que de ninguna manera quiere decir que se reduzca su impacto. Por ejemplo, el agregado de Cal ($Ca(OH)_2$) para corregir el pH, uno de los parámetros que exigen las normas vigentes o la dilución para reducir la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO). En ese sentido, actores provenientes de especialidades muy diferentes, pueden discutir el efecto de un impacto sobre la biota acuática para comenzar a discernir lo que está pasando en un cuerpo de agua en particular, sin tener que analizar cada uno de los parámetros y su interacción.

En cuanto a la educación, es un aspecto fundamental para lograr un cambio en la percepción de los problemas ambientales. En estos momentos en los que ya prácticamente nadie puede negar el problema que significa para la humanidad la contaminación en general y de los ambientes acuáticos en particular, los bioindicadores proveen de una herramienta simple para su detección. Una de las formas más eficientes de luchar contra la contaminación es cambiar la percepción de la sociedad y el rol de cada uno de los ciudadanos. En ese sentido, aunque se están encarando acciones desde diferentes niveles (gubernamental, ciudadano, etc.) y se desarrollan diferentes estrategias para resolver los problemas de contaminación, sin duda, la popularización de la situación y sus causas particulares se torna imprescindible. Nuevamente, es más fácil mostrar a un niño (y en realidad a cualquier ciudadano), el impacto que tiene la contaminación de un río sobre los organismos

que en él viven, que explicar una serie de parámetros físico-químicos de base teórica compleja. Y para eso los bioindicadores son una herramienta poderosísima. Hemos visto a través de las experiencias con bioindicación realizadas en diferentes lugares en establecimientos educativos de niveles primarios y secundarios, lo importante que es percibir el problema de contaminación juntamente con el efecto que produce sobre las comunidades biológicas que habitan en los cauces de agua, no sólo entre los alumnos sino también entre los docentes. El cambio de la mirada de niños de escuelas rurales, al percibir que hay organismos vivos en el agua, a veces sobre el mismo arroyo que cruzan todos los días para ir a clases y que aparentemente solo les sirve para "sacar agua", es impactante. El descubrimiento de la diversidad de organismos, sus diferentes modos de vida, y sus necesidades de condiciones adecuadas para sobrevivir, resulta para ellos muchas veces revelador. Y esto no es solo una valoración subjetiva; la comparación de encuestas realizadas entre grupos de niños y niñas que asistieron a talleres de este tipo y otros que no, en las que se les preguntan por ejemplo si la presencia de "bichitos" en el agua es buena o mala, es significativa. Por ejemplo, mientras los primeros construyen un incipiente concepto de "integridad biológica", los segundos consideran a los "bichitos" como indicadores de suciedad.

Este aspecto, que fuera de contexto parece obvio o por lo menos ingenuo, es algo muy importante si comenzamos a hablar de ciencia ciudadana. Como ejemplo, a todos les resulta obvio que "tirar basura a la orilla del río es malo". Pero esto suele ser una actividad cotidiana de algunos municipios. Cabe preguntarnos en estos casos: ¿Por qué los ciudadanos no sólo toleran esto, sino que también a una escala menor hacen lo mismo con sus propios residuos? Sin dudas, es muy difícil cambiar esta mentalidad en personas ya formadas, pero debemos intentarlo; sin embargo, consideramos que es en las etapas formativas que hay que tratar de mejorar la relación de estos jóvenes ciudadanos con su medio ambiente. En algún momento ellos llegarán a ser intendentes, políticos o tendrán lugares para pequeñas o grandes decisiones y debemos lograr que tengan una formación que los haga tomar medidas más adecuadas con los bienes comunes que deben manejar. No hay que confundirse, y aunque nuestra propia supervivencia está en juego, el cambio de relación entre la humanidad y su propio (y único) ambiente, no será tarea fácil. Y menos en países como el nuestro en el cual las situaciones económicas difíciles tienden a flexibilizar las reglamentaciones en beneficio del rédito económico inmediato. Esto no es sólo un problema argentino, ni siquiera latinoamericano y se relaciona en gran parte con los tipos de modelo de desarrollo que aparecen como dominantes en nuestro planeta y con la necesidad de recursos naturales en sociedades regidas por metas de consumo y no de sustentabilidad.

La reciente evaluación de la calidad de agua de los ríos de Europa, efectuada por la Agencia Ambiental Europea (EEA Report, 2018), reafirma esta problemática globalizada. Allí se informa que la vasta mayoría (alrededor del 60%) de los cuerpos de agua europeos no reúnen los estándares mínimos sobre degradación y contaminación. Solo el 40 % se encuentran en un buen estado ecológico a pesar de las leyes y protocolos de biodiversidad de la Unión Europea que se están tratando de aplicar desde hace mucho tiempo.

Es por estas razones que consideramos que la aplicación de las herramientas de indicación biológica para el control y gestión de la calidad de agua en nuestro país son imprescindibles y posibles de implementar dado el estado de los conocimientos necesarios para su aplicación. Para ello será necesaria una estrecha colaboración y valoración entre los diferentes actores: investigadores, gestores, organismos de control y ciudadanos, que son en definitiva los afectados por lo que está sucediendo con los bienes comunes de nuestro país: aire, agua y suelo. La evaluación de calidad biológica mediante la utilización de bioindicadores han sido incluidas en la legislación en Europa y ha significado una revolución en la forma en que los gobiernos deben aplicarlas (Prat *et al.,* 2009). Aunque esto no solucione todos los problemas de nuestros ríos, ni mucho menos, sería bueno que acciones semejantes pudieran repetirse en nuestro país para que comencemos a considerar a los ecosistemas y su conservación como parte integral de nuestros bienes comunes.

Bibliografía

Bonada, N., N. Prat, V.H. Resh & B. Statzner. 2006. Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology.* 51: 495-523.

EEA. 2018. European waters. Assesment of status and pressures 2018. EEA Report No 7, European Environment Agency (https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water/) consultado 5 Agosto 2018.

Fernandez, H. R. 2017. El "estado ecológico" como concepto para la gestión de la cuenca Salí-Dulce (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 61 (2): 181-187.

Kolkwitz, R. & M. Marsson. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26A: 505-519.

Kolkwitz, R. & M. Marsson. 1908. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewasserbeurteilung. *Internationationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 21: 126-152.

Liu, J., H. Yang, S.N. Gosling, M. Kummu, M. Flörke, S. Pfister, N. Hanasaki, Y.Wada, X. Zhang, Ch. Zheng, J. Alcamo, & T. Oki. 2017. Water scarcity assessments in the past, present and future. *Earth´s Future, 5.* Doi: 10.1002/201EF000518.

Margalef, R. 1982. *Limnología.* Omega, Barcelona.

Pantle, R. & H. Buck. 1955. Die Biologische uberwachund der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*. 96: 604.

Meybeck, M., E. Kuusisto, A. Mäkelä & E. Mälkki. 2002. Water Quality. In: Ballance, R., & Bartram, J. (Eds). *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes,* pp. 15-36. CRC Press.

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

Rosenberg, D. M. & V. H. Resh (eds). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman and Hall, New York.

Indicadores físico-químicos: ¿qué, cómo y cuánto reflejan la calidad del agua?

Alicia Fernández Cirelli
Alejandra V. Volpedo

Indicadores físico-químicos: ¿qué, cómo y cuánto reflejan la calidad del agua?

Alicia Fernández Cirelli y Alejandra V. Volpedo

Resumen

La disponibilidad y la calidad del agua son dos factores claves para la vida y el desarrollo de cualquier región del mundo. Latinoamérica es una de las regiones del planeta que posee mayor cantidad de recursos hídricos disponibles. La actividad agropecuaria es el usuario de mayor demanda del agua.
Las diferentes actividades en las que se usa el agua requieren una calidad particular, y es importante no utilizar agua de calidad superior para un uso que no lo requiera. Se puede considerar que casi todos los usos pueden contaminar el recurso y convertirlo en no adecuado para otros usos, lo que hace indispensable su tratamiento. El deterioro del agua no se debe únicamente al impacto de las actividades antrópicas, también pueden existir causas de origen natural.
Para el estudio de la calidad del agua se utilizan tradicionalmente indicadores físicos, químicos y biológicos que permiten luego elaborar índices de calidad de agua, los cuales son una herramienta clave en el manejo y gestión de los recursos hídricos.

Palabras clave: Indicadores físico-químicos**,** calidad de agua.

Abstract

Water availability and quality are two key factors for life and development in any region of the world. Latin America is one of the regions of the planet that has the most significant amount of water resources available. The agricultural activity is the responsible of the higher demand for the water.
The different activities in which water is used require a particular quality, and it is important not to use water of superior quality for a use that does not require it. It can be considered that almost all uses can contaminate the resource and make it unsuitable for other purposes, which makes its treatment indispensable. Water deterioration is not only due to the impact of anthropic activities, but there may also be causes of natural origin.
For the study of water quality, physical, chemical, and biological indicators are traditionally used, which then allow the development of water quality indices, which are a key tool in the management and administration of water resources.
The objective of this work is to analyze the main physical-chemical indicators of water quality and discuss its application in different cases.

Keywords: *Physical-chemical indicators, water quality.*

Introducción

La disponibilidad y la calidad del agua son dos factores claves para la vida y el desarrollo de cualquier región del mundo. Latinoamérica es una de las regiones del planeta que posee mayor cantidad de recursos hídricos disponibles en relación a la cantidad de población, si bien dichos recursos están distribuidos heterogéneamente. Las actividades agropecuarias son el usuario de mayor demanda del agua (73%), seguido por el uso doméstico (17 %) y las actividades industriales (10 %).

Las diferentes actividades en las que se usa el agua requieren una calidad particular y es importante no utilizar agua de calidad superior para un uso que no lo requiera. El aprovisionamiento de agua para la población es el uso más exigente, en términos de calidad y seguridad del suministro. La calidad de agua tiene consecuencias directas en la salud humana, situación que se torna más grave por la demanda creciente asociada al aumento demográfico. Aproximadamente el 70% de las enfermedades está asociado al consumo de agua no potable o a la manipulación de alimentos de manera no segura (OMS, 2017).

El deterioro de la calidad del agua es un problema grave que va en aumento, y es considerado uno de las principales problemáticas ambientales. Las principales causas de contaminación del agua son los vertidos incontrolados de aguas residuales urbanas e industriales, muchas veces sin tratamiento, así como las prácticas agrícolas deficientes. La contaminación atmosférica, la acumulación de sustancias en suelos y sedimentos, el exceso de bombeo de aguas subterráneas, la minería y otras industrias de extracción, la destrucción de humedales y de zonas de recarga de acuíferos, también contribuyen al deterioro de la calidad del agua.

Los principales efectos que produce el agua contaminada en el ambiente son: la transmisión hídrica de enfermedades mediante la contaminación microbiológica; la pérdida de los ecosistemas acuáticos; el riesgo de infecciones crónicas en el hombre, asociadas a la contaminación química; la pérdida de la capacidad productiva en suelos regados a causa de procesos de salinización, entre otros (Baird, 2001).

Se puede considerar que casi todos los usos del agua pueden contaminar el recurso y convertirlo en no adecuado para otros usos, lo que hace indispensable su tratamiento. El deterioro de la calidad del agua no se debe únicamente al impacto de las actividades antrópicas, sino que también pueden existir causas de origen natural. En este sentido la presencia de elevadas cantidades de hierro reducido, flúor, arsénico y sales en las aguas subterráneas pueden ser producto de las características geoquímicas naturales de una zona, y pueden afectar el uso del agua para consumo humano (Paoloni, 2010;

Puntoriero *et al.* 2014 a). Las erupciones volcánicas y sus consiguientes torrentes de lava, las inundaciones y sequías pueden provocar un deterioro local y regional del ambiente acuático. No obstante, cualquiera de estos eventos impacta menos que cualquier actividad desarrollada por el hombre.

Los principales contaminantes pueden ser una amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos procedentes de fuentes puntuales urbanas, industriales, mineras, áreas militares, vertederos de escombros (basureros), sistemas de producción pecuaria intensiva, polos petroquímicos, entre otros. En el caso de las aguas subterráneas, cabe mencionar también la lixiviación de nitratos, plaguicidas, sales originadas por intrusiones marinas y sales procedentes del uso de aguas salinas para regar. En el agua superficial los principales contaminantes son los compuestos orgánicos e inorgánicos procedentes de las actividades agropecuarias, industriales y de las zonas urbanas.

Para el estudio de la calidad del agua se utilizan tradicionalmente indicadores físicos, químicos y biológicos que permiten luego elaborar índices de calidad de agua, los cuales son una herramienta clave en el manejo y gestión de los recursos hídricos.

El objetivo de este capítulo es analizar los principales indicadores físico-químicos de calidad de agua y discutir su aplicación en distintos casos.

Indicadores de calidad de agua

El concepto de calidad de agua está estrechamente vinculado al uso que se le da a la misma, o sea que es una medida de la condición del agua en relación con los requisitos que debe tener para ser usada por ejemplo como agua para consumo humano o animal, para riego o para uso industrial. Esta calidad puede ser medida por indicadores que son un reflejo de la manifestación de una cualidad o propiedad del objeto de la evaluación, en este caso del agua.

Los indicadores de calidad de agua pueden ser parámetros físicos, químicos y biológicos (Tabla 1). Los indicadores biológicos pueden cuantificarse por métodos microbiológicos, ecológicos, fisiológicos, bioquímicos y ecotoxicológicos y los mismos serán desarrollados en otros capítulos de esta publicación.

Indicadores físicos:

Turbidez: La materia presente en el agua se puede encontrar disuelta, en suspensión (particulada) o coloidal. La turbidez es un parámetro usado habitualmente en aguas naturales como indicador de la presencia de sólidos, especialmente coloidales. Proviene de la erosión y transporte de materia coloidal (arcilla, fragmentos de roca, sustancias del lecho, etc.) por parte de los ríos en su recorrido, de los aportes de fibras vegetales y de los aportes de aguas residuales domésticas o industriales que puedan recibir (por ej.: jabones). Para obtener los valores de este indicador se mide la extensión con la que un rayo de luz es reflejada en su paso por el agua con un ángulo de 90°. Esta reflexión se produce debido al efecto Tyndall que caracteriza a los sistemas coloidales.

La turbidez es un indicador de gran importancia tanto en ecosistemas dulceacuícolas como estuarinos. Por ejemplo, en el estuario del Río de la Plata (35.000 km²) que es donde desemboca la Cuenca del Plata, segunda cuenca de Sudamérica y quinta a nivel mundial (UNESCO, 2007), los valores de turbidez analizados durante 15 años y modelados por Dogliotti *et al.,* (2016) evidencian que las precipitaciones en la cuenca alta de la Cuenca del Plata, durante el Fenómeno de El Niño producen un efecto de dilución de las partículas de sedimento que llegan al estuario aportadas por el Río Paraná, con la consecuente

Tabla 1. Indicadores de calidad de agua. COT: carbono orgánico total, DBO: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno.

Indicadores Físicos	Indicadores Químicos	Indicadores Biológicos
Turbidez	pH	Métodos ecológicos
Sólidos en suspensión	Dureza	Métodos microbiológicos
Color	Oxígeno disuelto	Métodos fisiológicos y bioquímicos
Olor y sabor	Indicadores de Materia Orgánica (DBO, DQO, COT)	Métodos ecotoxicológicos
Temperatura	Nutrientes	
Conductividad	Plaguicidas	
	Metales pesados	

disminución de la turbidez. Este cambio en el agua hace que el "frente de turbidez del estuario" cambie su intensidad, lo que tiene un efecto directo en la biodiversidad produciendo el desplazamiento de las especies que se alimentan de sedimentos del frente de turbidez (Romero y Volpedo, 2017). Durante el Fenómeno de La Niña cuando no hay un aumento del caudal del Río Paraná, las partículas de sedimento hacen que el frente de turbidez sea más intenso. Muchas de esas partículas tienen adsorbidos contaminantes como metales pesados, por lo que estos se redistribuyen en diferentes áreas dependiendo de las condiciones del río y a su vez aumentan sus posibilidades de ser incorporados por los organismos detritívoros.

Sólidos en suspensión: son partículas de tamaño variable que se mantienen en suspensión en el agua. Es un valor utilizado como indicador de la calidad del agua. Para su determinación, se filtra un volumen de agua y se pesan los sólidos en suspensión retenidos en el filtro. La cantidad se expresa por el peso seco del material sólido contenido en la unidad de volumen de agua.

Las determinaciones de sólidos en suspensión son un parámetro importante que puede limitar la presencia de organismos filtradores sobre todo en ríos de llanura como el Río Paraguay que recibe las aguas de los ríos Bermejo y Pilcomayo con altas concentraciones de sólidosen suspensión (>40g/l). Esto fue determinado experimentalmente por Tokumon *et al.,* (2015) para el mejillón dorado *(Limnoperna fortunei)* que es un molusco invasor, extendido en la mayoría de áreas de la Cuenca del Plata. Es de destacar que en las zonas de esta cuenca con alta concentración de sólidos suspendidos no se ha reportado su presencia (Darrigran *et al.,* 2011; Blettler *et al.,* 2014). Esto podría deberse a que una alta concentración de sólidos en suspensión le impide cumplir con sus funciones fisiológicas vitales como respirar y/o filtrar para alimentarse, lo que podría ser considerado un factor clave para el manejo y control de esta especie invasora.

Color: La presencia de color indica la existencia de sustancias extrañas que pueden deberse en parte a materia en suspensión o a la presencia de sustancias disueltas. Estas sustancias pueden ser compuestos orgánicos de origen natural (taninos, ácidos húmicos, etc.) o artificial (aportados por vertidos de industrias). Se determina por métodos espectrofotométricos, analizando el color de la luz que atraviesa una muestra de agua previamente filtrada para poder determinar el color verdadero.

Este indicador es muy útil en áreas donde hay descargas de efluentes de industrias textiles o de tinturas, que son vertidas directamente a los cuerpos de agua sin tratamiento previo. Generalmente, cuando ocurre esto se observan en el agua diferentes colores no naturales, producto de los colorantes textiles. Si las descargas permanecen en el tiempo, las comunidades acuáticas pueden ser afectadas, ya que algunas longitudes de onda de la luz natural no pueden pasar a través de la columna de agua, debido a la coloración que posee la misma.

Olor y sabor: Las aguas naturales pueden contener disueltos compuestos que les confieren olor y sabor. Estos parámetros son muy sensibles a las apreciaciones personales y es difícil sistematizar estas medidas.

Temperatura: afecta la mayoría de los procesos fisicoquímicos y biológicos que tienen lugar en los ecosistemas acuáticos como, por ejemplo, la solubilidad de los gases en agua. Las variaciones de temperatura del agua se producen debido a los cambios de la temperatura ambiente originadas en el ciclo natural de las estaciones o bien en la diferencia térmica entre la noche y el día. El impacto antropogénico más importante es por ejemplo en el vertido de agua caliente utilizada como refrigerante en centrales térmicas y eléctricas.

Las variaciones de este parámetro pueden causar diferentes impactos en los ecosistemas acuáticos ya que la temperatura influencia la disolución de los gases en el agua, cuya solubilidad disminuye a temperaturas altas. Algunos de los efectos ecológicos que tiene el aumento de la temperatura son la disminución de la biodiversidad, como en el Embalse de Tucuruí en Brasil, (Tundisi *et al.,* 2003); cambios irreversibles en la fisiología de las especies (Verones *et al.,* 2010), y además es el parámetro responsable directo de muchas mortandades de peces registradas en la Argentina (González Naya *et al.,* 2011).

Conductividad: es la capacidad que presenta el agua para conducir la electricidad. Se debe a las sales que lleva disueltas. No es un parámetro específico de una especie concreta sino que engloba al conjunto de sales disueltas. Debido a esto es que existe una relación entre la conductividad y la salinidad de una muestra de agua. La relación entre ambos parámetros se establece a través de un factor experimental que puede variar entre 0,6 a 1 dependiendo de la composición de la muestra de agua (Conzonno, 2009).

La conductividad es afectada por la geología del terreno que atraviesa el agua, y por la presencia o no de vertidos de aguas residuales, ya que las sales que contienen no son eliminadas por los procesos de depuración naturales. Este parámetro sirve para determinar la existencia de algunos vertidos y la posibilidad de reutilización del agua para riego. Las medidas se realizan mediante un conductímetro.

Este parámetro es clave en las lagunas pampásicas ya que en los periodos de sequía la conductividad aumenta debido a la evaporación. Esto hace que los cuerpos de agua cambien su calidad de agua lo que afecta al ensamble de comunidades presentes en las mismas (Gómez

et al., 2007). En algunos casos, como en el del pejerrey *(Odontesthes bonariensis)* del Lago Chasicó, esta es la única especie presente en ese cuerpo de agua ya que puede soportar una conductividad de 40 mS/cm y una salinidad mayor al promedio del agua marina (35 g/l) (Volpedo y Fernández Cirelli, 2013; Puntoriero *et al.,* 2014b; Puntoriero *et al.,* 2015).

Indicadores químicos

pH: es una medida de la concentración de iones hidrógeno (pH=-log[H^+]). La concentración de iones hidrógeno ([H+]) interviene en los equilibrios de diferentes sustancias que pueden encontrarse en diferentes formas de acuerdo a la acidez, por ejemplo en la solubilidad de los metales. El intervalo de pH adecuado para la vida es muy estrecho y crítico, cualquier variación fuera de este intervalo puede ser fatal para los organismos. En aguas naturales se encuentra en un rango comprendido entre 6 y 9 (Stumm y Morgan, 1995; Conzonno, 2009; Tundisi y Tundisi, 2013). Sin embargo existen lagos con alto contenido de ácidos que pueden tener pH de 1-2 y que están en áreas de rocas graníticas o lagos alcalinos con pH >10 como el Lago Texoco (Mattson 1999; Grant, 2006). Este parámetro es importante, ya que si en el ambiente acuático hay presencia en los sedimentos contaminados, por ejemplo, con metales pesados, al disminuir el pH del cuerpo de agua se produce el transporte a la columna de agua haciéndolos disponibles, y pueden luego ser incorporados por los organismos por diferentes vías (Bidoglio y Stumm, 2013).

Dureza: es la suma de todos los cationes multivalentes presentes en el agua. Los cationes más importantes son calcio y magnesio y suele calcularse su valor como la suma de ellos. Químicamente, el índice de dureza se define como: dureza= [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]. La dureza se expresa como la masa en miligramos (por litro) de carbonato de calcio que contiene el mismo número de iones dipositivos (+2). Así por ejemplo, una muestra de agua que contenga un total de 0.0010 moles de Ca^{2+} + Mg^{2+} por litro, tendría un valor de la dureza de 100 miligramos de $CaCO_3$, ya que la masa molar del $CaCO_3$ es 100 gramos y, por tanto, 0,0010 moles pesan 0,1 g o 100 mg.

Según la dureza, las aguas se clasifican como: blandas: 0-60 mg/L $CaCO_3$, moderadamente blandas: 60-120 mg/l $CaCO_3$, duras: > 120 mg/L $CaCO_3$.

La dureza se determina mediante una valoración con EDTA (ácido etilendiaminotetraacético). En el caso que sea necesario determinar calcio y magnesio individualmente se recomienda realizar las determinaciones por absorción atómica (APHA, 2005).

La manifestación más evidente de la dureza del agua es la precipitación de sales insolubles de jabones. En los ecosistemas acuáticos que poseen agua con una dureza más alta se reduce el efecto de la toxicidad por metales (Sprague, 1995; Yim *et al.,* 2006; Ebrahimpour *et al.,* 2010) por la competencia entre sitios activos. Sin embargo en aguas con baja dureza, muchos organismos con exoesqueletos calcáreos pueden tener problemas de crecimiento y reproductivos (Oliveira-Filho *et al.,* 2012).

Oxígeno disuelto: es uno de los indicadores más utilizados en sistemas lóticos[1] ya que participa en un gran número de procesos que tienen lugar en el medio acuático. Es aportado por intercambio con la atmósfera y por la acción fotosintética de los productores primarios. Es utilizado por los microorganismos en los procesos de oxidación de la materia orgánica e inorgánica y en los de respiración. Se determina por el método de Winkler que involucra la precipitación del oxígeno como óxido de manganeso, su redisolución en medio ácido y la valoración mediante una yodometría.

El oxígeno molecular disuelto (O_2) es el agente oxidante más importante de las aguas naturales. En la reacción, cada uno de sus átomos se reduce desde su estado de oxidación cero hasta el estado −2 en el H_2O o en el OH^-. La hemireacción que tiene lugar en disolución ácida es:

$$O_2 + 4\ H^+ + 4\ e^- \rightarrow 2\ H_2O$$

mientras que la que ocurre en disolución básica es:

$$O_2 + 2\ H_2O + 4e^- \rightarrow 4OH^-$$

La concentración de oxígeno disuelto en agua es pequeña a causa de su baja solubilidad y, por tanto, es inestable desde el punto de vista ecológico. Para la reacción:

$$O_2(g) \Leftrightarrow O_2(ac)$$

(ac): en solución acuosa

la constante de equilibrio que debe considerarse es la constante de la Ley de Henry, K_H, que para el oxígeno a 25ºC es 1,3 x 10^{-3} mol L^{-1} atm^{-1}:

$$K_H = [O_2\ (ac)]/P_{O2} = 1{,}3 \times 10^{-3}\ mol\ L^{-1}\ atm^{-1}$$

Puesto que en el aire seco la presión parcial de oxígeno, Pp_{O2}, es de 0,21 atm, se tiene que la solubilidad del O_2 es 8,7 miligramos por litro de agua (87 ppm). Debido a que las solubilidades de los gases aumentan al disminuir la temperatura, la cantidad de O_2 que se disuelve a 0ºC (14,7 ppm) es mayor que la cantidad que se disuelve a 35ºC (7,0 ppm). Por otro lado el oxígeno también puede expresarse como porcentaje de saturación.

1 Cuerpos de aguas con corrientes fluviales que se caracterizan por ser rápidas y estar en constante movimiento por ejemplo ríos, arroyos.

El oxígeno disuelto es fundamental para la vida acuática, los bajos valores del mismo pueden producir mortandades masivas de organismos, sin embargo existen sistemas como las turberas humedales donde predominan condiciones anóxicas, producto de la gran cantidad de materia orgánica en descomposición y de las bajas temperaturas (Neiff, 2001).

En ecosistemas acuáticos impactados por las descargas de efluentes no tratados, con alta carga de materia orgánica (por ejemplos frigoríficos o industrias alimentarias), los valores de oxígeno disuelto disminuyen bruscamente producto de la descomposición de la materia orgánica, por lo que el monitoreo de este parámetro es muy útil.

Materia orgánica: es un conjunto de compuestos de composición y estructura química bastante diferente pero que presentan una característica común: su capacidad para reaccionar con el oxígeno en un proceso de oxidación.

Las determinaciones de materia orgánica se realizan por:

a) oxidación por parte de microorganismos, que se denomina *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO);

b) oxidación por medio de un oxidante químico estandarizado, que puede ser dicromato de potasio: en cuyo caso se denomina *demanda química de oxígeno* (DQO).

c) oxidación total de la materia orgánica: *carbono orgánico total* (COT).

La *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO) es el más aproximado a los procesos de consumo de oxígeno que tienen lugar en el medio acuático. Se asume que en la muestra hay microorganismos que pueden facilitar la oxidación de la materia orgánica en presencia del oxígeno disuelto en el agua. La cantidad de oxígeno consumido en este proceso, que es lo que se mide (mg de oxígeno/L), depende del tiempo transcurrido. Por eso, la determinación se realiza a los 5 días (DBO_5) a una temperatura de referencia de 20º donde el valor de saturación de oxígeno es 9 mg/L y en oscuridad. Esto hace necesario que se realicen diluciones, lo que constituye una fuente de error en la determinación, la cual se debe considerar. Este método presenta una variabilidad intrínseca ya que como es una reacción entre compuestos y microorganismos no identificados no es específico, por eso se mide un parámetro global ya que diferentes concentraciones de compuestos pueden dar la misma DBO. Por otro lado, si bien la DBO es la medida más representativa de lo que acontece en el medio natural, debe tenerse en cuenta que no es una medida inmediata (5 días) y que la materia orgánica no es el único consumidor de oxígeno, por ejemplo la oxidación de amonio es significativa a partir de 7 días.

En experiencias de intercalibración entre laboratorios, los valores de DBO pueden oscilar entre un 112% de exceso y un 58% de defecto. Los valores DBO hallados en aguas naturales son del orden de 10 mg/L y para aguas residuales urbanas tratadas: 500 mg/L. En el caso de excretas de cerdos llegan a valores de 15000 mg/L (Fernández Cirelli *et al.,* 2010; Mora-Ravelo *et al.,* 2017).

Los métodos de *oxidación química* (DQO) incluyen la oxidación con dicromato de potasio. El ion dicromato en lugar del O_2, se utiliza para determinar los valores de DQO. La hemireacción de reducción para el dicromato cuando oxida la materia orgánica es

$$Cr_2O_7^{-2} + 14\ H^+ + 6\ e^- \rightarrow 2Cr^{3+} + 7\ H_2O$$

ion dicromato ion cromo III

En la práctica, se añade a la muestra un exceso de dicromato, y este exceso se valora con un reductor, el Fe^{+2}, hasta el punto final. El número de moles de O_2 que la muestra necesita para completar la oxidación corresponde a un 6/4 (= 1,5) veces el número de moles de dicromato, ya que este último acepta seis electrones por ion, mientras que el O_2 acepta sólo cuatro.

La dificultad de la DQO como parámetro de medida de la demanda de oxígeno es que la disolución ácida de dicromato es tan oxidante que oxida sustancias que en aguas naturales consumen oxígeno muy lentamente y, por tanto, no representan una amenaza real a sus contenidos en oxígeno. En otras palabras, el dicromato oxida sustancias que no serían oxidadas por el O_2 en la determinación de DBO.

El oxidante químico reacciona con sustancias difíciles de biodegradar, por lo que los valores de DQO son en general mayores, y la relación entre DBO y DQO no es lineal. En general, la relación DQO/DBO para un agua residual urbana es aproximadamente 2 y valores superiores indicarían la presencia de aguas residuales industriales con productos químicos de difícil biodegradación. La DQO es de más fácil estandarización y reproducibilidad que la DBO y se realiza en un tiempo menor (2 h).

En el *carbono orgánico total* (COT): se oxida en forma total la muestra y se determina el carbono como dióxido de carbono. Se utiliza para la materia orgánica disuelta y suspendida en el agua; por ejemplo, para el agua subterránea este parámetro tiene un valor de aproximadamente un miligramo por litro, es decir 1 ppm de carbono. En las determinaciones de carbono orgánico total (COT), el proceso de oxidación se lleva a cabo por combustión catalítica, que permite efectividad en la oxidación de compuestos más resistentes, como son las proteínas o la materia particulada. Es el más utilizado en el tratamiento de aguas. La cuantificación del dióxido de carbono generado se puede realizar volumétricamente, por conductividad térmica o una sonda específica. Este

método es de fácil automatización y aunque los equipos disponibles son costosos, se requiere menor tiempo y permite el análisis simultáneo de muchas muestras.

Otro parámetro, que se utiliza para caracterizar el material orgánico que está disuelto en aguas superficiales, es el Carbono Orgánico Disuelto (COD) (van Steenderen y Lin, 1993; Wangersky *et al.,* 1993). El COD puede tener una concentración promedio de 5 ppm, aunque en humedales con mucha materia orgánica como pantanos y turberas puede alcanzar valores diez veces superiores, y para aguas residuales no tratadas, los valores más frecuentes de COD son de cientos de ppm (Stumm y Morgan, 1995).

La materia orgánica disuelta en agua tiene un papel fundamental en la adsorción e inmovilización de muchas sustancias orgánicas contaminantes y metales pesados y en el contenido de oxígeno disuelto (OD). Por ejemplo en el río Amazonas se ha observado que cambios en el aporte de cantidad de materia orgánica producto de la deforestación de zonas aledañas al cuerpo de agua, aumentan el escurrimiento y la pérdida de la materia orgánica de los suelos de la selva hacia los cuerpos de agua. Esto tiene como efecto el empobrecimiento de los suelos de la selva, el aumento de la erosión y a su vez influye en el deterioro de los cuerpos de agua ya que el aporte masivo de materia orgánica disminuye el OD en la columna de agua y produce mortandades masivas de organismos (Karlsson *et al.,* 2015). Similar situación se genera también en embalses de represas que no han sido deforestados antes de inundar el embalse, generándose disminuciones importantes en la concentración de OD por presencia del aporte masivo de materia orgánica (Quirós, 1990; Mariazzi *et al.,* 1992).

Nutrientes: son compuestos principalmente de nitrógeno y de fósforo. Estos compuestos acompañan a la materia orgánica en los efluentes domésticos, y pueden provenir también de fertilizantes y de excretas ganaderas.

Existen varias formas ambientalmente importantes de nitrógeno, que difieren en el grado de oxidación del átomo de nitrógeno. Las formas más reducidas son el amoníaco (NH_3) y su ácido conjugado, el ion amonio (NH_4^+). La forma más oxidada es el ión nitrato (NO_3^-), el cual existe en sales sólidas, en disoluciones acuosas y en el ácido nítrico (HNO_3). En disolución, los intermedios más importantes entre estos extremos son el ion nitrito (NO^-_2), y el nitrógeno molecular (N_2).

En el proceso de nitrificación catalizado por microorganismos, el amoníaco y el ion amonio se oxidan a nitrato, mientras que en el correspondiente proceso de desnitrificación el nitrato y el nitrito se reducen a nitrógeno molecular, el óxido nitroso, N_2O, es un subproducto minoritario en ambos casos. Los dos procesos son importantes tanto en suelos como en aguas naturales. En ambientes aeróbicos, como la superficie de lagos, el nitrógeno está en su estado de oxidación más alto: en forma de nitrato, mientras que en ambientes anaeróbicos, como el fondo de los lagos estratificados, existe en su estado más reducido: en las formas amoníaco y de ion amonio. El ion nitrito existe en ambientes anaeróbicos como suelos anegados que no están demasiado reducidos para convertir todo el nitrógeno a amoníaco. La mayoría de las plantas pueden absorber nitrógeno sólo en la forma más oxidada, como nitrato, con lo que el amoníaco o el ion amonio utilizados como fertilizantes deben primero oxidarse por medio de microorganismos antes de ser útiles para la vida de las plantas. Estos procesos de óxido-reducción entre las diferentes especies de nitrógeno, catalizados por microorganismos se conocen como ciclo del nitrógeno.

Las determinaciones de Nitrógeno Total se realizan por el método de Kjeldahl. El nitrato puede determinarse espectrofotométricamente en aguas superficiales y subterráneas. Existen *kits* comerciales para la determinación de las diferentes especies de nitrógeno. La cromatografía iónica es un método adecuado y preciso para la determinación simultánea de las diferentes formas iónicas de nitrógeno. El procesamiento previo depende de la matriz. Debido a su carga negativa el ion nitrato no es adsorbido por los coloides del suelo y es altamente móvil. Por lo tanto, pasa a la zona no saturada y de allí a aguas subterráneas.

El fósforo presenta un número menor de compuestos solubles que el nitrógeno. En los fertilizantes se aplica normalmente como sales de calcio o amonio. Es tomado por plantas o microorganismos como $H_2\ PO_4^-$ o $H\ PO_4^{2-}$. Reacciona con Al, Fe o Ca en los suelos para formar compuestos insolubles. Queda normalmente retenido por los constituyentes del suelo, por lo que, a menos que los aportes sean excesivos, no llega a las aguas subterráneas. Puede afectar el agua subterránea en acuíferos someros en zonas de suelos arenosos.

Las determinaciones de fósforo se realizan espectrofotométricamente. Se determina P total (previa digestión) y P soluble.

Los aportes excesivos de nitrógeno y fósforo pueden ocasionar fenómenos de eutrofización (Smith, 2003). La urbanización y la explotación agropecuaria intensiva producen aportes excesivos de nutrientes a cuerpos lénticos como lagos y embalses, promoviendo la proliferación algal y otros síntomas de eutrofización (Conley *et al.,* 2009; Chislock *et al.,* 2013). Este proceso tiene un efecto adverso en la calidad de agua, ya que grandes cantidades de productores primarios causan disminución de oxígeno de las zonas profundas del cuerpo de agua, aumentando la turbidez, afectando las comunidades e interfiriendo en los procesos de potabilización de agua. El P es el factor limitante en muchos cuerpos de agua de ambientes templados como las lagunas pampásicas, esto sucede porque

la vegetación acuática necesita de fosfato para desarrollarse. El fósforo es absorbido con más facilidad por las partículas del suelo y es arrastrado por escorrentía hacia los cuerpos de agua. Sin embargo en otros cuerpos de agua como los lagos europeos profundos o cuerpos de agua próximos al océano, el nutriente limitante es el nitrógeno (Schindler, 2012).

Las lagunas pampeanas son un ejemplo del impacto del aporte de nutrientes en exceso en un cuerpo de agua somero. Estos cuerpos de agua si bien son naturalmente eutróficos, pueden clasificarse en lagunas verdes y turbias (lagunas con abundante desarrollo del fitoplancton pero escaso desarrollo de macrófitas, con abundancia de peces planctívoros, mayores concentraciones de nutrientes) y claras (lagunas transparentes con biomasa del fitoplancton relativamente baja, abundante desarrollo macrófitas, y abundancia de piscívoros y menores concentraciones de nutrientes) (Quirós *et al.,* 2002; 2006). Las actividades agropecuarias en la región han aumentado el aporte de nutrientes a estos cuerpos de agua convirtiéndolos en hipereutrófico y produciendo en algunos de ellos floraciones algales tóxicas con el consecuente impacto sobre la biota así como sobre los diferentes usos de ese cuerpo de agua (Allende *et al.,* 2009; Choconi *et al.,* 2011).

Metales: son elementos químicos que en la naturaleza pueden encontrarse combinados con otros elementos, como con oxígeno, y formar óxidos; o con sulfuros y por ejemplo formar sulfuro de mercurio, o con cloruros y formar cloruro de sodio. Los metales utilizados en las actividades antrópicas incrementan los potenciales riesgos sobre la salud y el ambiente mediante dos vías principales: i) alterando el transporte ambiental, es decir, por medio de emisiones antropogénicas al aire, al agua, al suelo y al alimento; ii) alterando la especiación química o bioquímica del elemento (Beijer y Jernelov, 1986).

Los metales son redistribuidos naturalmente en el ambiente por ciclos biogeoquímicos, que incluyen, entre otros procesos, la bioconcentración en plantas y animales y su incorporación en los ciclos de alimentos. Estos ciclos naturales suelen superar los ciclos antrópicos.

La biodisponibilidad es la medida en que un contaminante presente en el ambiente puede ser absorbido por un organismo. La química del agua afecta la biodisponibilidad de los metales cambiando las especies químicas presentes y el funcionamiento de los sitios de captación. Además, la biodisponibilidad de un metal disuelto o de un metaloide también puede verse afectada por la especiación química. Los cationes metálicos compiten con otros cationes por ligandos disueltos, es decir, aniones o moléculas que forman compuestos de coordinación y complejos con metales. Los ligandos que forman complejos con metales incluyen compuestos orgánicos disueltos y especies inorgánicas. Los ligandos orgánicos naturales tales como ácidos húmicos y fúlvicos tienen una amplia gama de grupos funcionales relevantes. Entre los más importantes en el proceso de complejación están los grupos carboxílico y fenólico. Las principales especies inorgánicas importantes para las aguas dulces son Cl-, CO_3^{2-}, HCO_3^-, F^-, OH^- y SO_4^{2-}.

Los ligandos, NH_3, HS^- y S^{2-} son importantes en condiciones anóxicas. El H_2O es también un ligando importante que forma una esfera de hidratación alrededor de los cationes y, al hacerlo, puede influir en la biodisponibilidad. El tamaño y la carga de un catión hidratado pueden influir en su paso a través de los canales de proteínas de la membrana plasmática.

Algunos factores ambientales como la salinidad y el pH afectan en los organismos su tasa de captación de metales trazas particulares. Otros factores están asociados directamente a la especie, por ejemplo al tipo de dieta, la tasa de alimentación o ambiente que frecuenta, es por ello que hay interespecificidad en la captación de metales por un organismo.

Los metales como el cadmio, el cobre, el cromo, el mercurio, níquel, el plomo, el zinc o un metaloide como el arsénico pueden ser altamente tóxicos para la biota aun en bajas concentraciones y son los más estudiados. Sus bajas concentraciones presentes requieren la necesidad de utilizar instrumentación compleja para obtener resultados confiables. Los métodos más utilizados para determinar metales pesados son la espectrometría de absorción atómica, la espectrometría de emisión de plasma (ICP) y el ICP acoplado a un espectrómetro de masas, que es el método más sensible.

Plaguicidas: son sustancias o mezclas de sustancias, destinadas a matar, repeler, atraer, regular o interrumpir el crecimiento de seres vivos considerados plagas.

Los plaguicidas no son necesariamente venenos, pero pueden ser tóxicos para los humanos u otros animales. De acuerdo a la Convención de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP), 9 de los primeros 12 COP considerados en la lista inicial del convenio en 2001 son plaguicidas. En la actualidad, de los nuevos compuestos incluidos en la lista de los 21 COP por su toxicidad, otros 5 son plaguicidas (http://www.pops.int/2017).

El término plaguicida está ampliamente difundido aunque el nombre genérico más adecuado es biocida.

Los plaguicidas pueden clasificarse atendiendo a diversos aspectos:

I) Según el destino de su aplicación pueden considerarse: a) plaguicidas de uso fitosanitario destinados a su utilización en el ámbito de la sanidad vegetal o el control

de vegetales; b) plaguicidas de uso ganadero: destinados a su utilización en el entorno de los animales o en actividades relacionadas con su explotación; c) plaguicidas de uso en la industria alimentaria: destinados a tratamientos de productos o dispositivos relacionados con la industria alimentaria; d) plaguicidas de uso ambiental: destinados al saneamiento de locales o establecimientos públicos o privados; e) plaguicidas de uso en higiene personal: preparados útiles para la aplicación directa sobre el ser humano; f) plaguicidas de uso doméstico: preparados destinados para aplicación por personas no especialmente calificadas en viviendas o locales habitados.

II) Según su acción específica pueden considerarse: insecticidas; acaricidas; fungicidas; bactericidas, herbicidas, rodenticidas.

III) Según su constitución química, los plaguicidas pueden clasificarse en varios grupos, los más importantes son: órgano clorados, organofosforados, carbamatos, triazinas, piretroides, derivados de urea. Algunos de estos grupos engloban varias estructuras diferenciadas, por lo que, en caso de interés, es posible efectuar una subdivisión de los mismos.

El uso de plaguicidas crea una serie de problemas para el ambiente. Más del 98% de los insecticidas y del 95% de los herbicidas llegan a un destino diferente del buscado, incluyendo especies vegetales y animales, aire, agua, sedimentos de ríos y mares y alimentos. La deriva de pesticidas ocurre cuando las partículas de pesticidas suspendidas en el aire o el agua son llevadas a otras áreas, pudiendo llegar a contaminarlas.

Estos compuestos pueden ser tóxicos a muy bajas concentraciones. Por otra parte, dada su estructura son en general poco solubles en agua y propensos a bioacumularse en la biota. Para poder cuantificarlos, a las bajas concentraciones en que se encuentran en el ambiente, se utilizan métodos instrumentales, particularmente cromatográficos.

Muestreo, análisis, interpretación y confiabilidad de los datos químicos

La colecta de muestras o muestreo debe ser estadísticamente representativa del conjunto total que se quiere medir, para que los resultados que se obtengan de su análisis permitan conclusiones objetivas, defendibles y sólidamente fundamentadas.

Para desarrollar un plan de muestreo debe decidirse cuándo, dónde y qué cantidad de muestras deben ser colectadas. El diseño del muestreo dependerá de los objetivos del estudio, del alcance que quiera tenerse con los mismos, así como también es conveniente ajustar el mismo a las normas IRAM, ASTM, en el caso de ser necesarias.

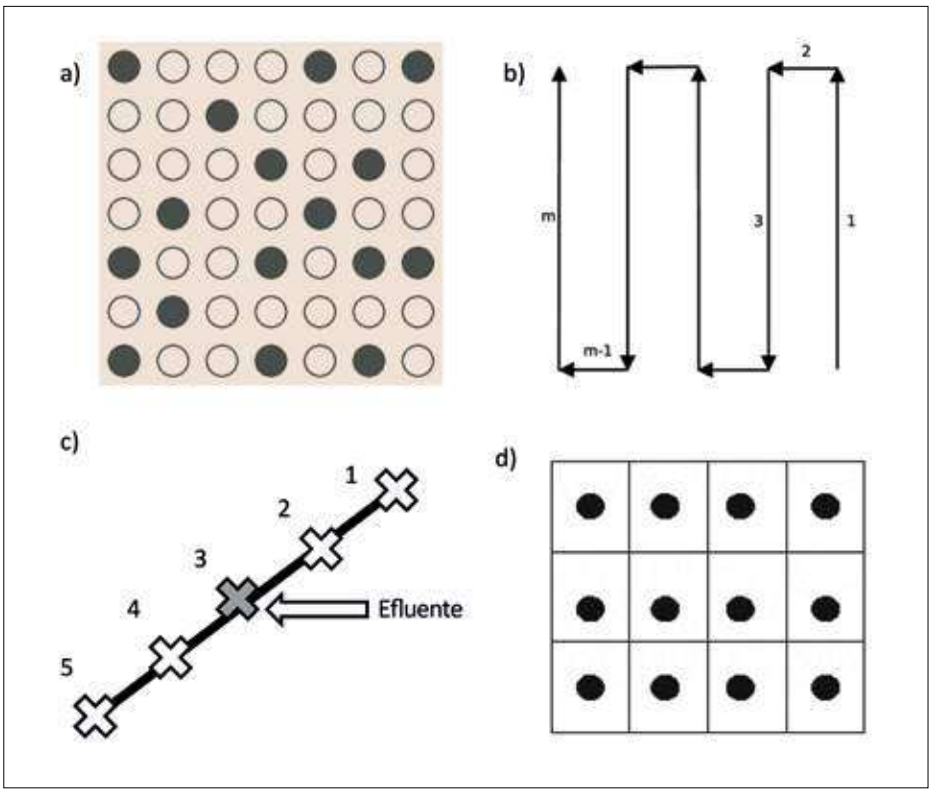


Figura 1: Ejemplos de muestreos bidimensionales. a) Muestro al azar, b) muestreo en pierna desde la muestra 1 a la m, c) muestro aguas arriba (sitios 1 y 2) y aguas abajo (sitios 4 y 5) de un punto de vertido (sitio 3), d) muestreo en grilla regular.

En muestreos bidimensionales, se debe determinar la posición georeferenciada y se pueden desarrollar de varias maneras (Fig. 1): a) muestreo al azar: la zona a muestrear se divide en áreas mínimas representativas (p.ej. parcelas de 1 m², y se eligen una cantidad de posiciones al azar asociadas a la cantidad de muestras que se quieren colectar; b) muestreo en transecta o en pierna: se elige la posición de partida y la longitud de la transecta, así como la distancia mínima entre los puntos de muestreo y luego se colecta las muestras sobre la transecta, c) muestreo en etapas: se divide la zona de muestreo en subunidades regulares considerando alguna característica física o hidrológica del cuerpo de agua, por ejemplo antes o después de un tributario o de un efluente o de obra ingenieril, etc., y luego se colectan las muestras en cada subunidad; d) muestreo en grilla: se toman muestras a intervalos regulares de espaciado fijo.

En el caso de muestreos tridimensionales, debe además tenerse en cuenta la dimensión vertical, como es el caso para muestras en profundidad o en la atmósfera.

La distribución temporal también ofrece variantes. Muchos fenómenos tienen características cíclicas, las muestras afectadas por actividad biológica pueden exhibir grandes cambios en el tiempo, asociados a las estaciones del año, o bien al momento del día (mañana, tarde o noche), o a un periodo interanual (sequias-inundaciones) o interdecadal (por ejemplo presencia o ausencia del fenómeno del Niño en una región).

El sistema de recolección de muestras también depende del tipo de origen del agua. Por ejemplo, para el análisis físico-químico, en el caso de una cisterna o de un depósito, la botella será sumergida a una cierta distancia del fondo (50 cm) y de la superficie, bastante lejos de las orillas o de los bordes, así como de los obstáculos naturales o artificales, evitando remover el fondo. En el caso de un lago, de un río o de un cuerpo de agua natural, hay que escoger varios puntos de toma, y en cada uno de ellos, tomar varias muestras a diferentes profundidades. En el caso de una bomba de extracción, las tomas se harán normalmente, al término de una prueba de bombeo ininterrumpida. En caso que el agua sea proveniente de una canilla será indispensable dejar correr el agua durante por lo menos 10 minutos y lavar la canilla con alcohol antes de tomar la muestra. En cuanto al recipiente, se utilizan botellas de plástico lavadas y enjuagadas tres veces con el agua de muestreo. El tapón se ha de poner de tal forma que no quede ninguna burbuja de aire. En todos los casos, la muestra debe ser representativa y homogénea. Las muestras deberán conservarse en la heladera (4º C) hasta su envío al laboratorio, recomendándose su envío antes de las 48 hs de ser colectadas.

Para análisis especiales, como por ejemplo de metales pesados o contaminantes orgánicos, deben consultarse los protocolos específicos de colecta y pretratamiento de muestras.

Los contaminantes químicos son de variada naturaleza y estructura y los métodos para su determinación están debidamente estandarizados y las metodologías existentes permiten su determinación a nivel de trazas (APHA, 2005).

En el caso de trazas inorgánicas, los métodos de determinación por absorción atómica o espectrometría de emisión por inducción de plasma acoplado (ICP de emisión) permiten la detección de partes por billón. En el caso de trazas orgánicas, las cromatografías gas-líquido o líquida de alta resolución alcanzan los mismos niveles de sensibilidad. En el caso de contaminantes orgánicos persistentes, como por ejemplo los compuestos organoclorados (bifenilospoliclorados, plaguicidas) se usan detectores específicos de captura electrónica en los cromatógrafos gas-líquido. Estos compuestos de variada estructura, son en general hidrofóbicos, por lo cual los niveles en agua son muy bajos, concentrándose en sedimentos y biota.

La calidad de los datos obtenidos en el laboratorio analítico debe ser técnicamente válida, legalmente defendible y de reconocible calidad a fin de tener una alta confiabilidad del resultado. Todas las medidas tienen errores que pueden ser sistemáticos, que definen la calidad analítica del método y son indicadores usados para evaluar el método analítico. Los procedimientos deben tener un control de calidad que identifique y controle la fuente de error (Blesa *et al.,* 2012).

La precisión es un indicador de la reproducibilidad de la medida y será alta si se usa un método de alta precisión. La exactitud de una medida es su cercanía al valor verdadero, una medida es exacta cuando el error al azar como el error sistemático es bajo. La precisión puede conocerse repitiendo los análisis de una misma muestra, la exactitud sólo puede ser comprobada analizando muestras de patrones de referencia o por comparación de los resultados de distintos laboratorios. Cuando las concentraciones son muy bajas, los análisis por duplicado igual pueden presentar variaciones cuando la sensibilidad del método es insuficiente.

Se acepta internacionalmente que la calidad de las mediciones químicas y la comparabilidad de los resultados están basados en los siguientes aspectos: uso de métodos analíticos validados, equipos controlados técnicamente y calibrados, uso de materiales de referencia para las calibraciones, control de calidad interno efectivo, participación en esquemas de ensayos interlaboratorios, auditorías independientes de los procedimientos y personal debidamente entrenado.

Estos aspectos son fundamentales pues para determinar la calidad del agua debemos saber, para cada uso, qué contiene y en qué cantidad, pues no debe exceder un límite determinado para considerarla apta para ese uso específico. Por lo tanto, debemos asegurar la representatividad del muestreo y la calidad de las mediciones

químicas para que los resultados obtenidos nos permitan alcanzar conclusiones válidas.

Conclusiones

Los indicadores químicos son herramientas objetivas para la determinación de la calidad de agua, por lo que su aplicación no depende de aspectos subjetivos. Es por esto que es útil su inclusión en la normativa para determinar calidad de agua para diferentes usos ya que pueden ser cuantificados y su metodología de análisis está estandarizada, permitiendo que los resultados sean comparables independientemente de la escala espacio temporal donde fueron tomados. Esto es particularmente útil en monitoreos de agua a largo plazo o en el análisis de series históricas de datos de cuencas.

Por otro lado, en los últimos años la aparición de contaminantes emergentes (Stuart *et al.,* 2012; Rivera-Utrilla *et al.,* 2013) provenientes por ejemplo de la industria farmacéutica hacen necesaria la incorporación de nuevos compuestos químicos como indicadores y el desarrollo de nuevos protocolos de análisis y nuevas tecnologías que mejoren la cuantificación y el acceso a límites de detección más bajos.

Los indicadores fisicoquímicos, si bien pueden ser complementados con otro tipo de indicadores como los biológicos, son claves para el estudio de la calidad de agua y son irremplazables, ya que debido a la naturaleza de la precisión y exactitud de las medidas y la comparabilidad de las metodologías, son los que aseguran que en distintas partes de un territorio pueda desarrollarse un seguimiento de calidad de agua objetivo. Debido a esto, su incorporación en la normativa local, provincial y nacional es clave, ya que aporta objetividad y replicabibilidad y permite el análisis de series históricas de monitoreos, así como la comparación de resultados en distintas partes del mundo. Estas características hacen que los indicadores fisicoquímicos sean irremplazables en el estudio de la calidad del agua.

Agradecimientos

A la Universidad de Buenos Aires y al CONICET por el financiamiento.

Bibliografía

Allende, L., Tell, G., Zagarese. H., Torremorell, A., Pérez, G., Bustingorry, J., Escaray, R. & I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624 (1): 45-60.

American Public Health Association. 2005. *American Public Health. Standard Methods for the Examination of Water and Waste*. Washington: APHA.

Baird, C. 2001. *Química Ambiental*. España: Reverté S.A.

Beijer, K. & A. Jernelov. 1986. Sources, transport and transformation of metals in the environment. En: Friberg L., Nordberg G.F., Vouk V.B. (Eds.): *Handbook on the Toxicoloy of Metals* (2d ed.): 68–74. Amsterdam: Elsevier.

Bidoglio, G. & W. Stumm (Eds.). 2013. *Chemistry of aquatic systems: local and global perspectives* (Vol. 5). Netherlands: Springer.

Blesa, M.A., Do Santos Alfonso, M. y M.C. Apella. 2012. *Agua y ambiente. Un enfoque desde la química*. Buenos Aires: EUDEBA.

Bletter, M.C.M., Amsler, M.L., Ezcurrade Drago, L., Espinola, L.A., Berle, E. Paira, A., Best, J.L., Parsons, D.R. y E.E. Drago. 2014. The impact of significant input of fine sediment on benthic fauna at tributary junctions: a case study of the Bermejo–Paraguay River confluence, Argentina. *Ecohydrology*, 8: 340-352.

Chislock, M.F., Doster, E., Zitomer, R.A. & A.E. Wilson. 2013. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*, 4 (4): 1- 10.

Choconi, R.G., Ghini, A.A., Conzonno, V.H. & A. Fernández Cirelli. 2011. Humic substances from sediments of Lobos Pond (Argentina). Isolation, characterization and limnological implications. *Eclética Química*, 36 (2): 128-141.

Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. & G.E. Likens. 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323 (5917): 1014-1015.

Conzonno, V. 2009. *Limnología química*. La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

Darrigran, G.A., Damborenea, A.C., Drago, E.C., Ezcurra de Drago, I. & A. Paira. 2011. Environmental factors restrict the invasion process of *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) in the Neotropical region: a case study from the Andean tributaries. *Annales de Limnologie -International Journal of Limnology*, 47: 221-229.

Dogliotti, A.I., Ruddick, K. & R. Guerrero. 2016. Seasonal and inter-annual turbidity variability in the Río de la Plata from 15 years of MODIS: El Niño dilution effect, Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, 182: 27-39.

Fernández Cirelli, A., Moscuzza, H.C., Pérez Carrera, A. y A.V. Volpedo. 2010. *Aspectos ambientales de las actividades agropecuarias*. Buenos Aires: AGROVET.

Gómez, S.E., Menni, R.C., González Naya, J. & L. Ramírez. 2007. The physical-chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopsidae), with a proposal of a water quality index. *Environmental Biology of Fishes*, 78 (2): 161-171.

Grant, W.D. 2006. *Alkaline environments and biodiversity:* 1-19. Oxford: Eolss Publishers.

Gonzalez Naya, Ramírez, G., L., Gómez, S.E. & R.C. Menni. 2011. Temperature and massive fish deaths in southern South America. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales. Nueva Serie, 13 (2): 131-134.

Karlsson, J., Bergström, A.K., Byström, P., Gudasz, C., Rodríguez, P. & C. Hein. 2015. Terrestrial organic matter input suppresses biomass production in lake ecosystems. Ecology, 96 (11): 2870-2876.

Mariazzi, A.A., Donadelli, J.L., Arenas, P., Di Siervi, M.A. & C. Bonetto. 1992. Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero Reservoir, (Córdoba, Argentina). Hydrobiologia, 246 (2): 129-140.

Mattson, M. D. 1999. Acid lakes and rivers. In: Environmental Geology. Netherlands: Springer.

Mora-Ravelo, S.G., Alarcón, A., Rocandio-Rodríguez, M. & V. Vanoye-Eligio. 2017. Bioremediation of wastewater for reutilization in agricultural systems: a review. Applied Ecology and Environmental Research, 15 (1): 33-50.

Neiff, J.J. 2001. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. El Agua en Iberoamérica, Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura, 83-112. Argentina: CYTED.

OMS, 2017. Organización Mundial de la Salud. http://www.who.int/es/

Paoloni J.D. 2010. Ambiente y recursos Naturales del partido de Bahía Blanca. Clima, Geomorfología, suelos y aguas (sudeste de la provincia de Buenos Aires), Argentina: Editorial de la Universidad Nacional del Sur.

Puntoriero, M.L., Volpedo, A.V. y A. Fernández Cirelli. 2014a. Riesgo para la población rural en zonas con alto contenido de arsénico. Acta Toxicológica Argentina 22 (1): 15-22.

Puntoriero, M.L., Volpedo, A.V. & A. Fernández Cirelli. 2014b. Arsenic and Fluoride in surface water (Chasicó Lake, Argentina). *Frontiers in Environmental Science, section Groundwater Resources and Management* 2 (23), 1-5.

Puntoriero, ML., Fernández-Cirelli, A. & A.V. Volpedo. 2015. Geochemical mechanisms controlling the chemical composition of groundwater and surface water in the southwest of the Pampean plain (Argentina). *Journal of Geochemical Exploration* 150: 64-72.

Quirós, R. 1990. Predictors of relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 (5): 928-939.

Quirós, R., Boveri, M.B., Petracchi, C.A., Rennella, A.M., Rosso, J.J., Sosnovsky, A. y H.T. Von Bernard. 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: Tundisi, J.G., Matsumura, T. Tundisi y C. Sidagis Galli (Eds.) *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control*. São Carlos: Instituto Nacional de Ecología de São Carlos.

Quirós, R., Rennella, A.M., Boveri, M.A., Rosso, J.J. y A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral, 12* (2): 175-185.

Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Ferro-García, M.A., Prados-Joya, G. & R. Ocampo-Pérez. 2013. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, 93 (7): 1268-1287.

Romero, M. y A.V. Volpedo. 2017. Influencia del cambio climático sobre un recurso pesquero transfronterizo: el caso de la corvina rubia. 291-312. En: Pinto, M., Estrella, J. y A. Gennari (Comp). *Agua y Sociedad*. Buenos Aires: Universidad Nacional de Cuyo.

Schindler, D.W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal* Society B*: Biological Science*s, 279 (1746). doi:10.1098/rspb.2012.1032

Smith, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139.

Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E. & A. Hart. 2012. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment*, 416: 1-21.

Stumm, W. & J. J. Morgan. 1995. *Aquatic Chemistry, 3rd, ed*., USA: John Wiley & Sons.

Tokumon, R., Cataldo, D. & D. Boltovskoy. 2015. Effects of suspended inorganic matter on filtration and grazing rates of the invasive mussel *Limnopernafortunei* (Bivalvia: Mytiloidea). *Journal of Molluscan Studies*, 1-4. doi:10.1093/mollus/eyv024

Tundisi, J.G., Santos, M.A. & C.F.S. Menezes. 2003. Tucuruí reservoir and hydroelectric power plant. Sharing Experiences and Lessons Learned in Lake Basin Mangement, Burlington, Vermont. *Management Experiences and Lessons Learned Brief*, 1: 1-20.

Tundisi, J.G. & T. Matsumura Tundisi. 2013. *Limnologie*. Sao Carlos: Instituto Internacional de Ecología de Sao Carlos.

UNESCO, 2007. World Water Assessment Programme, La Plata Basin Case Study Final Report.unesdoc.unesco.org/images/0015/001512/151252e.pdf

Van Steenderen, R. A. & J. S. Lin. 1981. Determination of dissolved organic carbon in water. *Analytical Chemistry*, *53* (13): 2157-2158.

Verones, F., Hanafiah, M.M., Pfister, S., Huijbregts, M.A., Pelletier, G.J. & A. Koehler. 2010. Characterization factors for thermal pollution in freshwater aquatic environments. *Environmental Science and Technology*, 44 (24): 9364-9369.

Volpedo A.V. y A. Fernández Cirelli. 2013. El Lago Chasicó: similitudes y diferencias con las lagunas pampásicas. *AUGMDomus 5 (Número Especial Aguas):* 1-18.

Wangersky, P. J. 1993. Dissolved organic carbon methods: a critical review. *Marine Chemistry, 41* (1-3): 61-74.

Los indicadores de calidad de las áreas ribereñas

Laura de Cabo
Eliana Melignani
Gabriel Basílico

Los indicadores de calidad de las áreas ribereñas

Laura de Cabo, Eliana Melignani y Gabriel Basílico

Resumen

Se discute la utilidad y función de las áreas ribereñas de los ríos como un componente fundamental para el desarrollo de la dimensión horizontal de los ríos. Se revisan los indicadores utilizados tanto en Argentina como en otros países, basados en las publicaciones originales y destacando el tipo de ambiente en el que se los estudió. Se propone la complementariedad de este tipo de índices con los de la calidad del agua de los ríos, tanto desde una perspectiva química como ecológica y se discuten los problemas para su implementación.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos, impacto antrópico, vegetación, geomorfología.

Abstract

We discuss the utility and function of riverine areas as a fundamental component for the development of the horizontal dimension of rivers. We surveyed the indicators used both in Argentina and other countries, based on the original publications, highlighting the type of environment studied. We propose the complementarity of these indexes with those of river water quality, both from a chemical and ecological perspective. We also discuss the problems for its implementation.

Keywords: *Ecosystem services, anthropic impact, vegetation, geomorphology.*

Historia, orígenes, criterios y aplicabilidad

Las riberas fluviales constituyen la interfase entre el ecosistema acuático y el terrestre. Abarcan un gradiente de factores ambientales, procesos hidrológicos, geomorfológicos, ecológicos, y sucesiones de comunidades. Funcionalmente, sus límites se extienden horizontalmente hacia la llanura de inundación, donde la vegetación puede estar influenciada por el ascenso de las napas freáticas y/o inundaciones, y la capacidad del suelo de retener agua (Naiman *et al.,* 1993).

Por su parte, los ríos son sistemas dinámicos y que ejercen fuertes efectos en la formación y estabilidad de hábitats, en los atributos de la vegetación riparia, en la geomorfología y microclima locales, y en la diversidad de las funciones ecológicas. La zona riparia es la principal receptora de estos cambios, ya que es frecuentemente influenciada por inundaciones y flujos de detritos que crean un mosaico complejo y cambiante de relieves. Consecuentemente, la biota varía considerablemente en tiempo y espacio a lo largo de las márgenes del río, y estas variaciones influyen, a su vez, sobre los procesos que ocurren en el agua (Naiman *et al.,* 1993).

Las riberas fluviales constituyen territorios de extraordinaria riqueza desde el punto de vista ambiental, como consecuencia de los numerosos procesos ecológicos que albergan y del elevado rango de funciones y servicios ambientales que proporcionan. Al mismo tiempo, se trata de áreas frecuentemente ocupadas por el hombre, quien ha encontrado históricamente en estos espacios condiciones favorables para el desarrollo de usos y actividades agropecuarias, forestales y urbanísticas, que condicionan hoy en día su fisonomía y su estado de conservación.

Las principales funciones y servicios ecosistémicos que prestan las riberas son: constituir una zona de recarga de agua subterránea, acumular materia orgánica y sedimentos, proporcionar hábitat para la flora y la fauna, favorecer la conservación de la biodiversidad, actuar como filtro frente al ingreso de sustancias contaminantes al cauce, regular el microclima del río, contribuir a la regulación de la forma y la dinámica del río, presentar importante valor paisajístico y aportar posibilidades de usos sociales y económicos variados.

Estas características propias de las riberas fluviales requieren la implementación de índices de calidad de riberas a lo largo del tiempo. Un índice de calidad de ribera está compuesto por un conjunto de parámetros que cuantifican diversos atributos de las riberas y su valoración se lleva a cabo en relación a condiciones de referencia determinadas. Hemos compilado la información de 23 índices de calidad de ribera desarrollados en

nueve países (Tabla 1). Casi todos los índices evalúan la calidad de las áreas ribereñas a partir de la complejidad y grado de cobertura vegetal. Algunos índices incluyen el análisis de comunidades de peces, macroinvertebrados, mariposas y aves. Muchos índices contemplan aspectos hidrogeomorfológicos de la ribera y aspectos hidrológicos del cauce. Otros tienen en cuenta el grado de perturbación antrópica y algunos tienen en cuenta la pérdida de funciones y servicios ecosistémicos del espacio ribereño.

Tabla 1. Índices de calidad de ribera utilizados en la Argentina y otros países del mundo.

Índice	Referencia	País	Breve descripción
Integrated Riparian Evaluation Guide	(Forest Service, 1992)	EEUU	Define estratos vegetales. Clasifica y evalúa áreas ribereñas basadas en hábitat acuático, suelos, hidrología, geomorfología, vegetación, hábitat terrestre y recursos de hábitat para la comunidad acuática.
Habitat Suitability Index (HSI)	(Schroeder & Allen, 1992)	EEUU	Refleja la capacidad potencial de los hábitats ribereños para la vida silvestre, basados en tres parámetros relacionados con el tipo de cobertura vegetal, la complejidad de la llanura inundable y la perturbación antrópica.
Riparian Evaluation Site Assessment (RESA)	(Fry *et al*., 1994)	EEUU	Se basa en el estudio de las funciones, servicios y beneficios. Provee información que permite ofrecer recomendaciones sobre el ancho del área riparia que se debe conservar para actuar como buffer.
Butterfly Riparian Quality (BRQ)	(Nelson & Andersen, 1994)	EEUU	Determina la condición ribereña basada en la riqueza de las especies de mariposas y en la susceptibilidad a perturbaciones de cada taxa.
Proper Functioning Condition (PFC)	(Prichard *et al*., 1998)	EEUU	Se basa en la hidrogeomorfología, vegetación, erosión / deposición, calidad del suelo y del agua. Determina la capacidad de la zona ribereña para sostener las funciones del ecosistema y los servicios ecosistémicos.
Vegetation Resources in Riparian Areas (VRRA)	(Winward, 2000)	EEUU	Evalúa la salud de las riberas en base a la composición, estructura y regeneración de la vegetación.
Visual Assessment of Riparian Health (VARH)	(Ward *et al*., 2003)	EEUU	Determina la condición de la zona ribereña basada en la evaluación visual rápida de la condición del canal, la estabilidad de las orillas, la vegetación ribereña, las comunidades de macroinvertebrados y peces y la velocidad del agua.
Riparian Forest Quality Index (RQI)	(González del Tánago & García de Jalón, 2011)	España	Evalúa el estado ecológico de las zonas ribereñas (de muy pobres a muy buenas) y proporciona opciones de manejo basadas en su dimensión, conectividad longitudinal y lateral, condición de la orilla, estructura del sustrato, estructura y regeneración natural de la vegetación.
Qualitat del Bosc de Ribera Index (QBR)	(Munné *et al*. 1998; Munné *et al*., 2003)	España	Se basa en el análisis de la cobertura, calidad y estructura de la vegetación ribereña y la alteración del cauce. Evalúa la calidad ribereña con fines de manejo.

▶ **Tabla 1.** Índices de calidad de ribera utilizados en la Argentina y otros países del mundo.

Índice	Referencia	País	Breve descripción
Riparian vegetation index (RVI)	(Aguiar *et al*., 2011)	Portugal	Se basa en la comparación de la composición, cobertura, atributos de especies y patrones espaciales de la vegetación ribereña, respecto de una zona ribereña en estado casi natural.
Indice de la Qualité de la Bande Riveraine (IQBR)	(Saint-Jacques & Richard, 1998)	Canadá	Evalúa la condición de la zona ribereña en base a nueve componentes relacionados con el uso de la tierra y la geología.
Australian River Assessment System (AusRivAS)	(Parsons *et al*., 2002; Parsons et al., 2004)	Australia	Este protocolo tiene dos módulos: la evaluación biológica de los macroinvertebrados que habitan el río y la evaluación física de los aspectos geomórficos, físicos y químicos.
Tropical Rapid Appraisal of Riparian Condition (TRARC)	(Dixon *et al.,* 2005)	Australia	Evalúa la salud de la zona ribereña a partir de indicadores relacionados con la cubierta vegetal, restos leñosos, malezas, regeneración de plantas nativas y evidencias de disturbios.
Rapid Appraisal of Riparian Condition (RARC)	(Jansen *et al.,* 2007)	Australia	Determina la condición ecológica de los ecosistemas ribereños a partir de las características físicas, de la comunidad vegetal y del paisaje de la zona ribereña (conectividad y extensión del hábitat ribereño cobertura vegetal, complejidad estructural, dominancia de especies nativas versus exóticas, árboles muertos en pie, troncos caídos y hojarasca).
Ecological Restoration Suitability Index (ERSI)	(Rohde *et al.,* 2006)	Suiza	Evalúa las posibilidades de restauración de una zona ribereña a partir de las restricciones a la restauración (pendiente elevada, áreas edificadas), parámetros ecológicos (hidrología, erosión de fondo, calidad del agua, conectividad, biodiversidad) y factores socioeconómicos (protección contra inundaciones, infraestructura, oportunidades de recreación).
Riparian Vegetation Response Assessment (VEGRAI)	(Kleynhans *et al*., 2007)	Sudáfrica	Compara la vegetación ribereña de la condición actual vs. una condición de referencia reconstruida a partir de información preexistente. Evalúa la respuesta de la vegetación ribereña a las perturbaciones antrópicas.
Morphological Quality Index (MQI)	(Rinaldi *et al*., 2013)	Italia	Evalúa la calidad morfológica del arroyo a partir de 28 indicadores que tienen en cuenta la conectividad longitudinal y lateral, la configuración de la sección transversal del cauce, la estructura y sustrato del lecho y la vegetación ribereña.
River Ecosystem Quality Index (REQI)	(Santolini *et al*., 2015)	Italia	Evalúa la calidad de las áreas ribereñas. Se basa en el análisis de la vegetación (características y distribución) y las aves silvestres.
Evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA)	(Acosta *et al.,* 2009)	Ecuador y Perú	Se basa en el estudio de los macroinvertebrados bentónicos, el hábitat fluvial y la comunidad vegetal de ribera. Reconoce los gradientes de perturbación y la variabilidad natural de las estaciones de referencia.

▶

▶ **Tabla 1.** Índices de calidad de ribera utilizados en la Argentina y otros países del mundo.

Índice	Referencia	País	Breve descripción
Índice de Calidad de Ribera de Usos Múltiples (ICRUM)	(Melignani, 2017)	Argentina (región pampeana)	Aplica protocolo de evaluación física en ambas márgenes de cada sitio y a escala de cuenca, incorporando principios de geomorfología fluvial. Considera la condición de referencia.
ICRP (Índice de Calidad de Riberas Pampeanas)	(Basílico, 2014; Basílico *et al.,* 2015)	Argentina (región pampeana)	Considera la estructura, calidad y grado de cobertura vegetal, grado de naturalidad del cauce, uso y tipo de suelo, topografía y aportes de efluentes y afluentes.
Índice de Conservación de Ribera (ICR)	(Troitiño *et al*., 2010; Feijoó *et al*., 2012)	Argentina (región pampeana)	Considera métricas de importancia ecológica (atributos de la zona riparia) e hidrológica (atributos del canal fluvial y del cauce).
Índice del Hábitat para Ríos Urbanos Pampeanos (IHRUP)	(Cochero *et al*., 2014)	Argentina (región pampeana)	Contempla variables relacionadas con las características del cauce fluvial, de los bancos, y de la zona riparia.
QBRp	(Kutschker *et al*., 2009)	Argentina (ríos andino-patagónicos)	Adaptación local del índice QBR para ríos andino-patagónicos (cambio del número óptimo de especies que debiera presentar el tramo estudiado y listado de especies arbóreas/arbustivas nativas y exóticas presentes en la zona de estudio).
QBRy	(Sirombra & Mesa, 2012)	Argentina (Tucumán)	Adaptación local del índice QBR para la yunga tucumana (cambio en la comunidad de especies leñosas representativas, porcentaje de nativas y exóticas, cambios en la geomorfología del canal y agregado de impactos antropogénicos).
Urban Stream Habitat Index (USHI)	(Cochero *et al*., 2016)	Argentina (región pampeana)	Evalúa la calidad de hábitat fluvial en cursos de agua de llanura que atraviesan áreas urbanas. Utiliza métricas relacionadas a la calidad del curso de agua, las riberas, la zona riparia y la geomorfología fluvial.
Índice del Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata)	(Gómez & Cochero, 2013)	Argentina (región pampeana)	Evalúa cuatro descriptores: sucesión espacial de la vegetación costera, modificaciones costeras por introducción de infraestructuras, ocurrencia de residuos en la línea de costa, e indicadores biológicos de déficit de oxígeno.

Los índices se diferencian también en el objetivo para el cual fueron creados. Algunos meramente describen la ribera, mientras que otros evalúan además la posibilidad de su restauración ambiental.

Ventajas y desventajas de los índices de calidad de ribera

Los principales requerimientos para la construcción de los índices son:

1. Tener un enfoque práctico, económico y rápido para evaluar los cambios con respecto a la condición de referencia o menor impacto ocurridos en el área ribereña.

2. Deben considerar el estado de las diferentes zonas de los cursos de agua y en diferentes épocas del año, de forma tal que permitan la integración de los valores obtenidos por cada indicador que conforma el índice para proporcionar un valor global para la zona ribereña como una unidad.

3. Deben proporcionar una indicación de las causas de la degradación de la zona ribereña (corte de la vegetación, invasión de especies exóticas, erosión, canalización, ingreso de contaminantes, pastoreo, etc.).

4. Deben tener en cuenta una condición de referencia o menor impacto en la valoración del estado de la ribera.

5. Los resultados deben ser fácilmente comprendidos por los tomadores de decisiones.

6. Deben implementarse a partir de protocolos claros.

7. Deben validarse.

8. Deben complementarse con los indicadores fisicoquímicos y bióticos de calidad del agua.

1. Muchos de los requerimientos pueden ser alcanzados a partir del análisis de la vegetación. Por ello, la mayoría de los índices la tienen en cuenta. Sin embargo, su aplicación requiere del conocimiento de las especies vegetales nativas y exóticas. Asimismo, otros índices analizan las comunidades de peces, macroinvertebrados, mariposas o aves, lo cual complica su aplicación rápida y amplia, dado que se requiere la intervención de un especialista en esos grupos. Una alternativa a este impedimento es la confección de guías gráficas con fotos que permitan identificar los organismos en sus distintos estadios (adultos, juveniles, larvas, pupas, flores, frutos, hojas, rizomas, etc.).

Muchos de los indicadores evalúan también las condiciones hidrológicas e hidromorfológicas del cuerpo de agua en cuestión en relación a los procesos que se generan en las riberas (erosión, deposición, infiltración, sedimentación y adsorción). Si bien existen datos teóricos que permiten cuantificar dichos procesos, aún falta más información local, ya que estos mecanismos dependen de la interacción de factores topográficos, edáficos y del tipo de vegetación. Una valoración de estos procesos a escala local permitiría evaluar adecuadamente los servicios ecosistémicos brindados por las riberas y, por lo tanto, el impacto producido por la degradación de las mismas.

2. La elección de los sitios de evaluación y de los distintos indicadores que componen a los índices debe considerar los principales sectores de la ribera respecto de su distancia al curso de agua, su posición en la cuenca (alta, media y baja) y los distintos impactos y usos del suelo que tengan lugar en cada uno. Además, resulta necesaria la evaluación de la calidad de riberas en aguas altas, bajas e intermedias. De ser posible, también se debería abordar el estudio en situaciones extremas de caudal o de baja repetitividad.

3. Uno de los objetivos de los índices de la calidad de riberas es proveer una herramienta para la evaluación de su restauración ambiental. Para ello, resulta indispensable conocer las causas del deterioro. El conocimiento del uso del suelo es una primera aproximación. Sin embargo, en algunos casos (contaminación física, química y microbiana) se hace necesaria la determinación de ciertos parámetros en el suelo de los distintos sitios. La elección de dichos parámetros dependerán del uso del suelo del sitio en cuestión. Existe una relación entre el uso del suelo y los contaminantes que podemos encontrar (Chapman, 1996), lo cual facilita la elección de las variables que se pueden explorar para determinar las causas del deterioro en el área de estudio.

4. Las condiciones de referencia son previas a una interacción humana significativa. Estas condiciones a menudo no existen en el estado actual y por lo tanto las condiciones de referencia necesitan ser reconstruidas. Resulta imperioso elaborar una base de datos que contemple las líneas de base de los distintos compartimentos del sistema (agua, sedimento, biota), su conectividad con el área de drenaje y con las aguas subterráneas (de Cabo & Arreghini, 2016). Puede haber ríos dentro del mismo contexto regional que estén en mejor condición y pueden ser considerados como condición de referencia. En algunos casos, un solo margen puede estar afectado, por lo tanto se puede considerar como referencia la otra orilla. Un segundo enfoque es la reconstrucción de la condición previa al impacto, lo cual requiere conocimiento teórico. Al considerar las condiciones del estado de referencia, es muy importante no pensar en ella como un estado clímax de equilibrio, sino por el contrario en un sistema naturalmente dinámico que cambia permanentemente.

5. Uno de los objetivos de la aplicación de índices es facilitar la comunicación entre la comunidad científica, los gestores y tomadores de decisión. Por ello, se requiere presentarlos de una manera fácilmente comprensible. Se han propuesto distintas formas de presentación. A continuación se señalan algunas:

- Ideogramas que consideran los índices químico, de ribera y biológico simultáneamente (Giorgi & Feijoó, 2016).

- Mapas con referencias de distintos colores según el valor del índice de calidad de ribera (Gómez & Cochero, 2013; Cochero *et al.,* 2016; Melignani, 2017).

- Mapas con referencias en tonos de gris según los valores de algunos de los parámetros contemplados para calcular el índice y la relevancia de los servicios ecológicos de cada zona (Santolini *et al.,* 2015).

- Mapas con referencias en tonos de gris según el grado de semejanza del área en cuestión respecto del sitio de referencia (O'Neill *et al.*, 1997).

- Mapa con puntos de distintos tonos de gris identificando sitios según el valor del índice RQI (González del Tánago & García de Jalón, 2011).

6. Los índices deben pensarse como herramientas que pueden ser utilizadas por personas poco especializadas en la temática ambiental. Por lo tanto, los protocolos deben ser claros y de fácil interpretación. Por ejemplo, son de gran ayuda las grillas para completar acompañadas de figuras explicativas (Parsons *et al.,* 2002; González del Tánago & García de Jalón, 2011).

7. Se ha destacado que la diversidad de índices utilizados reduce la capacidad de realizar comparaciones entre distintos lugares. Por lo tanto, surge la necesidad de unificar el uso de índices para un mismo compartimento del ecosistema, así como la metodología a utilizar para el muestreo y determinaciones, entre los distintos grupos de trabajo (de Cabo & Arreghini, 2016).

8. La validación y/o modificación de los distintos índices debe realizarse incorporando nuevas cuencas y teniendo en cuenta otros factores de variabilidad como formaciones vegetales, variaciones latitudinales, aportes laterales y presiones antrópicas (Acosta *et al.,* 2009).

Basílico *et al*. (2015) sugieren el uso conjunto de índices de calidad de agua e índices de calidad de ribera, pues cada índice brinda información complementaria; para la región pampeana, mientras que el ICAP (Índice de Calidad de Aguas Pampeanas) informa no sólo sobre el tramo bajo estudio sino de los impactos aguas arriba (conectividad longitudinal), el ICRP (Índice de calidad de riberas pampeanas) pone de relieve la conectividad lateral al incorporar información de la ribera y de los ambientes terrestres adyacentes.

Ejemplos de aplicación

ICRP (Índice de Calidad de Riberas Pampeanas)

El ICRP fue elaborado por Basílico *et al*. (2015) a partir del Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBRp) propuesto por Kutschker *et al*. (2009).

El ICRP asigna un valor numérico entre 0 y 100 puntos a cada ribera de un tramo de río o arroyo seleccionado, en cada fecha evaluada. Estos valores numéricos se corresponden con rangos de calidad desde riberas de "calidad pésima" (ICRP = 0) hasta las que exhiben un "estado natural" (ICRP = 100). Las principales modificaciones con respecto al índice QBRp consisten en la adaptación de los valores asignados a las características de la vegetación de la ecorregión pampeana y en la evaluación, no sólo de la calidad de la ribera (parte A del índice) sino también de las características del territorio adyacente a ésta (parte B). En la parte A se evalúan el grado de cubierta de la zona de ribera, la estructura y la calidad de la cubierta y el grado de naturalidad del canal fluvial. En la parte B los criterios evaluados son el tipo de suelo y la topografía, el uso del suelo adyacente a la ribera y los aportes laterales de agua que recibe el tramo bajo estudio. Cada criterio comprendido en las partes A y B del ICRP es evaluado de manera independiente y se asigna un valor de acuerdo a lo observado en el campo. Por ejemplo, el criterio "Uso del suelo adyacente a la ribera", incluido en la parte B, asigna el puntaje más elevado (27 puntos) si el terreno es un área protegida municipal, provincial, nacional o privada en buen estado, mientras que el puntaje más bajo (7 puntos) corresponde al uso industrial. Para obtener el valor del ICRP de cada ribera de un tramo bajo estudio, es necesario obtener los resultados parciales de las partes A y B y promediarlos. También pueden promediarse los valores de ambas riberas para caracterizar y obtener un valor representativo del tramo en cada relevamiento.

El ICRP fue aplicado por Basílico *et al.* (2015) en distintos tramos de los arroyos Durazno y La Choza de la cuenca alta del río Reconquista. Los valores del ICRP, como promedio de ambas riberas, variaron entre 40 puntos (mala calidad) y 74 puntos (buena calidad). Los valores más bajos del ICRP se obtuvieron en un tramo del arroyo La Choza cercano a un área industrial, mientras que los valores más altos correspondieron a tramos en los que la vegetación de ambas riberas fue predominantemente nativa. Otras fuentes de variación entre tramos fueron el uso del terreno adyacente a las riberas y la presencia de estructuras transversales al cauce, por ejemplo un puente. Los autores no obtuvieron diferencias notorias entre distintas fechas para el mismo tramo en ninguno de los seis tramos evaluados, mientras que las principales diferencias entre riberas del mismo tramo estuvieron asociadas a la existencia de canales que aportaban efluentes industriales y a la presencia de la especie exótica invasora *Gleditsia triacanthos* en una de las riberas pero no en la otra.

Las principales ventajas del uso del ICRP son su facilidad de aplicación y cálculo y la incorporación de información relativa al territorio adyacente a las riberas. Ambas características resultan interesantes para los organismos de control y gestión de cuencas hidrológicas.

ICRUM (Índice de Calidad de Ribera de Usos Múltiples)

Melignani (2017) elaboró un índice de calidad de ribera que contempla tanto atributos abióticos (características físicas e impactos antrópicos de la zona riparia) como bióticos (abundancia, composición y estructura de la vegetación), fácilmente aplicable, sin grandes requerimientos de herramientas, materiales de muestreo o conocimientos taxonómicos (Anexo 2). El ICRUM se basó en tres índices existentes: índice RQI –Riparian

Quality Index– (González del Tánago & García de Jalón, 2006; González del Tánago & García de Jalón, 2011); índice QBR –Qualitat del Bosc de Ribera– (Munné *et al,*. 2003) y AusRivAS –Australian River Assessment System– (Parsons *et al.*, 2002; Parsons *et al*. 2004). Los parámetros seleccionados para conformar el ICRUM fueron modificados de manera de ajustarlos a la situación de las cuencas urbanas y periurbanas de la llanura pampeana.

Dado que cada tramo de río presenta condiciones de referencia distintas en sus riberas, la valoración de cada atributo se llevó a cabo atendiendo a las características propias de cada tramo fluvial. En esta valoración, las condiciones óptimas o de mayor valor ecológico se refieren a las más naturales o de mayor similitud con las definidas como "de referencia": gran extensión de la llanura de inundación; composición y estructura de las comunidades vegetales en equilibrio dinámico con las condiciones hidromorfológicas; y por último, máxima conectividad del cauce principal con los restantes elementos del sistema fluvial. En condiciones opuestas, la degradación de las riberas se refleja en la disminución de las dimensiones del espacio ripario, la falta de heterogeneidad física, la reducción de la dinámica hidromorfológica, cambios en la composición y estructura de la vegetación primitiva, y pérdida de la conectividad del cauce con la llanura de inundación, sumado al exceso de presión antrópica.

En cada sitio de muestreo se definieron dos áreas correspondiendo a cada margen de 5000 m^2. Se consideraron 28 parámetros con su respectiva valoración. Se contempló: ancho y conectividad del espacio ripario, cobertura vegetal, relación especies nativas/exóticas, uso del suelo, disturbios. Conforme al rango teórico de puntajes posibles de obtener aplicando el ICRUM (31 a 106), se obtuvieron los rangos divididos en cuartiles (31–49,75; 49,76–68,50; 68,51–87,25 y 87,26–106) (Gualdoni *et al.,* 2011). A cada rango se le asignó una valoración subjetiva: ***Mala*** (31,00–49,75), ***Regular*** (49,76–68,50), ***Buena*** (68,51–87,25) y ***Muy Buena*** (87,26–106,00), que representó el estado de calidad de ribera del sitio relevado.

Se aplicó ICRUM a 88 sitios en el Noreste de la Provincia de Buenos Aires, comprendiendo la cuenca Matanza-Riachuelo, sector Norte del frente estuarial del Río de la Plata desde el partido de Tigre hasta CABA, un tramo alto del río Reconquista y un tramo bajo del arroyo Buñirigo. Los mayores valores, que corresponden a los sitios de mejor calidad, se obtuvieron en 4 de los 13 sitios de referencia (uno en la cuenca alta del Matanza-Riachuelo, dos en cuenca Reconquista y uno en arroyo Buñirigo), uno en un sitio de la cuenca alta y el resto en el sector de la costa del Río de la Plata donde se ubica la Reserva Ecológica Costanera Sur. Los menores valores, que corresponden a los sitios de peor calidad, se obtuvieron en la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo. A partir de la confección del ICRUM y los resultados obtenidos a través de su aplicación para la valoración de riberas de cuencas urbanas y periurbanas de llanura se detectó una tendencia al deterioro en los tramos bajos (cuenca baja del río Matanza-Riachuelo y parte del frente estuarial). Esta situación fue producto de la presión de urbanización de un espacio ribereño estrecho y modificado por impermeabilización de riberas y estructuras de contención frente a las inundaciones, la consecuente pérdida de conectividad y rectificación del canal. Además, la escasa vegetación, y las múltiples estructuras y vías de acceso, la actividad industrial con descarga de efluentes, la mala calidad visual del agua dentro de una matriz urbana densa y muchas veces precaria, y la ausencia de áreas protegidas o reservas naturales redundó en el deterioro de la cuenca baja. En los tramos altos (cuenca alta y media del río Matanza-Riachuelo) el deterioro ambiental fue menor pero se evidenció el avance de plantas exóticas, en particular herbáceas, y la ausencia de áreas protegidas o reservas naturales. También las riberas intervenidas, principalmente por acumulación de tierra o mayor pendiente por profundización del canal. Los sitios considerados de referencia se encontraron con mejor calidad ambiental riparia en general que el resto. Sin embargo, muchos de ellos perdieron su condición de referentes ya que se vieron afectados por distintos impactos antrópicos evidentes en el avance de vegetación exótica y en las modificaciones de las riberas.

El ICRUM ha resultado un índice apropiado para evaluar la calidad de ribera en cuencas urbanas y periurbanas de llanura en un gradiente de urbanización urbano-rural. Tiene buen potencial para ser aplicado como herramienta de valoración y gestión ambiental de cuencas, resultando sencillo y rápido de aplicar, de bajo costo y relativamente poco conocimiento técnico.

Problemas de aplicación

Para la región pampeana existe poca información sobre áreas de referencia, o de condiciones de mínimo impacto antrópico. Por lo tanto, surge la necesidad de elaborar una base de datos para la región que contemple las líneas de base de los distintos compartimentos del sistema (agua, sedimento, biota).

La información que brindan los índices de calidad de ribera puede complementarse con la de índices de calidad de agua y otros índices que contemplen otros indicadores bióticos distintos de la vegetación para brindar un panorama integral sobre la calidad ambiental de los ríos y permitan además la evaluación de estrategias de remediación y rehabilitación y/o restauración (en caso de poder llegar a las condiciones previas al disturbio, comprendiendo aspectos estructurales y funcionales) ecológica de tramos deteriorados por distintas actividades humanas.

Otro de los problemas que surgen en la implementación de índices es la necesidad de contar con información en distintas situaciones climáticas e hidrológicas, lo cual implica un período de al menos un año, antes de llegar a obtener resultados integrales.

Es aconsejable la aplicación de índices de calidad de riberas, tales como ICR, IHRUP, ICRUM e ICRP para la región pampeana ya que están adaptados a las características de los sistemas acuáticos en estudio, son de sencilla y rápida implementación y permiten detectar, monitorear y gestionar riesgos asociados a la modificación del ambiente ribereño.

Consideraciones finales

Los índices de calidad de ribera son herramientas que permiten una rápida detección de cambios asociados al uso del suelo que modifican las condiciones de referencia, alterando las funciones y servicios ecosistémicos brindados por el espacio ripario. Los principales índices de calidad de ribera aplicados en la Argentina (Fig. 1) tienen en cuenta la geomorfología del canal, los impactos antrópicos y las características de la vegetación riparia. Estos atributos son fácilmente medibles, no requieren herramientas costosas ni sofisticadas, ni conocimientos taxonómicos, pudiendo ser aplicados por personal no especializado como propietarios de tierras por donde pasan ríos o arroyos, voluntarios del público en general, empleados de organismos oficiales, que hayan recibido una breve explicación por parte del especialista.

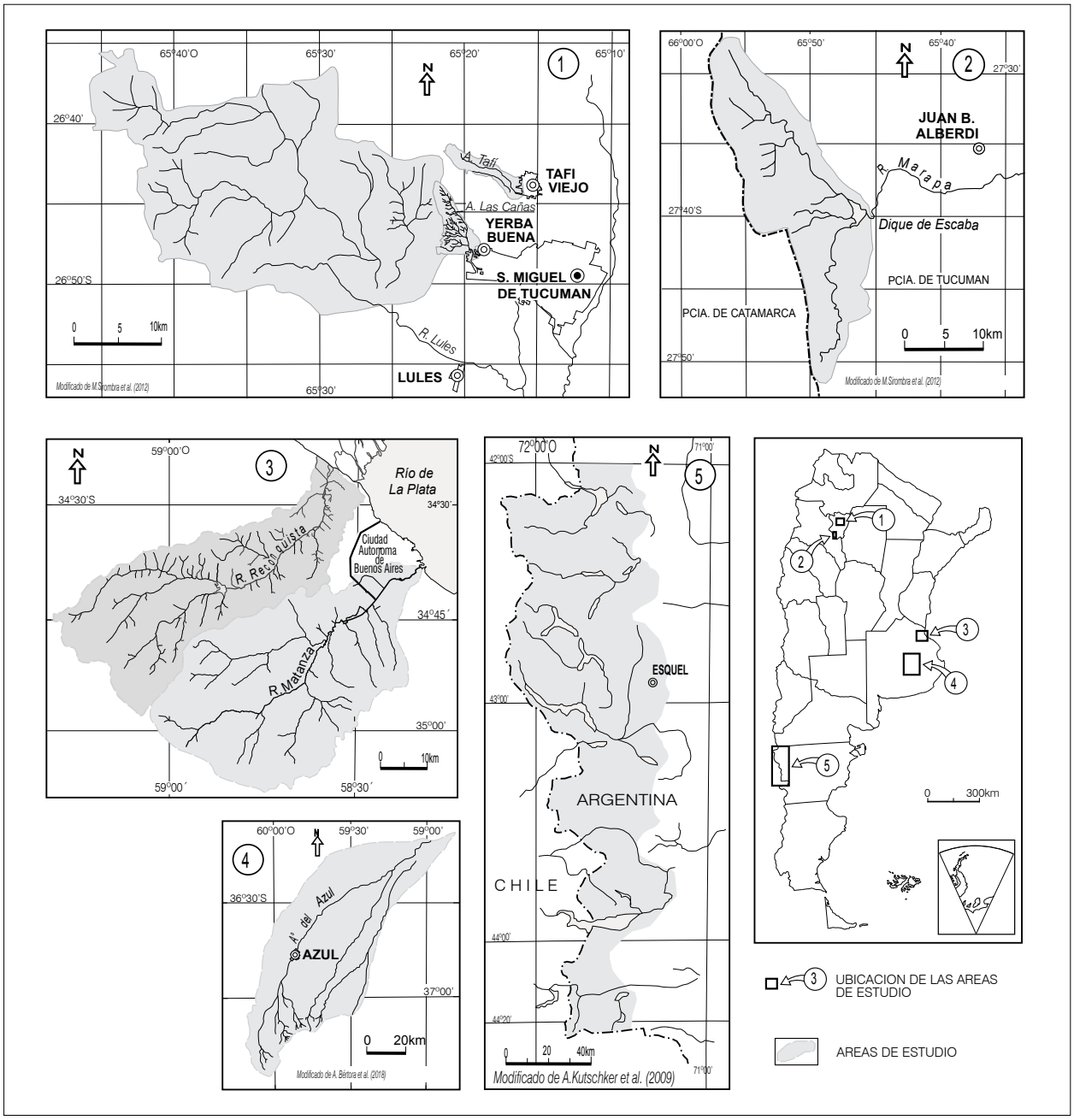


Figura 1: Ubicación de las áreas de aplicación de índices de calidad de ribera en la Argentina.

Anexo 1. Guía para el cálculo del Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP), (Basílico *et al*., 2015).

Parte A: ribera.

Criterio	Puntuación
a) Grado de cubierta de la zona de ribera (puntuación entre 0 y 25)	
> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	20
50-80 % de cubierta vegetal	15
10-50 % de cubierta vegetal	10
< 10 % de cubierta vegetal	5
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es total	(+5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es superior al 50 %	(+2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es entre 25-50 %	(-2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es inferior al 25 %	(-5)
b) Estructura de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Cobertura de hierbas palustres (hp) superior al 90 % de la superficie	25
Cobertura de hp entre 75-90 % de la superficie	18
Cobertura de hp entre 50-75 % de la superficie	15
Cobertura de hp entre 25-50% de la superficie y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	15
Cobertura de hp inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10-25 %	10
Sin hp por debajo del 10 %	5
c) Calidad de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Sólo existen especies vegetales autóctonas	15
Predominan las especies autóctonas pero existen individuos de especies no arbóreas exóticas	10
Sin especies autóctonas	5
Si hay árboles nativos	(+5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre 50-75 % de la longitud del tramo	(+2,5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más del 75 % de la longitud del tramo	(+5)
Si hay de 0-50 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-2)
Si hay de 50-100 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-5)
d) Grado de naturalidad del canal fluvial (puntuación entre 0 y 25)	
El canal del río no está modificado	25
Modificaciones de las terrazas adyacentes sin reducción del canal	20
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	15
Signos de alteración y estructuras que modifican el canal	10
Estructuras transversales	5
Río canalizado en la totalidad del tramo	0
Puntuación total (A) (suma de los puntajes a, b, c y d)	

►

▶ **Anexo 1.**

Parte B: terreno adyacente a la ribera.

Criterio	Puntuación
a) Tipo de suelo y topografía	
Suelos permeables y baja pendiente (1-10%)	27
Suelos permeables y pendientes moderadas (>10%)	20
Suelos impermeables y baja pendiente	13
Suelos impermeables y pendientes moderadas	7
Zonas de almacenamiento transitorio de agua	(+6)
Relieve plano (<1%)	(-6)
b) Uso del suelo adyacente a la ribera	
Área protegida municipal, provincial o nacional	27
Lotes baldíos sin ganadería o ganadería extensiva	20
Cultivos o ganadería intensiva	16
Urbanización	13
Industrial	7
Si hay 50 % o más de superficie destinada a espacios verdes públicos	(+6)
Si hay menos de 50% de superficie destinada a espacios verdes públicos	(-6)
c) Aportes laterales	
Ausencia de afluentes o canales	34
Canales de drenaje local o afluentes intermitentes	27
Canales pluviales	20
Canales combinados (pluviales+cloacales)	13
Canales cloacales o industriales	7
Descarga directa	0
Puntuación total (B) (suma de los puntajes a, b y c)	

Anexo 2. Parámetros que conforman el Índice de Calidad de Ribera de Usos Múltiples (ICRUM) y su valoración categórica. Referencias: R/A = ríos o arroyos; FE = frente estuarial; P = pastizal; B = bosque de ribera. Categorías 1 y 2 = valoración negativa; categorías 3 y 4 = valoración positiva (excepto parámetros 3, 6 y 7 con categoría 3 negativa) (Melignani 2017).

			Categorías			
	Parámetro		**1**	**2**	**3**	**4**
1	Ancho del espacio ripario con vegetación asociada	R/A FE	0 a 0,5 0 a 25 m	0,6 a 1 26 a 50 m	1,1 a 2 51 a 100 m	> 2 > 100 m
2	Conectividad entre el curso de agua y el ecosistema ripario adyacente		0 a 25%	26 a 50%	51 a 75%	76 a 100%
3	Características de las riberas		Impermeable / ocupada	Socavadas / erosionadas	Montículos / rellenada / empinada	Apariencia natural
4	Características del canal		Impermeabilizado / canalizado / rectificado	-	-	Apariencia natural
5	Continuidad del cauce		Interrumpido	-	-	Continuo
6	Cobertura vegetal general		0 a 25%	26 a 50%	51 a 75%	76 a 100%
7	Suelo desnudo		76 a 100%	51 a 75%	26 a 50%	0 a 25%
8	Plantas flotantes libres		Ausencia	-	-	Presencia
9	Plantas palustres		0 a 25%	26 a 50%	51 a 75%	76 a 100%
10	Herbáceas nativas	P B	0 a 25% 76 a 100%	26 a 50% 51 a 75%	51 a 75% 26 a 50%	76 a 100% 0 a 25%
11	Herbáceas exóticas		76 a 100%	51 a 75%	26 a 50%	0 a 25%
12	Plantas leñosas nativas	P B	76 a 100% 0 a 25%	51 a 75% 26 a 50%	26 a 50% 51 a 75%	0 a 25% 76 a 100%
13	Plantas leñosas exóticas		76 a 100%	51 a 75%	26 a 50%	0 a 25%
14	Relación plantas palustres (nativas)/ Herbáceas nativas		≤ 1	1,1 a 2	> 2	-
15	Relación herbáceas nativas/exóticas		< 1	1	1,1 a 3	> 3
16	Relación plantas leñosas nativas/ exóticas	P B	≤ 1 < 1	1,1 a 2 1	> 2 1,1 a 3	 > 3
17	Relación plantas leñosas nativas/ exóticas invasoras		≤ 1	1,1 a 2	> 2	-
18	Estructuras y vías de acceso humano al curso de agua y sus riberas		Puentes / muelles / caminos impermeables	Caminos permeables	Ninguno aparente	-
19	Basura		Abundante	Esparcida / escasa	Ausencia	-
20	Descargas de efluentes		Presencia	-	-	Ausencia
21	Características organolépticas del agua		Olor / materia fecal / espuma	-	-	Apariencia natural
22	Dragado del sedimento		Presencia	-	-	Ausencia
23	Agricultura		-	Presencia	-	Ausencia
24	Ganadería		-	Presencia	-	Ausencia

▶ **Anexo 2.**

	Parámetro	Categorías			
		1	**2**	**3**	**4**
25	Industria	Procesos / extractiva	Depósitos	Ausencia	-
26	Área urbana	Asentamiento precario / urbano denso	Suburbano / Periurbano	Periurbano laxo / Asociado a rural	-
27	Área recreativa	-	Presencia	-	Ausencia
28	Área protegida o reserva natural	Ausencia	-	-	Presencia

El valor del ICRUM para cada sitio se calculó con la siguiente ecuación:

$$ICRUM_x = \frac{\sum_{i=1}^{n} d_{n_x} + \sum_{i=1}^{n} z_{n_x}}{2}$$

donde $ICRUM_x$ corresponde al valor del índice para el sitio *x*, *n* corresponde al número de parámetros del ICRUM, d_{nx} corresponde al puntaje del parámetro *n* en la margen derecha del sitio *x* y z_{nx} corresponde al puntaje del parámetro *n* en la margen izquierda del sitio *x*.

Bibliografía

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M. y 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. *Limnetica,* 28:35–64.

Aguiar, F.C., Feio, M.J. & M.T. Ferreira. 2011. Choosing the best method for stream bioassessment using macrophyte communities: Indices and predictive models. *Ecol Indic,* 11:379–388 . doi: 10.1016/j.ecolind.2010.06.006.

Basílico, G. O. 2014. *Evaluación del impacto de ingresos puntuales de contaminantes en arroyos de llanura y pautas para su remediación* (Tesis Doctoral. Universidad Nacional de General Sarmiento).

Basílico, G.O., De Cabo. L. y A. Faggi. 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Rev del Mus Argentino Ciencias Nat,* 17:119–134.

Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments: A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Cambridge.

Cochero, J., Cortelezzi, A., Jensen, R., Tarda, A. y N. Gómez. 2014. Un índice para evaluar la calidad del hábitat de arroyos urbanos pampeanos. 6° Congreso Argentino de Limnología, La Plata. *Biol Acuática*, 29:132.

Cochero, J., Cortelezzi, A., Tarda, A.S., Gómez, N., Santiago Tarda, A. & N. Gómez. 2016. An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecol Indic,* 71:134–144 . doi: 10.1016/j.ecolind.2016.06.058.

de Cabo, L., y S. Arreghini. 2016. Aportes para la construcción de índices e indicadores de calidad del agua para la región pampeana. En: Volpedo. A., de Cabo, L.I. y Arreghini, S. (eds). *Ecología y manejo de ecosistemas ccuáticos pampeanos.* VIII EMEAP. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: 145–154.

Dixon, I., Douglas, M., Dowe, J., Burrows, D. & S. Townsend. 2005. A rapid method for assessing the condition of riparian zones in the wet/dry tropics of Northern Australia. In: Rutherfurd, I.D., Wiszniewski, I., Askey-Doran, M. & R. Glazik, (eds): 4th Australian Stream Management Conference. Launceston, Tasmania: 173–178.

Feijoó, C., Gantes, P., Giorgi, A., Rosso, J. y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biol acuática,* 27:113–128.

Forest Service US. 1992. *Integrated riparian evaluation guide: Intermountain Region. Ogden, Utah*. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Intermountain Region., Ogden, Utah.

Fry, J., Steiner, F.R. & D.M. Green. 1994. Riparian evaluation and site assessment in Arizona. Landsc Urban Plan, 28:179–199.

Giorgi, A. y C. Feijoó. 2016. Indicadores de salud de los ríos: Necesidad de un acuerdo en su aplicación y difusión. En: Volpedo, A. V., de Cabo, L., Arreghini, S. y Fernández Cirelli, A. (eds) *Ecología y manejo de ecosistemas acuáticos pampeanos.* VIII EMEAP. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: 125–130.

Gómez, N. y J. Cochero. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecol Austral,* 23:18–26.

González del Tánago, M. & D. García de Jalón. 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica,* 30:235–254.

González del Tánago, M. y D. García de Jalón. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ing Civ*, 143:97–108.

Gualdoni, C.M., Duarte, C.A. y E .A. Medeot. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecol austral*, 21:149–162.

Jansen, A., Robertson, A., Thompson, L., Wilson, A. & R. Watts. 2007. *Rapid Appraisal of Riparian Condition, Technical Guideline for the wool-growing districts of Tasmania.* Canberra, Australia.

Kleynhans, C.J., Mackenzie, J. & M.D. Louw. 2007. River Ecoclassification - Manual for EcoStatus determination (Version 2) - Module F: Riparian Vegetation Response Assessment Index (VEGRAI).

Kutschker, A., Brand, C. & M.L. Miserendino. 2009. Quality assessment of riparian corridors in streams of northwest Chubut affected by different land use [Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del N.O. del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra]. *Ecol Austral*, 19:19–34.

Melignani, E. 2017. *Pautas para la remediación y recuperación de áreas sujetas a contaminación mixta de cuencas urbanas y periurbanas de llanura.* Tesis doctoral Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada N., & M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquat Conserv Mar Freshw *Ecosyst,* 13:147–163.

Munné, A., Solá, C. y N. Prat. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnol del Agua,* 175:20–37.

Naiman, R.J., Decamps, H. & M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol Appl,* 3:209–212.

Nelson, S.M. & D.C. Andersen. 1994. An Assessment of Riparian Environmental Quality by Using Butterflies and Disturbance Susceptibility Scores. *Southwest Nat*, 39:137. doi: 10.2307/3672237.

O'Neill R V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L. & W.S. Baillargeon. 1997. Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale: Using landscape indicators to assess biotic diversity, watershed integrity, and landscape stability. *Bioscience*, 47:513–519.

Parsons, M., Thoms, M. & R. Norris. 2002. Australian river assessment system: AusRivAS physical assessment protocol. Monit river Heal Initiat Tech Rep.

Parsons, M., Thoms, M.C. & R.H. Norris. 2004. Development of a standardised approach to river habitat assessment in Australia. *Environ Monit Assess*, 98:109–130.

Prichard, D., Anderson, J., Correll, C., Fogg, J., Gebhardt, K., Krapf, R., Leopnard, S., Mitchell, B. & J. Staats. 1998. *A user guide to assessing proper functioning condition under the supporting sciences for lotic areas.* Denver, Colorado.

Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F. & M. Bussettini. 2013. A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180–181:96–108 . doi: 10.1016/j.geomorph.2012.09.009.

Rohde, S., Hostmann, M., Peter, A. & K.C. Ewald. 2006. Room for rivers: An integrative search strategy for floodplain restoration. *Landsc Urban Plan*, 78:50–70 . doi: 10.1016/j.landurbplan.2005.05.006.

Saint-Jacques, N. & A. Richard. 1998. *Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine: Application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique.* Québec, Canada.

Santolini, R., Morri, E., Pasini, G., Giovagnoli, G., Morolli, C. & G. Salmoiraghi. 2015. Assessing the quality of riparian areas: the case of River Ecosystem Quality Index applied to the Marecchia river (Italy). *Int. Journal of Rivers Basin Management,* 13:1–16 . doi: 10.1080/15715124.2014.945091.

Schroeder, R.L. & A.W. Allan. 1992. A*ssessment of Habitat of Wildlife Communities on the Snake River, Jackson, Wyoming.* U.S. Geological Survey, Washington, D.C.

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

Troitiño, E., Costa, M.C., Ferrari, L. y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. En: Actas del I Congreso de Hidrología de Llanuras. Azul: 1256–1263.

Ward, T.A., Tate, K.W. & E.R. Atwill. 2003. *Visual Assessment of Riparian Health.* Oakland, California.

Winward, A.H. 2000. *Monitoring the Vegetation Resources in Riparian Areas.* The Author. Ogden, UT.

Los indicadores biológicos

Nora Gómez
Eduardo Domínguez
Alberto Rodrigues Capítulo
Hugo R. Fernández

Los indicadores biológicos

Nora Gómez, Eduardo Domínguez,
Alberto Rodrigues Capítulo y Hugo R. Fernández

Resumen

Los indicadores biológicos sintetizan información del medio que habitan, por lo tanto su aporte al diagnóstico de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos resulta un complemento indispensable de otros tipos de mediciones como las que brindan los parámetros físico-químicos. Su uso como biomonitores puede ser considerado, además de una herramienta de evaluación ambiental, un potente medio de comunicación. En este capítulo se expone el empleo de distintos niveles de organización biológica que se pueden utilizar para evaluar las consecuencias de un impacto natural o antropogénico en un cuerpo de agua. Se presentan desde indicadores de cambios moleculares y bioquímicos hasta los que involucran la estructura y funcionamiento del ecosistema. Se exponen las ventajas y desventajas del uso de los principales grupos de organismos acuáticos que se pueden emplear en el monitoreo, los principales métodos de evaluación biológica y las escalas temporales en el empleo de indicadores biológicos

Palabras clave: Biomonitoreo, calidad del agua, evaluación biológica, índices bióticos.

Abstract

Biological indicators synthesize information of the environment they inhabit. Therefore, their contribution to the diagnosis of the environmental quality of aquatic ecosystems is an indispensable complement of other types of measurements such as the physico-chemical ones. The use of biomonitors can be considered as a potent tool for environmental assessment and a powerful means of communication. In this chapter the use of indicators of molecular and biochemical changes to those that involve the structure and functioning of the ecosystem are described. The advantages and disadvantages of the use of the main groups of aquatic organisms that can be used in monitoring, the main biological assessment methods and the time scales in the use of biological indicators are exposed.

***Keywords*:** *Biomonitoring, water quality, biological assessment, biotic index.*

Introducción

El ambiente está expuesto a cambios rápidos y frecuentes, enfrentándose a un número cada vez mayor de contaminantes, algunos incluso desconocidos, que se combinan con el cambio climático y con la pérdida de biodiversidad para amenazar a casi todos los ecosistemas del mundo. Este complejo sistema de interacciones e interrelaciones requieren intensificar los esfuerzos para procesar y proporcionar información integrada sobre el estado de la calidad ambiental. En este contexto los indicadores biológicos son reconocidos, por su capacidad de sintetizar información del medio en el que se encuentran, como excelentes herramientas para la gestión y la comunicación dado que proporcionan información única y complementaria de otros tipos de mediciones como las que proveen los parámetros físico-químicos. El monitoreo es definido como un proceso de vigilancia que busca asegurar que las condiciones de control de calidad están siendo alcanzadas. La vigilancia es una búsqueda sistemática y ordenada de toma de datos, con métodos estándares y procedimientos que permiten realizar comparaciones entre regiones (Cairns, 2002). De este modo, el biomonitoreo es estrictamente reservado para procesos de monitoreo que involucren organismos vivos.

En los ecosistemas acuáticos es posible reconocer una gran variedad de hábitats que albergan una rica diversidad de organismos, los cuales, a través de su existencia en un espacio y tiempo, son capaces de desarrollar estrategias para adaptarse a los distintos factores ambientales, detectando permanentemente lo que ocurre en su entorno, constituyéndose así en bioindicadores (Margalef, 1983). Si bien se pueden reconocer muchos indicadores biológicos o bioindicadores en los ecosistemas acuáticos no todos reúnen las condiciones para ser considerados biomonitores, para lo cual se requiere que puedan proveer información de carácter cuantitativo sobre la calidad del ambiente, pudiendo emplearse para tal fin un organismo, una parte del mismo o bien una comunidad de organismos (Markert *et al*., 2003). Se pueden utilizar distintos niveles de organización para evaluar las consecuencias de un impacto en un cuerpo de agua, desde el subcelular hasta el de ecosistema, analizando desde cambios moleculares y bioquímicos hasta cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Fig.1).

La selección de los niveles de organización a definir frente a un impacto sobre el ambiente dependerá de la escala de respuesta que se busque. Se pueden encontrar desde respuestas inmediatas hasta las que requieren años o décadas en manifestarse. (Fig.2).

El uso de organismos como indicadores biológicos para detectar cambios ambientales en los ecosistemas acuáticos tiene varias ventajas, entre las más importantes se destacan:

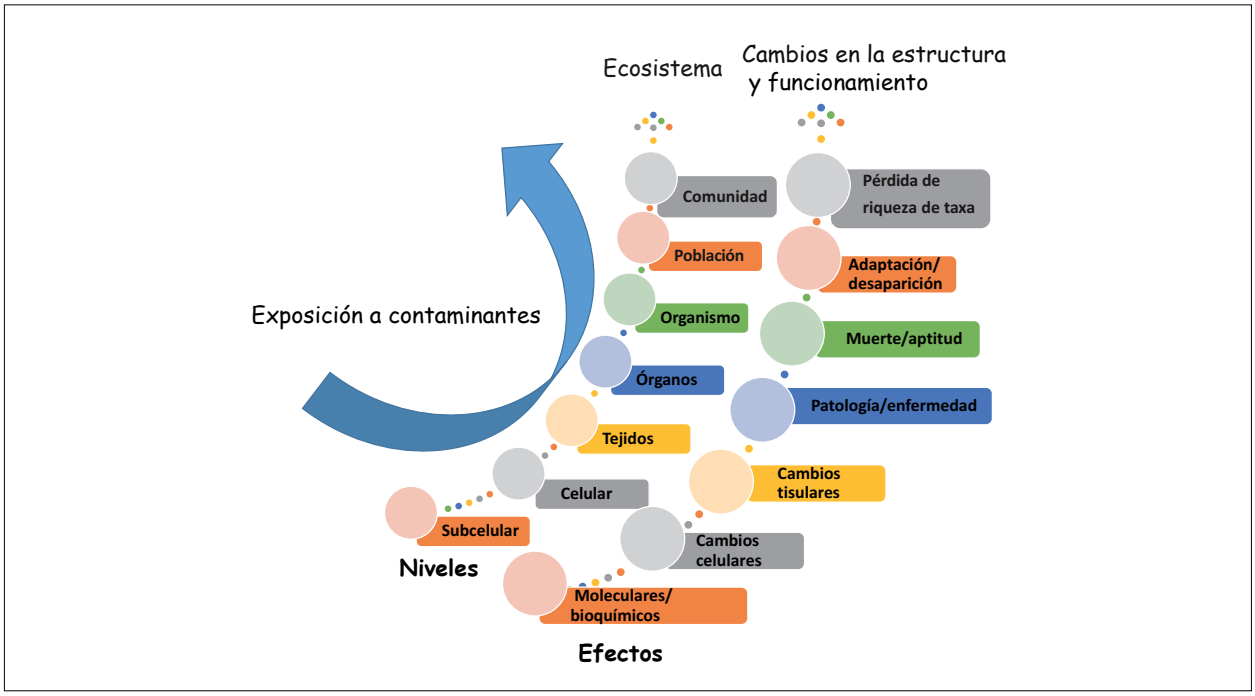


Figura 1: Niveles de organización y efectos que se pueden observar en la biota como consecuencias de un impacto ambiental antropogénico en los ecosistemas acuáticos.

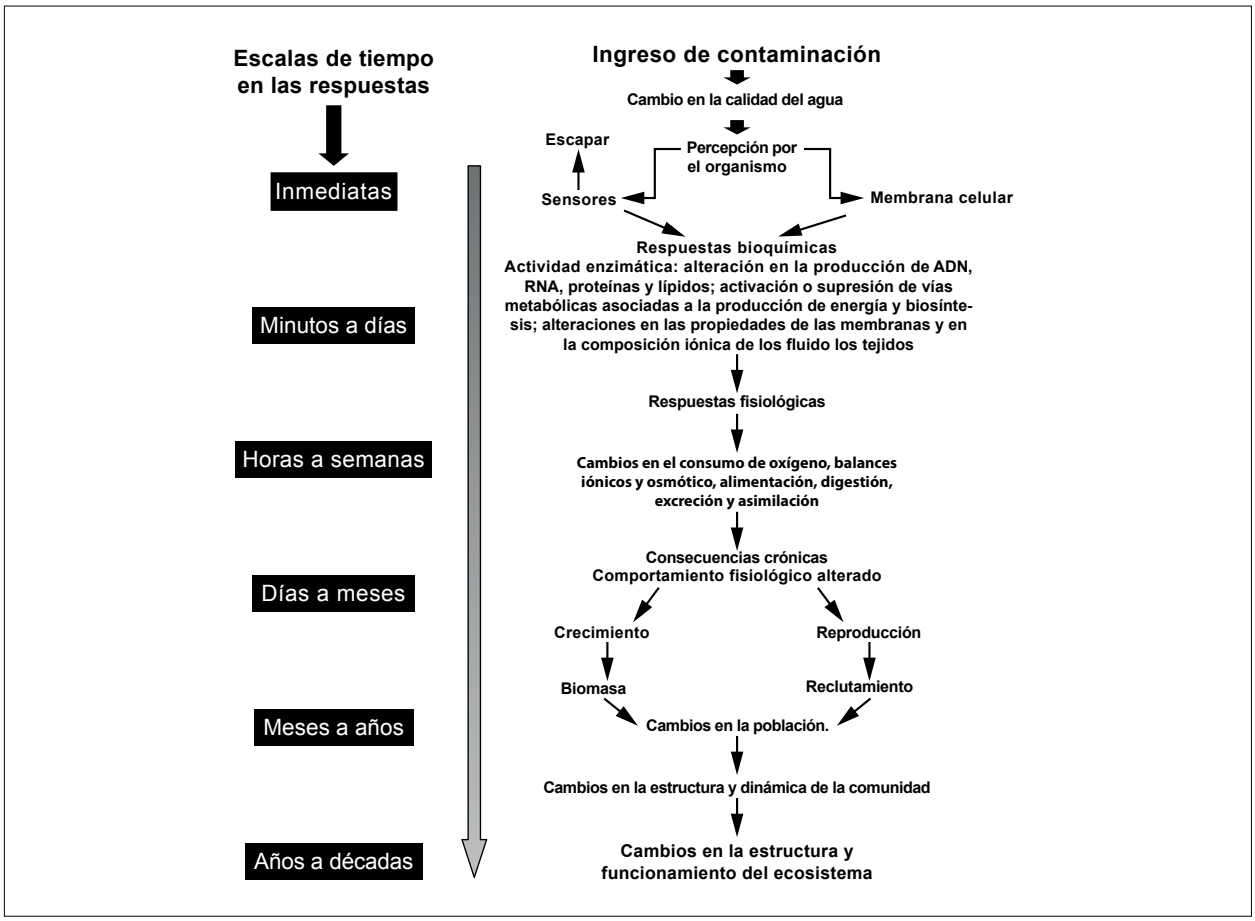


Figura 2: Sucesión de cambios esperados en la biota frente a una perturbación en un ecosistema acuáticos (modificado de Vernberg, & Vernberg, 1981).

I. Las poblaciones de organismos que se hallan en la naturaleza reúnen información que los análisis físico-químicos no detectan, en tal sentido las especies y comunidades bióticas responden a efectos acumulativos intermitentes, que en un muestreo de variables químicas o físicas pueden pasar inadvertidos.

II. La vigilancia biológica evita la determinación regular de un número excesivo de parámetros físicos y químicos, ya que en los organismos se sintetizan o confluyen una buena parte de la información aportada por aquellas variables.

III. Los indicadores biológicos permiten detectar la aparición de elementos contaminantes nuevos o insospechados, incluso en bajas concentraciones, ya que muchas sustancias se acumulan en el cuerpo de ciertos organismos (bioacumulación) y por lo tanto analizar estas concentraciones en esos indicadores puede reflejar el nivel de contaminación ambiental.

IV. Como resulta imposible extraer muestras de toda la biota acuática, la selección de algunas pocas especies indicadoras simplifica y reduce los costos de la valoración sobre el estado del ecosistema, favoreciendo la captura de información pertinente y desechando así una cantidad de datos difíciles de manejar e interpretar.

Existen una gran diversidad de organismos que se pueden emplear en los diagnósticos ambientales y para la selección de estos se deben considerar las ventajas y desventajas que presentan (Tabla 1).

Tabla 1. Principales grupos de organismos acuáticos empleados como indicadores biológicos, ventajas y desventajas de su empleo, extraído de UNESCO-WHO-UNEP (1996).

	Ventajas	**Desventajas**
Bacterias	Metodología de rutina bien desarrollada. Rápida respuesta a los cambios ambientales, incluida la contaminación. Indicadores de contaminación fecal. Facilidad para obtener las muestras.	Las poblaciones se recuperan rápidamente de la contaminación intermitente. Se requiere equipamiento especializado para el procesamiento de las muestras.
Protozoos	Son conocidos los valores de tolerancia a la contaminación con materia orgánica. Facilidad para obtener las muestras.	Se requiere un buen conocimiento taxonómico.
Algas	Las tolerancias a la contaminación están bien documentadas en la bibliografía. Indicadores útiles de eutrofización y aumento de la turbidez.	Se requiere de un buen conocimiento taxonómico. Pueden presentarse algunos problemas vinculados con la forma de colectar las muestras.
Macroinvertebrados	Diversidad de formas y hábitos. Muchas de las especies son sedentarias. Ciclos de vida largos que facilitan la interpretación de los efectos de contaminación en períodos prolongados. Muestreo cualitativo fácil y sencillo. Se dispone de buenas claves taxonómicas.	El muestreo cuantitativo es difícil. El tipo de sustrato y la preferencia de algunas especies sobre otras condicionan la extracción de la muestra. Las especies pueden derivar con el movimiento del agua. Se deben conocer los ciclos de vida para interpretar la ausencia de especies.
Macrófitas	Especies generalmente arraigadas. Facilidad para visualizarlas e identificarlas. Buenas indicadoras del enriquecimiento con nutrientes y sólidos suspendidos.	Las respuestas a la contaminación pueden ser ambiguas. A menudo toleran la contaminación intermitente. Alta dependencia de la estacionalidad.
Peces	Métodos de muestreo bien desarrollados. Respuestas fisiológicas inmediatas. Pueden indicar cambios en la cadena alimentaria. Facilidad para identificarlos.	Las especies pueden movilizarse para evitar la contaminación.

Métodos de evaluación con indicadores biológicos

Cuando se produce el ingreso de un contaminante o acontece otro evento que perturba las condiciones ecológicas de un sistema acuático tanto de origen natural (actividad volcánica, incendios por causas naturales, aludes, sequías, inundaciones, etc.) como de origen antropogénico (ej. dragados, construcción de presas, contaminantes, etc.) se generan una serie de cambios en los organismos y en la composición de las comunidades, cuya magnitud depende del tiempo que dure la perturbación, su intensidad y naturaleza (UNESCO-WHO-UNEP, 1996). A modo de ejemplo, el estudio de los cambios que acontecen en la riqueza de taxa y en el porcentaje de especies sensibles, tolerantes y muy tolerantes a la contaminación en los ensambles de macroinvertebrados y diatomeas bentónicas en cursos de agua expuestos a fuentes de contaminación, permite evaluar el impacto y la capacidad de recuperación del sistema acuático aguas abajo de las mismas (Fig.3). Hasta aquí los impactos antrópicos a los que hacemos referencia son puntuales, es decir, ingreso de contaminantes, dragado en un tramo, etc., separándolos de los impactos de tipo difuso como el aporte de nutrientes o pesticidas de campos de cultivos por escorrentía, vientos, etc. Lo mismo para casos de aportes de sales por uso en carreteras con nieve, o casos de precipitaciones ácidas o metales pesados proveniente de la circulación de vehículos en rutas o en ciudades.

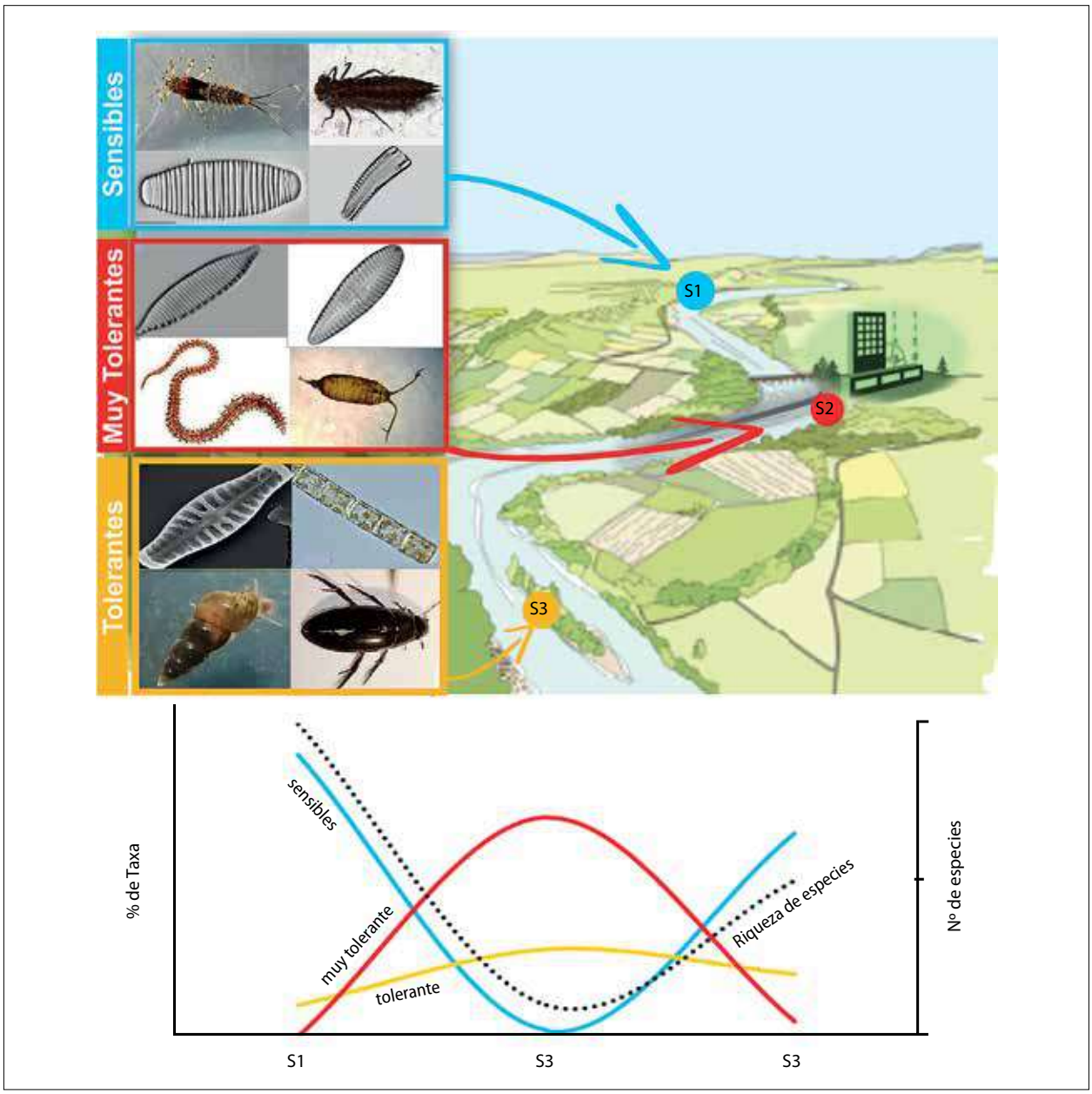


Figura 3: Ejemplo de los cambios en la riqueza de taxa y tolerancia de las diatomeas y macroinvertebrados bentónicos aguas arriba (S1), en el sector afectado por las fuentes de contaminación (S2), y aguas debajo de las mismas (S3).

Desde hace mucho tiempo se usan también las medidas de diversidad clásicas para evaluar un cambio en la comunidad de un sitio o tramo de un cuerpo de agua. De tal forma, tomando en cuenta las distintas respuestas de los organismos a los cambios ambientales se pueden distinguir diferentes métodos para evaluar la calidad biológica del agua tales como: índices de diversidad, de similitud, índices bióticos, enfoques multimétricos y multivariados, grupos funcionales de alimentación, rasgos biológicos, etc. Asimismo, la bioacumulación y las respuestas de los organismos frente a la toxicidad de los contaminantes resultan un componente importante en los programas de monitoreo (Markert et al., 2003).

Los indicadores bióticos necesitan no solo indicar la interacción a largo plazo de varias condiciones ambientales, sino también reaccionar a un cambio repentino de factores importantes.

Existen varias alternativas en la selección de los indicadores para el biomonitoreo, dependiendo del tipo de cuerpo de agua. En el caso de arroyos y ríos, los macroinvertebrados, perifiton o biofilms y peces son los más utilizados, en tanto para lagos, lagunas y grandes ríos el plancton es la comunidad más usada.

Principales métodos de evaluación biológica

Índices bióticos

Entre la amplia diversidad de comunidades o asociaciones de especies que se pueden emplear en un biomonitoreo, los macroinvertebrados y las diatomeas bentónicas son los más utilizados en sistemas fluviales a nivel internacional. Entre las diferentes métricas empleadas para el monitoreo, los índices bióticos son seleccionados frecuentemente en los programas de monitoreo; esto es porque pueden responder mejor a un tipo de contaminación (por ejemplo materia orgánica, nutrientes, etc.), a un tipo de cuerpo de agua (lago, laguna, río etc.) o bien a una tipología particular, por ejemplo ríos de llanura, de montaña, etc.

Al momento de seleccionar un índice biótico para el monitoreo se deben tener en cuenta aspectos relacionados con la topografía, estacionalidad, hidrología y características del hábitat físico. Existen numerosos índices bióticos, muchos de ellos diseñados especialmente para el hemisferio norte (Barbour et al., 1999), que han sido también reportados para el hemisferio sur y particularmente para Sudamérica (Domínguez & Fernández, 1998; Rodrigues Capítulo y Gómez, 2004; Pavé y Marchese, 2005; Silveira et al., 2005; Baptista et al., 2007; Figueroa et al., 2007; Dos Santos et al., 2011; Miserendino, et al., 2016; Roldan-Perez, 2016; etc.). Algunos índices han sido modificados por su practicidad para aplicarlos en otras zonas, como por ejemplo el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) desarrollado para cursos de agua europeos (Armitage et al., 1983) y muy difundido su uso en Sudamérica, pero que muchas veces ha necesitado de adaptaciones para su empleo (por ejemplo Domínguez & Fernández, 1998). La validez de estas modificaciones, basadas en los valores de tolerancia asignados a los organismos, fueron evaluados a nivel mundial por Chang et al., (2014), concluyendo que en general son aceptables, aunque debería desarrollarse un método de asignación de estos valores.

En los casos en los que resultara necesario generar un nuevo índice porque los existentes no se adaptan a las condiciones locales que se pretende evaluar, se deben tener en consideración una serie de pasos. En primer lugar es necesario extraer correctamente la muestra biológica (ej. macroinvertebrados, diatomeas, peces, plancton, etc.) empleando los protocolos correspondientes y considerando los distintos tipos de hábitats (ej. zonas de corriente rápida o lenta), tipos de sustratos disponibles en los cursos de agua (ej. rocas, grava, arena, limo, arcillas, plantas e incluso sustratos artificiales) (Barbour et al., 1999; Biggs & Kilroy, 2000). Simultáneamente a la extracción de la muestra biológica deben realizarse mediciones en campo de parámetros físico-químicos (ej. oxígeno disuelto, conductividad, turbidez, pH, etc.), y extraer muestras de agua para la determinación de otros parámetros como la demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y nutrientes, entre otros. Esta información permitirá la caracterización de la calidad del agua en la que fueron colectados los organismos. También, como dato complementario es conveniente la caracterización del hábitat (ej. cobertura de macrófitas, fuentes de contaminación, estado del cauce y de la ribera, etc.). A partir de una base de datos lo suficientemente amplia que incluya parámetros de sitios con muy buena a muy mala calidad del agua se asignan los valores de tolerancia de los organismos a la contaminación según las distintas calidades del agua en la que fueron hallados. Para establecer estas relaciones se recurren a técnicas estadísticas tales como correlaciones paramétricas y no paramétricas, y análisis multivariados entre otras; estas permiten distinguir taxa sensibles, tolerantes y muy tolerantes, permitiendo asignar valores de manera confiable para identificar las distintas calidades del agua (Fig. 4). Una vez clasificados los taxa de acuerdo a su tolerancia a la contaminación se establece la modalidad del cálculo para obtener el valor del índice biótico (ej. ecuaciones, sumatorias de valores asignados a los taxa en relación con su sensibilidad a la contaminación, tablas estándar de doble entrada que contemplan la sensibilidad de los organismos y riqueza taxonómica, etc.). Una vez obtenido el índice se procede a la validación del mismo para confirmar la confiabilidad o solidez del mismo.

Los distintos valores del índice que indican las distintas calidades del agua se pueden representar con distintos colores establecidos internacionalmente (rojo,

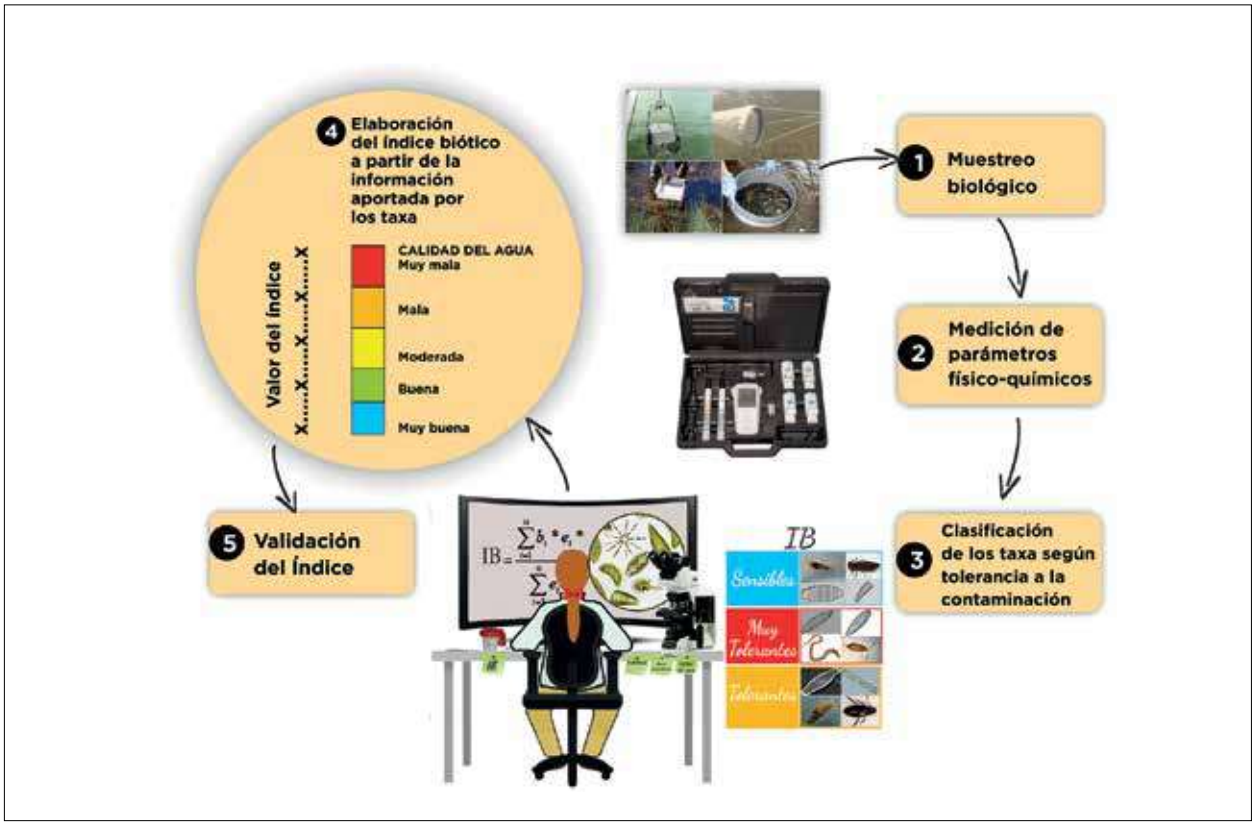


Figura 4: Secuencias de pasos en la elaboración de un índice biótico.

naranja, amarillo, verde, azul, que identifican desde una calidad del agua muy mala a muy buena) o con otros tipos de simbologías. En las Figs. 5 y 6 se ejemplifica la representación de índices bióticos empleados en el monitoreo de la cuenca Matanza-Riachuelo, un curso de agua sometido a un proceso de rehabilitación, en el que se aplican índices bióticos para su monitoreo. En distintos capítulos de este libro se encontrarán ejemplos de aplicación de índices bióticos para distintas ecorregiones del país.

También existen índices multimétricos para el monitoreo de cursos de agua, los cuales surgen de la selección de distintas métricas que contemplan aspectos como la abundancia, riqueza de especies, tolerancia a la contaminación, características tróficas, etc. Uno de los más conocidos es el Índice de Integridad Biótica desarrollado por Karr et al., (1986) el cual integra 12 métricas biológicas basadas en el ensamble de peces, considerando la composición taxonómica, la abundancia, características tróficas y condición de los peces. En América del Sur también tenemos ejemplos de aplicación de índices multimétricos utilizando macroinvertebrados (Moya et al., 2011; Villamarín et al., 2014) o integrando métricas provenientes de los ensambles de fitoplancton, de diatomeas y macroinvertebrados bentónicos (Gómez et al., 2012).

Cabe resaltar que la ventaja del uso de los índices bióticos radica en que son relativamente simples de calcular, no requieren equipamientos sofisticados como pueden necesitar otro tipo de indicadores (ej. métodos fisiológicos, bioquímicos o ensayos ecotoxicológicos, entre otros). Sin embargo como desventajas suelen requerir de una identificación taxonómica por parte de expertos, ya que si bien algunos se pueden calcular a partir de la identificación a nivel de familia, otros requieren ser identificados a nivel de especie. Por otra parte se debe tener en cuenta cuál fue el objetivo para el cual fue implementado y no pretender que explique condiciones ambientales que el mismo no contempló en su desarrollo.

Es importante destacar aquí que la multiplicidad de índices que se han desarrollado, en cierta forma responden a factores biológicos, ecológicos e históricos que condicionan la distribución de las especies. Así, por ejemplo, un índice que se aplica en una ecorregión, puede no ser válido en otra, ya que no se encontrarán los mismos organismos, y por lo tanto los valores de los índices serán diferentes. Otro caso típico es que en el mismo río, la comunidad biológica que se encontrará en altura será diferente de aquella que se encuentre en la llanura y por lo tanto no es posible que un solo índice sirva para todo el río. Por otra parte, porciones de diferentes ríos que se encuentran en la misma ecorregión, sí tendrán comunidades semejantes y por lo tanto será aplicable el mismo

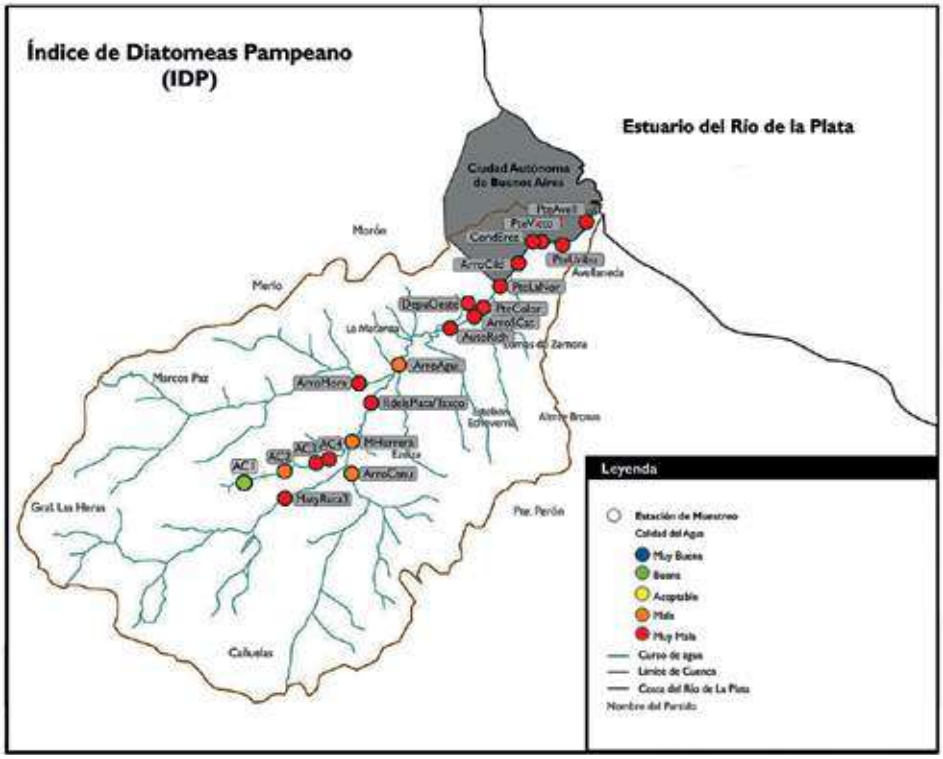
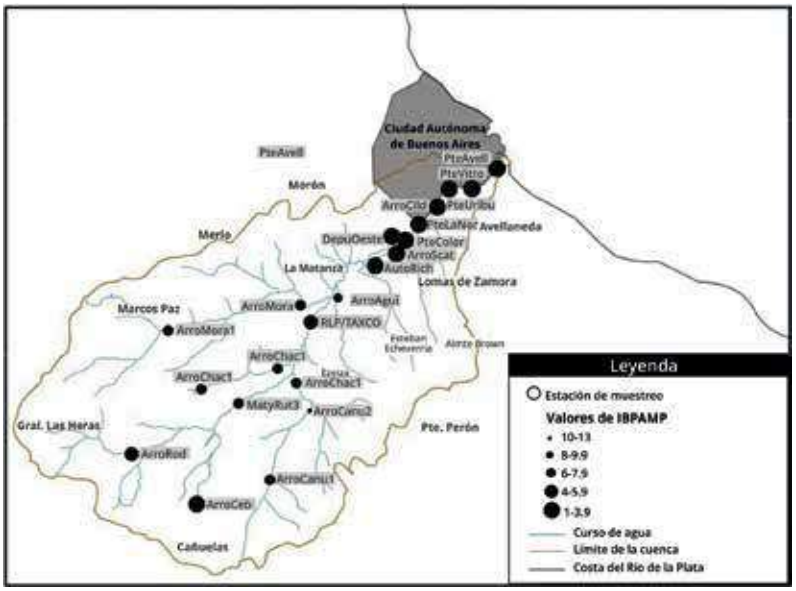


Figura 5: Mapa de la cuenca Matanza-Riachuelo, cuya interpretación se presenta en la Tabla 2.

Grado de tolerancia de las diatomeas a la eutrofización y Materia orgánica	Características del agua
Sin contaminación **IDP: 0-05**	DBO < 3 mg L^{-1} NH_4^+ -N < 0.1 mg L^{-1} PO_4^{-3}-P <0.05 mg L^{-1}
Contaminación leve **IDP: >0.5-1.5**	DBO > 3-8 mg L^{-1} NH_4^+ -N > 0.1-0.5 mg L^{-1} PO_4^{-3} -P > 0.05-0.1. mg L^{-1}
Contaminación moderada **IDP: >1.5-2**	DBO > 8-15 mg L^{-1} NH_4^+ -N > 0.5-0.9 mg L^{-1} PO_4^{-3} -P > 0.1-0.5 mg L^{-1}
Contaminación fuerte **IDP: >2-3**	DBO > 15-25 mg L^{-1} NH_4^+ -N > 0.9-2 mg L^{-1} PO_4^{-3} -P > 0.5-1 mg L^{-1}
Contaminación muy fuerte **IDP:>3-4**	DBO > 25 mg L^{-1} NH4+ -N > 2 mg L^{-1} PO4-3 -P > 1 mg L^{-1}

Tabla 2: Los valores del Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) (Gómez & Licursi, 2001)



Contaminación muy fuerte
IBPAMP: 1-3.9
Contaminación fuerte
IBPAMP: 4-5.9
Contaminación moderada
IBPAMP: 6-7.9
Contaminación leve
IBPAMP: 8-9.9
Contaminación no detectada
IBPAMP: 10-13

Figura 6: Mapa de la cuenca Matanza-Riachuelo y los valores del Índice Biótico Pampeano (IBPAMP) (Rodrigues Capítulo *et al.,* 2001).

índice. Un buen ejemplo de esto es que un mismo índice puede aplicarse con muy pocos ajustes en las selvas montanas desde Catamarca hasta el sur de Bolivia, mientras que las comunidades (y por lo tanto los índices) de un río de montaña de Tucumán no podrán aplicarse al mismo río, en la misma provincia, en su tramo de llanura. Por esta razón la tipología de los ríos, con sus caracterizaciones de cuerpos de agua de una determinada región, puede ayudar en la determinación de la posibilidad de aplicación de ciertos índices en otras regiones (Wasson et al., 1998; Moya et al., 2003; Pero et al., 2019).

Índices de diversidad y similitud

Los ecosistemas se caracterizan por una gran diversidad de especies, la mayoría de las cuales están representadas por relativamente pocos individuos. Cuando, por ejemplo, la contaminación cambia la condición previa, algunos taxa se benefician, favorecidos por la reducida competencia con otras especies y por su tolerancia a una menor calidad del agua, lo cual disminuye la diversidad. En tal sentido las diferencias en la diversidad de especies pueden ser utilizadas para detectar cambios en la calidad del agua o cambios a lo largo del tiempo en un sitio determinado (Washington, 1984). Sin embargo la diversidad de especies también puede aumentar con una contaminación leve, o bien puede ser muy baja donde está naturalmente limitado por las condiciones del hábitat, como en pequeños manantiales y cabeceras. Los índices de diversidad responden mejor a situaciones de estrés severo como por ejemplo la causada por la contaminación tóxica o física. La capacidad discriminatoria de un índice es fundamental para encontrar diferencias con la comunidad de referencia ya sea temporal o espacial; se puede ver una discusión en Magurran (1989). Existe una profusa información acerca de esta metodología que puede ser consultadas en UNESCO-WHO-UNEP (1996), Barbour et al. (1999).

Métodos microbiológicos

Las comunidades bacterianas naturales de las aguas dulces son en gran parte responsables de la autopurificación, a través de los procesos que biodegradan la materia orgánica. Son particularmente importantes en relación a la descomposición de las aguas residuales y pueden indicar la presencia de distintos niveles de materia orgánica. Además, los efluentes de aguas residuales domésticas también contienen un gran número de especies bacterianas que proceden del intestino del hombre y otros mamíferos. Estas bacterias, en particular *Escherichia coli,* pueden utilizarse como indicadores de la presencia de materia fecal humana y otros patógenos posiblemente asociados con ella. Dado que la presencia de materia fecal en cuerpos de agua presenta riesgos significativos para la salud, cuando el agua se utiliza para distintos usos como por ejemplo recreación con contacto directo, para beber o higiene personal, se requiere de la evaluación de la calidad del agua. Por lo tanto, se han desarrollado diversos métodos microbiológicos para detectar la presencia de bacterias fecales (APHA, 1992) que son frecuentemente utilizados en los sistemas de monitoreo del agua, especialmente la destinada a uso como agua potable y recreacional. Este tipo de métodos es uno de los más empleados en los programas de monitoreo, que a modo de ejemplos se aplican en la Cuenca Matanza-Riachuelo, en la Franja Costera Sur del Río de la Plata,(http://www.bdh.

acumar.gov.ar/bdh3/analisisdemuestra_listado.php?xgap_param_idmeasuretype=5&xgap_historial=reset) y en la cuenca del río Salí (https://www.argentina.gob.ar/interior/secretaria-de-infraestructura-y-politica-hidrica/comite-de-cuenca-del-rio-sali-dulce), entre otros ecosistemas acuáticos del país.

Métodos fisiológicos y bioquímicos

La respuesta fisiológica de un organismo al cambio en el ambiente en el que vive puede ser utilizada para la evaluación biológica de la calidad del agua, aunque es poco frecuente su inclusión en los programas de monitoreo de la Argentina. Entre estos métodos figura la determinación de los niveles de glucosa en la sangre, del glucógeno en el hígado y los músculos de los peces como indicador de estrés. También se suele emplear la medición de enzimas específicas como por ejemplo la colinesterasa en tejidos de organismos acuáticos como un indicador temprano del estrés debido a la deficiencia de oxígeno o a la presencia de productos químicos orgánicos. También existen otros métodos más simples y económicos como estimar la tasa de crecimiento de microalgas (por ejemplo *Scenedesmus quadricauda* o *Selenatrum capricornutum* o la bacteria *Escherichia coli*) en muestras de agua bajo condiciones estandarizadas. Este último caso permite determinar la cantidad de compuestos orgánicos biodegradables y en el caso de las algas indica la tendencia a la eutrofización. Otro tipo de evaluación consiste en la medición de la producción potencial de oxígeno, para lo cual se emplean muestras de agua que contienen el plancton nativo que se incuba en botellas claras y oscuras durante un tiempo determinado (generalmente 24 horas). Este procedimiento puede llevarse a cabo en el laboratorio, utilizando incubadoras a 20 °C e iluminación estandarizada, o en el propio río. La producción neta de oxígeno es un indicador de la actividad del fitoplancton y también de la inhibición por toxicidad en el medio, especialmente cuando se correlaciona con la concentración de la clorofila. Otro método es el de consumo adicional de oxígeno, para lo cual se estimula el crecimiento bacteriano empleando peptona o glucosa que se agregan a la muestra de agua. Si la actividad bacteriana es normal, la respiración asociada con la reducción del sustrato adicional conduce a un mayor consumo de oxígeno. Si las bacterias son inhibidas por un agente tóxico en la muestra, el consumo de oxígeno cesa, o es muy bajo al final de la experiencia (UNESCO/WHO/UNEP, 1996).

La concentración de clorofila proporciona información sobre la biomasa algal y permite evaluar los procesos de eutrofización; esta puede ser medida por distintas metodologías empleando espectrofotometría, cromatografía líquida (HPLC) o fluorímetros. En el caso de las mediciones de fluorescencia, las mismas permiten además evaluar la presencia de sustancias tóxicas ya que esta puede alterarse o inhibirse por el estrés de carácter tóxico. Las comparaciones de fluorescencia natural con la producida en presencia de una posible contaminación han sido empleadas como un indicador útil de la calidad del agua (Friedrich & Pohlmann, 2009).

Ensayos de toxicidad con organismos acuáticos

Algunos procedimientos estandarizados de laboratorio son empleados para evaluar los efectos tóxicos de compuestos sobre organismos acuáticos.

La toxicidad sobre la biota puede actuar de dos formas: aguda o crónica. La toxicidad aguda suele ser causada por la exposición a una gran dosis de un compuesto tóxico durante un período de tiempo corto, y generalmente produce la muerte. Esto puede ser usado para determinar la concentración letal (CL) de un compuesto o efluente durante un período dado. Así, por ejemplo, la concentración que mata el 50 % de los organismos en una prueba dentro de las 48 horas se denomina CL 50. En tanto la toxicidad crónica es causada por dosis muy bajas de un compuesto tóxico durante un largo período y puede ser letal o sub-letal; en este último caso el efecto no es suficiente para causar la muerte. Los efectos pueden ocurrir a nivel bioquímico, fisiológico o de comportamiento, incluyendo mutagenicidad y genotoxicidad. Se pueden emplear para este tipo de respuestas bacterias, algas, protozoos, invertebrados y peces, entre otros, dependiendo de la reacción esperada (ej. reproducción, movimiento, tasas de crecimiento, inhibición de luminiscencia, etc.). Se requieren distintas escalas de tiempo según el tipo de respuesta esperada, que puede fluctuar desde minutos a días. Desde hace unas décadas se cuenta con métodos estandarizados para aplicar este tipo de metodología (APHA, 1992). Se encuentran ejemplos de su aplicación en ecosistemas acuáticos de la Argentina en otros capítulos de este libro.

Bioacumulación

Muchos organismos son capaces de acumular contaminantes en su cuerpo y esto se conoce como bioacumulación; algunos pueden hacer esto a lo largo de toda su vida sin efectos adversos detectables en su fisiología. Estas especies pueden tener mecanismos de desintoxicación y no resultar afectadas. Otros organismos, en cambio, acumulan contaminantes durante un período y solo sufren efectos adversos cuando los niveles son críticos.

Cuando un organismo que ha acumulado un contaminante es ingerido por otro organismo, que a su vez acumula el contaminante en los tejidos, da lugar al proceso que se conoce como "transferencia del poluente en la cadena alimentaria". Los organismos que se encuentran

en los niveles superiores de ésta pueden así acumular los contaminantes en concentraciones mucho más altas que las que ocurren en el agua o en el material particulado, dando lugar a un proceso que se conoce como "biomagnificación".

Por otra parte la recolección de organismos del ambiente para el análisis químico, conocida como "monitoreo pasivo", o bien por la exposición deliberada de organismos en el medio, conocida como "monitoreo activo", permite realizar análisis químicos de muestras de agua de difícil determinación debido a las concentraciones extremadamente bajas en que se suelen encontrar algunos contaminantes (por ejemplo metales pesados o algunos biocidas). Por lo tanto, los procesos de bioacumulación permiten la detección de algunos contaminantes que suelen pasar desapercibidos en el ambiente. Sin embargo debe tenerse en cuenta que existen procesos naturales que afectan el metabolismo de los organismos y consecuentemente pueden afectar la acumulación de contaminantes. Algunos organismos pueden acumularlos a lo largo de toda su vida mientras otros solo lo hacen durante un período de crecimiento. Por lo tanto los organismos colectados para monitoreo deben ser de un tamaño comparable o de edad similar. También, la condición fisiológica de un organismo puede afectar la bioacumulación (período de reproducción, inanición, etc.) y debe ser tenida en cuenta.

A modo de ejemplo en la Argentina, en el estuario del Río de la Plata, a través de métodos de análisis de la bioacumulación, distintos metales traza fueron detectados en un pelecípodo (Bilos et al., 2009) y en un pez detritívoro se midieron las concentraciones de bifenilos policlorados y bifenil éteres polibromados (Cappelletti et al., 2014). También este tipo de metodología ha sido empleada en el monitoreo del río Uruguay para evaluar el impacto de la industria productora de pasta de celulosa sobre este curso de agua (Colombo, 2010)

Métodos histológicos y morfológicos

La presencia de contaminantes puede también manifestarse a través de cambios morfológicos o histológicos en los organismos, como por ejemplo deformaciones en la morfología y patrones de ornamentación en diatomeas, tumores en peces, piezas bucales de quironómidos, etc.). El porcentaje de este tipo de anormalidades es un indicador de problemas vinculados con la contaminación de carácter tóxico. A modo de ejemplo en la Argentina se empleó el porcentaje de anormalidades de los frústulos de diatomeas para evaluar los efectos de un efluente textil en un arroyo pampeano (Gómez y Licursi, 2003) y también este indicador es empleado en el monitoreo de la cuenca Matanza – Riachuelo.

Métodos moleculares

En los últimos años se han realizado algunos esfuerzos para aplicar técnicas moleculares como herramientas de biomonitoreo. Los enfoques moleculares utilizados en el monitoreo se centran principalmente en la identificación de especies y la diversidad genética. Sin lugar a dudas las resoluciones taxonómicas más finas son valoradas ya que permiten obtener un análisis más completo de la salud de los ecosistemas acuáticos. Mientras la identificación de género o de especie para macroinvertebrados, biofilms y plancton requiere de técnicas específicas para minimizar errores de identificación, las mismas pueden resolverse rápidamente mediante marcadores moleculares. Existen evidencias que demuestran la precisión y efectividad de los métodos basados en ADN como herramientas de biomonitoreo (PCR-RFLP, T-RFLP y COI secuenciación) los cuales se han utilizado en quironómidos, diatomeas y biofilms de sistemas acuáticos (Carew et al, 2003; Szabó et al., 2007, Morin et al., 2016). También, los enfoques moleculares proporcionan los medios para poder detectar el daño celular en respuesta a cambios ambientales, específicamente cambios inmediatos en la expresión génica. El monitoreo mediante el uso de la actividad del gen como indicador implica la detección de cambios en la transcripción de genes y los niveles relativos de ARN mensajero específico que se producen como resultado del contacto con productos químicos xenobióticos (sustancias ajenas a los ambientes naturales) presentes en el medio ambiente. Los productos proteicos que se sintetizan en respuesta al cambio ambiental representan el efecto terminal en una vía bioquímica regulada por diversos mecanismos de control celular.

Aunque la aplicación de la diversidad genética molecular en el monitoreo es aún incipiente, estas medidas genéticas moleculares prometen una gran potencialidad para contribuir a mejorar el campo de la bioindicación. Con estas técnicas de ADN ambiental (Environmental DNA, eDNA) se pueden realizar monitoreos no invasivos, ya que se filtran ciertas cantidades de agua para concentrar restos de ADN, y luego estas se comparan con bases de datos pre existentes de esos lugares, para determinar la integridad de las comunidades (Taberlet et al., 2018). Hasta ahora estas técnicas se han usado principalmente en estudios de biodiversidad y conservación (Cilleros et al., 2018) pero presentan un gran potencial para la bioindicación. En países que albergan una gran diversidad en sistemas acuáticos y que han estado expuestos a un grave deterioro ambiental por causas antropogénicas, estas herramientas podrían ser muy útiles para tener una visión más completa sobre la biodiversidad y de esta manera proponer estrategias viables de conservación, manejo, protección y aprovechamiento de los recursos a diferentes escalas espaciales (Serrato Díaz et al., 2013). Sin embargo, por el momento son técnicas demasiado costosas para poder ser aplicadas a gran escala en nuestro país.

Presentación de los resultados del biomonitoreo

La presentación de los resultados es un aspecto clave en la comunicación entre los profesionales que generan la información y a quienes va dirigida, ya sea organismos de planeamiento y gestión, agencias de control o público en general (Figs. 5 y 6). Este proceso debe proporcionar de manera clara y entendible la información necesaria para la toma de decisiones, la elección de las soluciones más adecuadas para mejorar la calidad del agua, para preservar un ecosistema o bien para dar a conocer y para control por parte de la sociedad de una problemática ambiental. Por este motivo la integración, velocidad de procesamiento e interpretación correcta de los datos son fundamentales para que la información generada llegue de manera adecuada a personas con formaciones diferentes.

Los datos de la calidad biológica del agua se pueden presentar bajo distintas modalidades tales como tablas, gráficos o mapas. Los dos últimos son más apropiados para visualizar la información, ya que los conjuntos de datos se pueden mostrar de manera tal que permitan la comparación entre sitios de muestreos dentro de un área de estudio. También son más efectivos para captar la atención del lector, especialmente para los que no tienen conocimientos técnicos sobre el tema. Muchas personas además son mucho más receptivas a la presentación visual que a la información escrita.

Por otra parte hay que considerar a quién está dirigida la información; si se trata de un informe técnico es recomendable la incorporación total de los datos, seleccionando gráficos y mapas adecuados que reflejen claramente la calidad biológica y que serán utilizados por personal especializado. Por otro lado, para no especialistas, para fines educativos, etc., un resumen de gráficas representativas es recomendable (ej. cartillas, trípticos, aplicaciones para celular, etc.). Las presentaciones resumidas se diseñan generalmente en relación con un propósito específico que se quiere comunicar. Cuando se usan gráficos, es esencial que los datos se presenten de manera clara y precisa. La clave para producir gráficos efectivos es examinar los datos y decidir qué características y cuáles relaciones quieren ser mostradas (variaciones temporales, correlaciones entre los biomonitores y las variables abióticas, comparaciones de series temporales y espaciales, etc.), como así también información complementaria como por ejemplo la vinculada a la calidad del hábitat, hidrología, etc.

Como se dijo, la calidad biológica y ecológica se ve afectada por una variedad de factores naturales y antropogénicos. Dado que los datos a menudo se miden en diferentes unidades, o escalas temporales y espaciales, y las fuentes de información son muy diversas (por ejemplo, mapas convencionales, imágenes satelitales y datos obtenidos en el campo), el análisis de estos y otros factores es una tarea complicada que requiere mucho tiempo y conocimientos específicos. Como consecuencia de esto es cada vez más frecuente el empleo de los sistemas de información geográfica (SIG) como una herramienta que permita el análisis de diversos tipos de datos. Este permite analizar y mostrar múltiples capas de información referenciadas geográficamente. Dado que los SIG son capaces de combinar grandes bases de datos de varias fuentes, son una herramienta útil para muchos aspectos de las investigaciones y de la gestión. Esto es debido a que permite por ejemplo identificar y determinar la extensión espacial de una respuesta biológica y vincularlas a problemas de calidad del agua, del uso del suelo o bien de factores naturales, entre otros. Todo esto sin desconocer la importancia de las redes sociales como modo instantáneo de divulgación de la información y donde la sociedad del conocimiento busca participar en las decisiones (UNESCO, 2005). Incluso hoy es motivo de desarrollo la instrumentación accesible al ciudadano para integrar la red de vigilancia desde una aplicación en teléfonos celulares cuyo impacto apenas empezamos a percibir (Cochero, 2018).

Estado ecológico

Como se dijo, la comunidad biótica refleja de múltiples formas la calidad o "salud" del ecosistema, siendo una expresión de la calidad biológica del mismo (Prat et al., 2009). Este concepto es esencial para introducir otro como la integridad ecológica de un sistema acuático (U.S. EPA, 1990). La integridad ecológica se puede representar por la intersección de subsistemas como la integridad de la calidad del agua, de la biota y del hábitat, volviéndola un concepto de gestión operativo para los ecosistemas acuáticos con el fin de mantener accesibles sus bienes y servicios. En esta tarea "la gobernabilidad del agua" crea un conjunto de sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos encargados de gestionar la sostenibilidad de estos ecosistemas. Por lo tanto, debe diseñar y adoptar las leyes, las políticas y las instituciones necesarias para llevar adelante esta tarea. Para ello se ha introducido el concepto de "estado ecológico", como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales (DOCE, 2000). Se busca así establecer un marco para la protección de las aguas superficiales continentales, previniendo todo deterioro adicional y protegiendo y mejorando el estado de los ecosistemas acuáticos, terrestres y humedales directamente dependientes de los primeros. Para ello se usan, por ejemplo, medidas específicas de reducción progresiva de los vertidos, mediante la interrupción o la supresión gradual de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas. La Argentina se

encuentra ante una situación muy especial con su Plan Nacional del Agua gestado en la Secretaria del Interior, Obras Públicas y Vivienda que debe ser integrado con el Programa de Gestión Ambiental del agua y los ecosistemas acuáticos de la secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. En este último al menos hoy, parece haberse cumplido con la observación realizada hace 12 años cuando se discutían las metodologías a aplicar en Argentina: bioindicación, bioensayos, o alguna combinación de estos (Fernández et al., 2006). Hoy pareciera que la bioindicación es el camino elegido, con enfoque ecosistémico y apuntando a la gobernanza a largo plazo (https://www.argentina.gob.ar/noticias/ambiente-y-conicet-trabajan-por-la-preservacion-de-los-ecosistemas-acuaticos).

Consideraciones finales

El uso de la biota proporciona una medida capaz de integrar los impactos que puede recibir un cuerpo de agua. Por lo tanto los organismos pueden ser utilizados para proporcionar mecanismos de alerta temprana de posibles daños ambientales.

Como se ha señalado a lo largo de este capítulo, existen diversas técnicas de biomonitoreo para cuantificar el impacto humano en torno a los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, debido a las nuevas tendencias en la política ambiental nacional sobre el agua nos enfrentamos a nuevas demandas de herramientas efectivas para correlacionar el estado actual de los ecosistemas y la gestión para la conservación y la restauración. Por lo tanto, hay cada vez más indicadores entre los que se incluyen las medidas funcionales, como la actividad enzimática microbiana, luminiscencia bacteriana, fotosíntesis, respiración, actividad locomotora, metabolismo de la comunidad (productividad primaria y respiración), absorción y espiral de nutrientes, producción secundaria, además de los rasgos biológicos y los grupos funcionales alimentarios.

Para concluir, es importante enfatizar que los indicadores biológicos pueden ser considerados, además de una herramienta de evaluación ambiental, como un potente medio de comunicación. A través de ellos se pueden hacer conocer los problemas detectados a los diferentes actores de la comunidad, con formaciones y conocimientos muy disímiles, con el objetivo de que se apropien de esta información y la difundan en sus respectivas áreas de influencia. Es importante tener en cuenta esto en el momento de diseñar los métodos de bioindicación y la presentación de los resultados, para que ellos sean accesibles al público en general.

Bibliografía

APHA 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th Edition, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington DC.

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.

Baptista, D., Buss, D., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. & J. Nessimian. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia,* 575: 83–94.

Barbour, M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency; Office of Water.

Biggs, B.J.F., & C. Kilroy. 2000. Stream Periphyton Monitoring Manual. New Zealand Institute Water and Atmosphere for Ministry for the Environment, Christchurch, New Zealand. En: http://www.niwa.co.nz/sites/default/files/import/attachments/peri_complete.pdf.

Bilos, C., Colombo, J.C., Skorupka, C.N., Demichelis, S.O. & L.M. Tatone. 2009. Size-related trace metal bioaccumulation in Asiatic Clams (*Corbicula fluminea*) from the Río de la Plata Estuary, Argentina. *International Journal Environment and Health*, 3: 390-409.

Cairns, J. 2002. Environmental monitoring for the preservation of global biodiversity: the role in sustainable use of the planet. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, *9*(2), 135-150.

Carew, M. E., Pettigrove V. & A.A. Hoffmann. 2003. Identifying chironomids (Diptera: Chironomidae) for biological monitoring with PCR-RFLP. *Bulletin Entomological Research*, 93: 483-490.

Chang, F. H., Lawrence, J. E., Rios-Touma, B., & V. H. Resh. 2014. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment*, *186* (4), 2135-2149.

Cilleros, K., Valentini, A., Allard, L., Dejean, T., Etienne, R., Grenouillet, G., Iribar A., Taberlet, P., Vigoroux, R. & S. Brosse 2018. Unlocking biodiversity and conservation studies in high diversity environments using environmental DNA (eDNA): a test with Guianese freshwater fishes. *Molecular Ecology Resources,* 2018: 1-20.

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

Colombo, J.C. 2010. Programa de Vigilancia Ambiental del Río Uruguay: Estudios biogeoquímicos en el río Uruguay en el área de Gualeguaychú y zonas aledañas. Informe Final Noviembre 2008 - Marzo 2010, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 63 pp.

Cappelletti, N., Speranza, E., Tatone, L., Astoviza, M., Migoya, M.C. & J.C. Colombo. 2014. Bioaccumulation of dioxin like PCBs and PBDEs by detritus-feeding fish in the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (9): 7093-7100.

Domínguez, E. y H.R. Fernández, 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. *Conservación de la Naturaleza*, Nº 12. 40 pp. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

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

Fernandez, H., Domínguez, E., Romero, F. y M. G. Cuezzo. 2006. La calidad del agua y la bioindicación: en los ríos de montaña del Noroeste argentino. Conservación de la Naturaleza, Nº 16. 36 pp. Fundación Miguel Lillo.

Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V. & X. Niel. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas de un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80: 225–242.

Friedrich G. & M. Pohlmann. 2009. Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. *Limnologica* 39(1): 14-39.

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. 2003. Abnormal forms in Pinnularia gibba (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia,* 77 (3): 389-398.

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

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.

Lavarías, S., Ocon, C., López van Oosterom, V., Laino, A., Medesani, D. A., Fassiano, A., Garda, H., Donadelli, J., Ríos de Molina, M. & A. Rodrigues Capítulo. 2017. Multibiomarker responses in aquatic insect *Belostoma elegans* (Hemiptera) to organic pollution in freshwater system. *Environmental Science Pollution Research,* 24: 1322-1337.

Magurran, A. E. 1989. *La diversidad ecológica y su medición.* Ediciones Vedrá, Barcelona. 200 pp.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Omega. 1010 pp.

Markert, B., Breure, A. & H. Zechmeister. 2003. *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications.* Amsterdam: Elsevier.

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

Morin, S., Gómez, N., Tornés, E., Licursi, M., & J. Rosebery. 2016. Benthic diatom monitoring and assessment of freshwater environments: standard methods and future challenges. In Anna M. Romaní A.M., Guasch, H.& M.D. Dolors Balaguer (Eds.) *Aquatic Biofilms: Ecology, Water Quality and Wastewater*, pp 111-124.

Moya, N., Goitia, E., y M. Siles. 2003. Tipología de ríos de la región del piedemonte andino en Cochabamba. *Revista Boliviana de Ecología,* 13: 95-115.

Moya, N., Hughes, R. M., Domínguez, E., Gibon, F. M., Goitia, E., & T. Oberdorff. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators*, 11(3): 840-847.

Pavé, P. y M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicador de calidad de ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos). *Ecología Austral,* 15: 185-197.

Pero, E. J., Hankel, G. E., Molineri, C., & E. Domínguez. 2019. Correspondence between stream benthic macroinvertebrate assemblages and ecoregions in northwestern Argentina. *Freshwater Science*, 38(1), 64-76.

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

Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra & C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35:109-119.

Rodrigues Capítulo, A. y N. Gómez. 2004. Diatomeas y macroinvertebrados bentónicos en el monitoreo de sistemas lóticos bonaerenses. *Biología Acuática,* n°21. http://www.bacuatica.org/BA_ant/ba21.pdf

Roldan-Pérez, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista Academia. Colombiana de Ciencias. Exactas. Físicas y Naturales*, 40 (155): 254-274.

Serrato Díaz, A., Cornejo Romero, A. A. y O. Castro. 2013. La biodiversidad y evolución en ambientes acuáticos analizadas con herramientas moleculares. *Hidrobiológica*, 23:275-286.

Silveira, M. P., Baptista, D. F., Buss, D. F., Nessimian, J. L. & M. Egler. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101:117-128.

Szabó, K.É., Ács, É., Kiss, K.T., Eiler, A., Makk, J., Plenković-Moraj, A., Tóth, B. & S. Bertilsson. 2007. Periphyton-based water quality analysis of a large rive (River Danube, Hungary): exploring the potential of molecular fingerprinting for biomonitoring. *Archiv Fur Hydrobiology. Suppl*., 161 (3-4): 365-382.

Taberlet, P., Bonin, A., Zinger, L. & E. Coissac. 2018. *Environmental DNA: For Biodiversity Research and Monitoring*. Oxford University Press.

UNESCO/WHO/UNEP. 1996. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second ed. London: Ed. E and FN Spon.

UNESCO 2005. *Hacia las sociedades del conocimiento*. Impreso por Jouve, Mayenne France. 244 pp.

Vernberg, F.J. & W.B. Vernberg. 1981. *Functional adaptations of marine organisms*. Academic Press, New York.

Villamarín, C., Prat, N., y M. Rieradevall. 2014. Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5):1072-1086.

Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices-a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.

Wasson, J. G., R. Marín, Guyot, J.L. & L. Maridet. 1998. Hydro-morphological variability and bentic community structure in five high altitude Andean streams (Bolivia). *Verhein International Verein*. *Limnology* 26(3): 1169-1173.

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

Eduardo Domínguez
Fátima Romero
Hugo R. Fernández
María Gabriela Cuezzo

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

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

Resumen

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

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

Abstract

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

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

Introducción

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

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

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

El Noroeste Argentino (NOA): características hidrográficas y ecorregiones

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

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

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

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

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

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

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

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

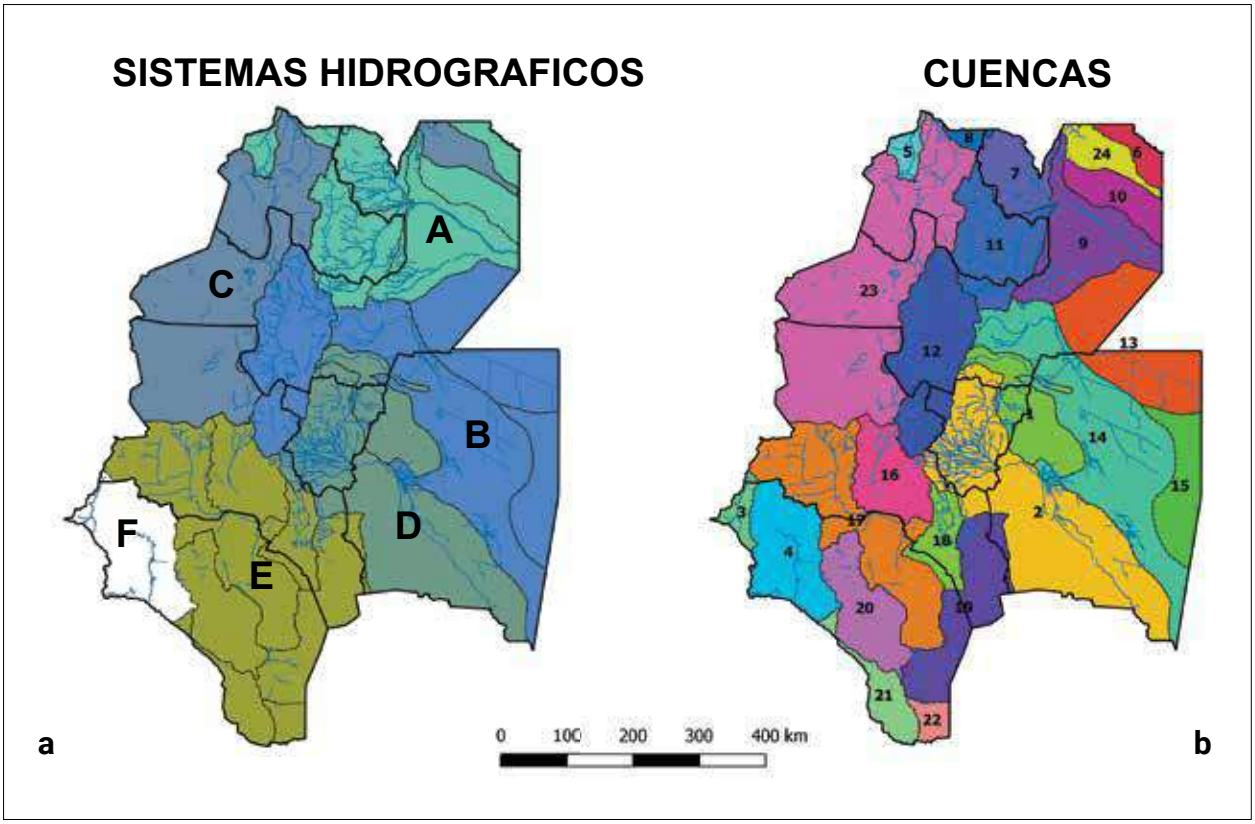


Figura 1. a. Sistemas Hidrográficos del NOA de acuerdo a la clasificación del Instituto Geográfico Nacional (IGN). A. Sistema del Río Paraguay, B. Sistema del Río Paraná, C. Sistemas Independientes, D. Sistema de Mar Chiquita, E. Sistemas Serranos, F. Sistema del Río Colorado. b. Cuencas principales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

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

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

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

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

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

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

Bioindicación en el NOA

Utilización de Macroinvertebrados:

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

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

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

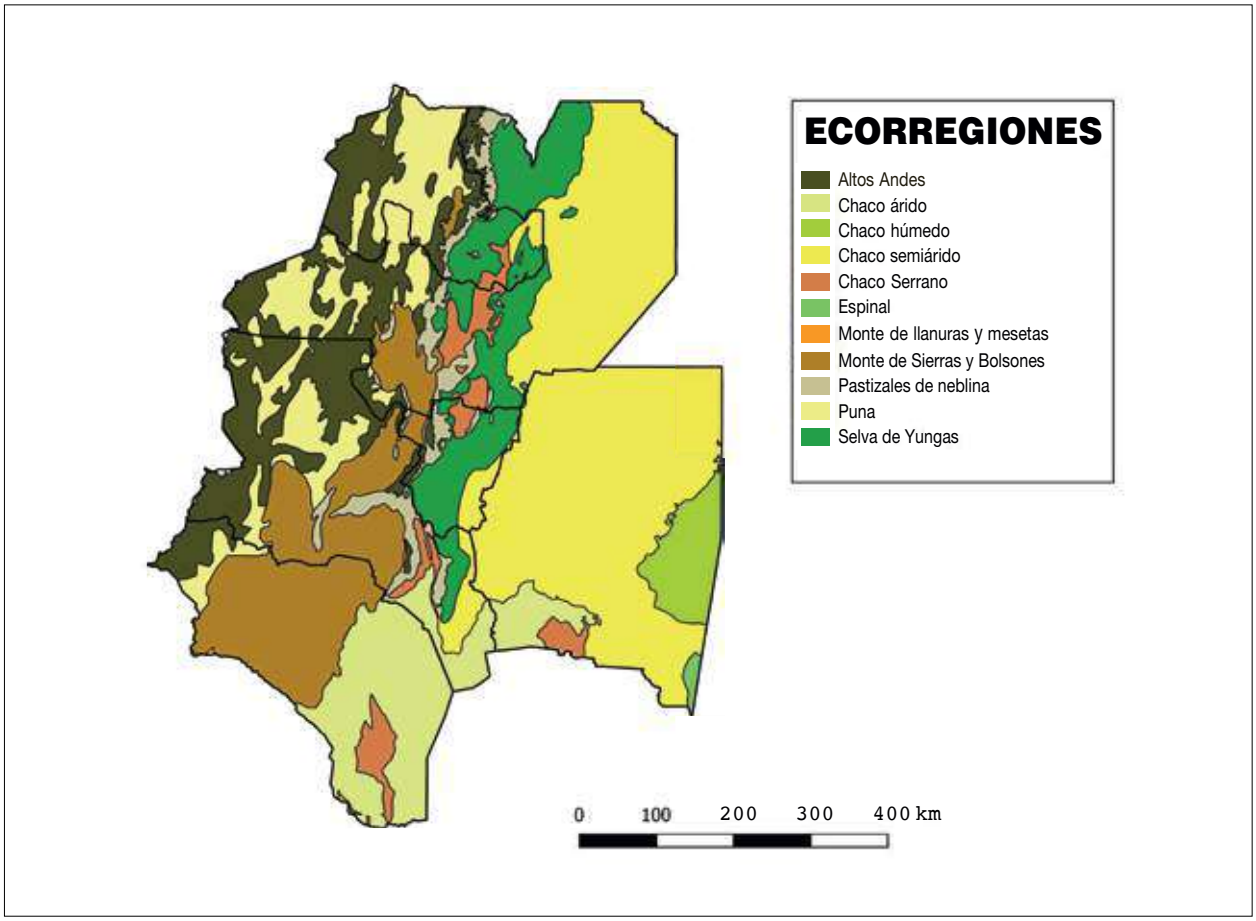


Figura 2: Ecorregiones y Sub-ecorregiones presentes en el NOA. Nótese que la ecorregión del Chaco esta subdividida en las sub-ecorregiones del Chaco Serrano, Chaco Árido y Chaco Semiárido.

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

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

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

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

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

Utilización de algas y otros organismos:

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

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

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

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

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

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

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

Calidad biológica de la cuenca del río Salí

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

▶

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

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

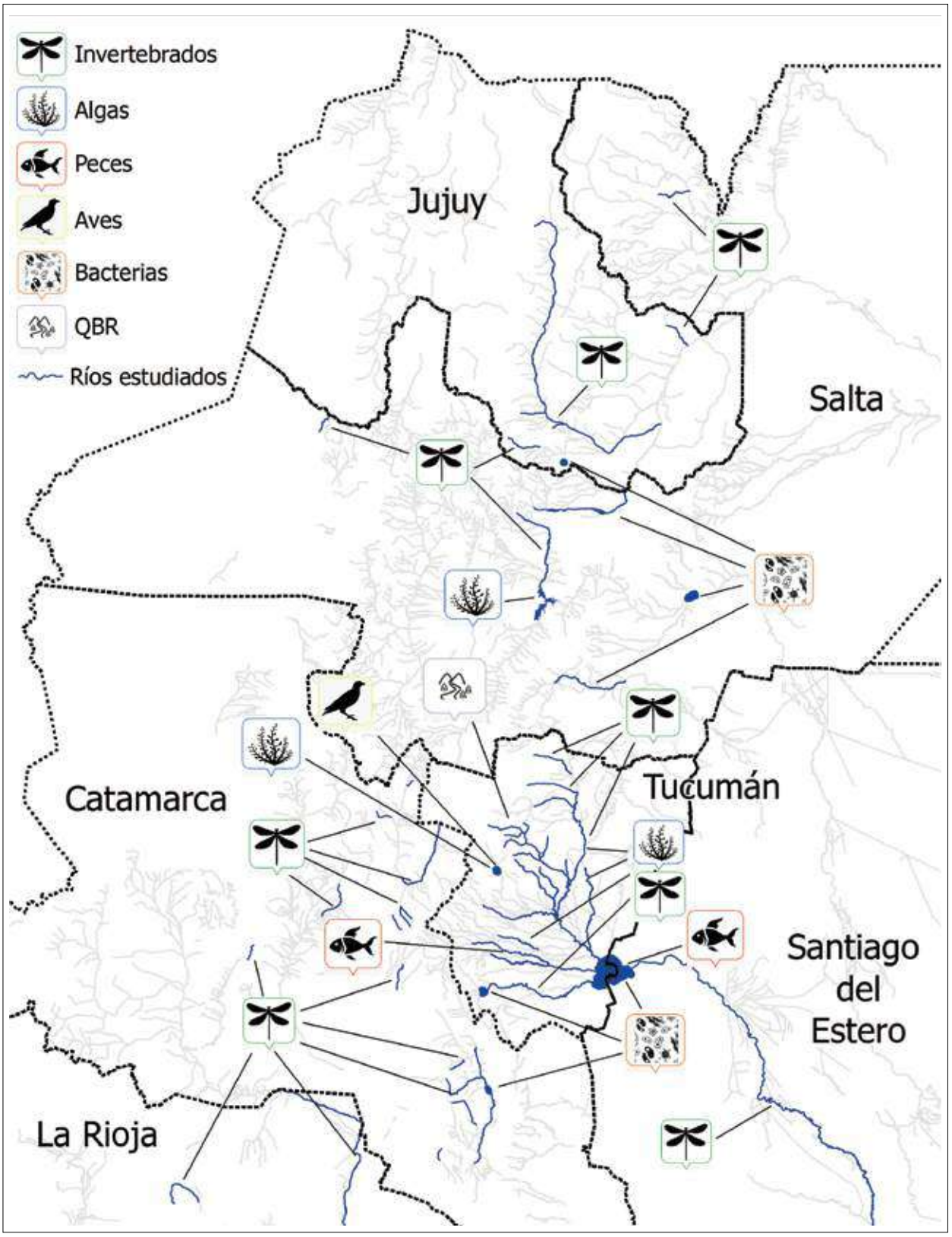


Figura 3: Ríos del NOA estudiados e índices aplicados.

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

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

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

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

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

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

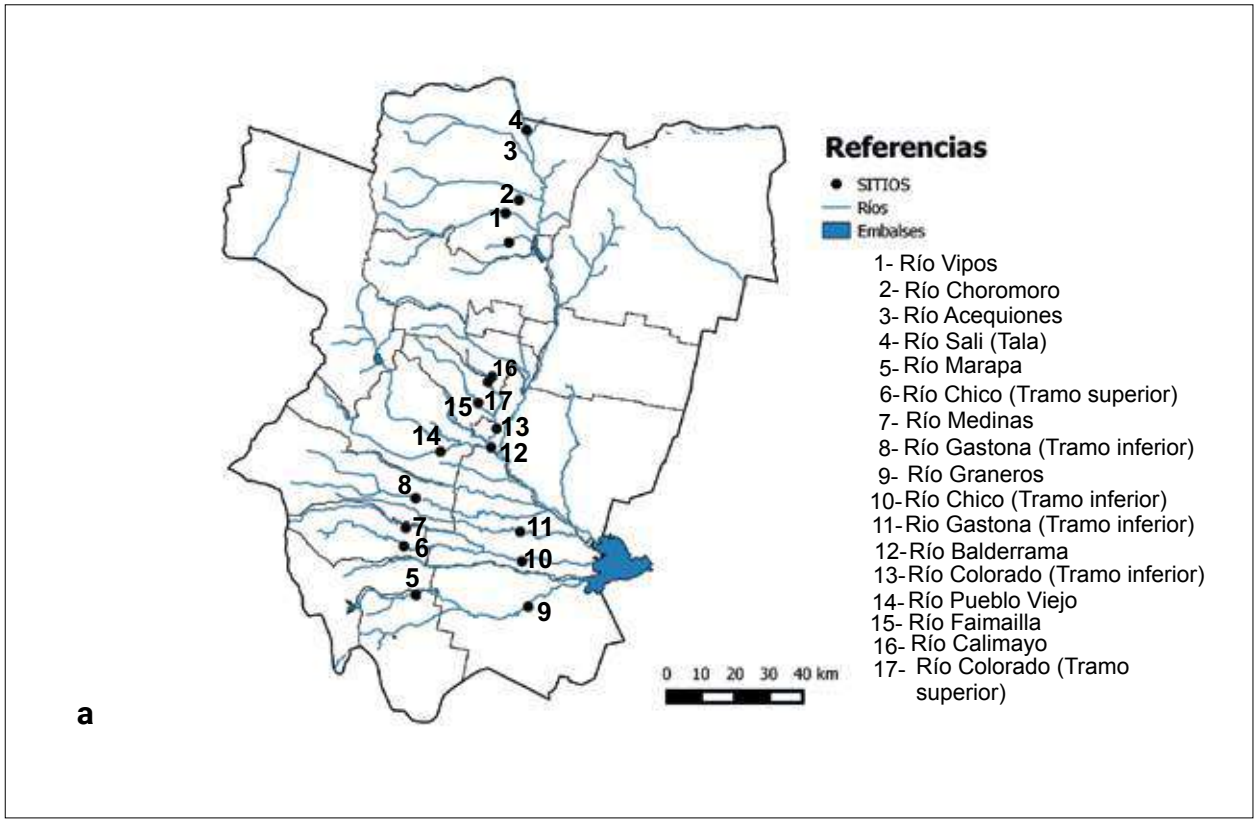


Figura 4a: Localización de las estaciones de muestreo en la provincia de Tucumán.

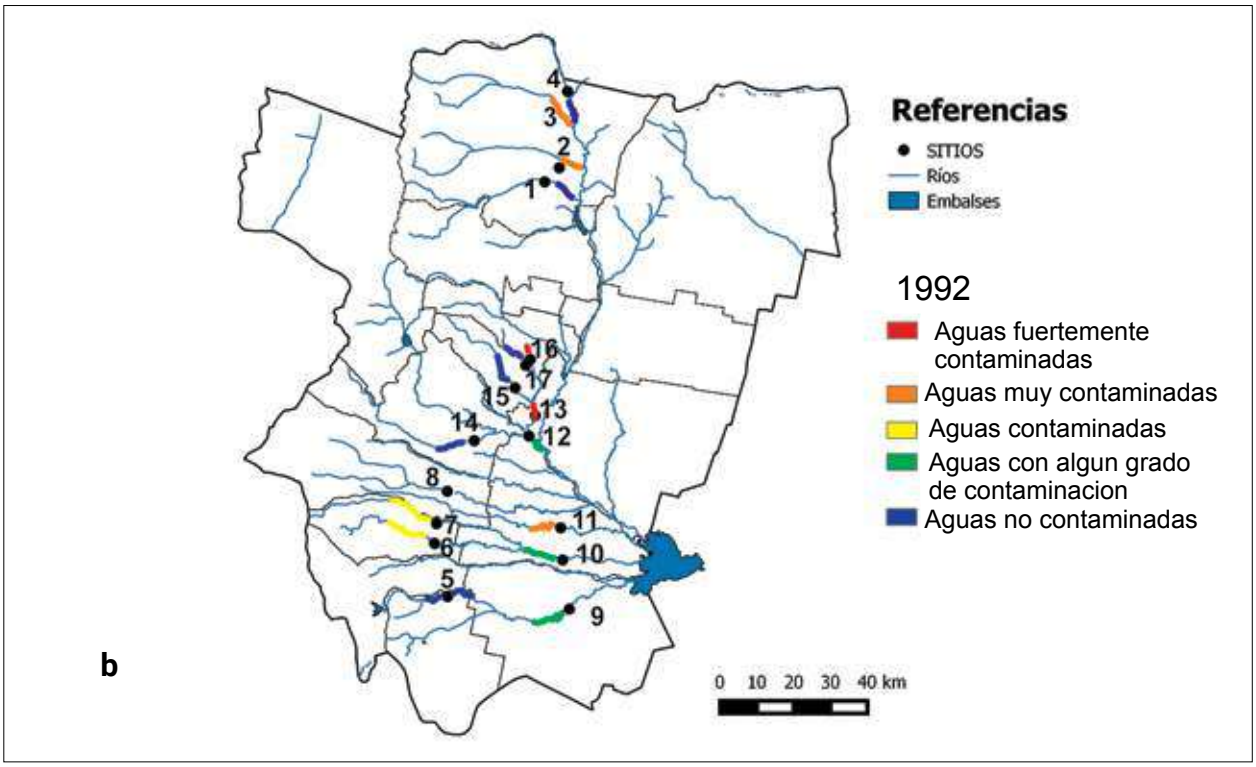


Figura 4b: Mapa de Calidad (promedio) del agua en los diferentes ríos de Tucumán en el año 1992-93. Tomado de Domínguez y Fernández, 1998.

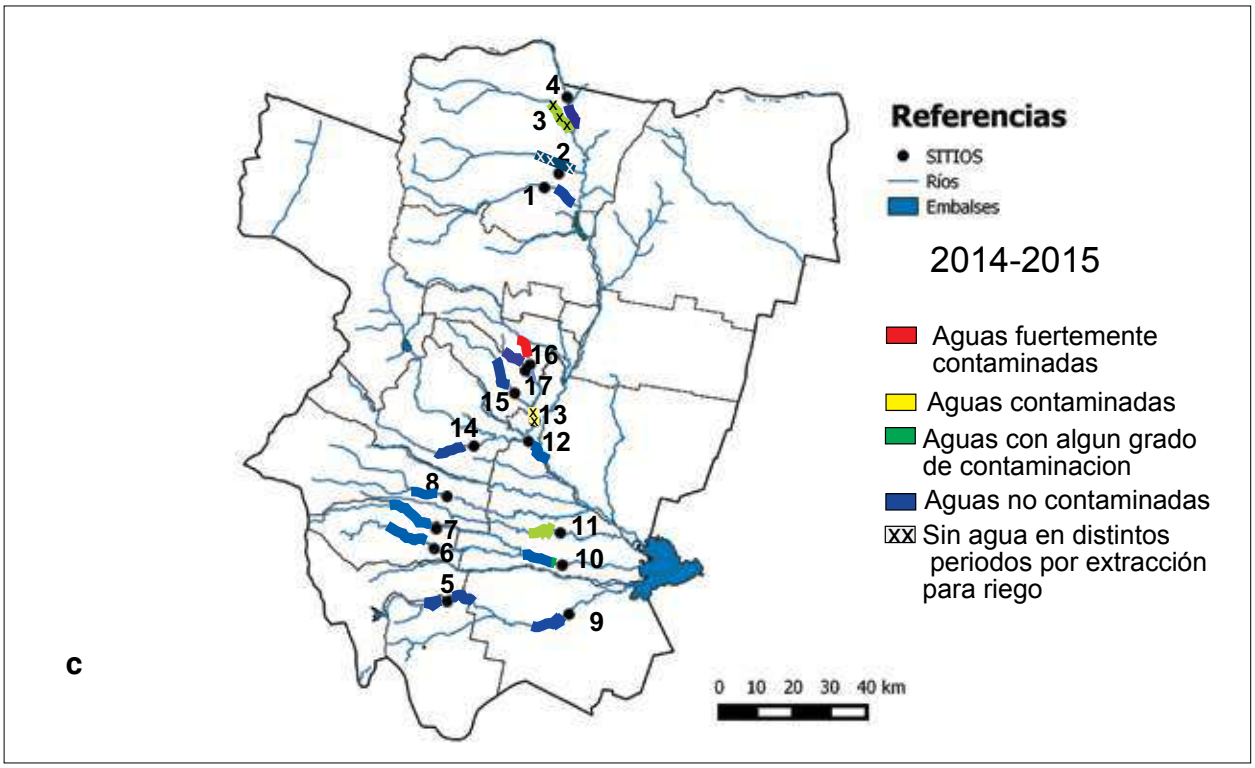


Figura 4c: Mapa de Calidad del agua en los diferentes ríos de Tucumán, período 2014-2015.

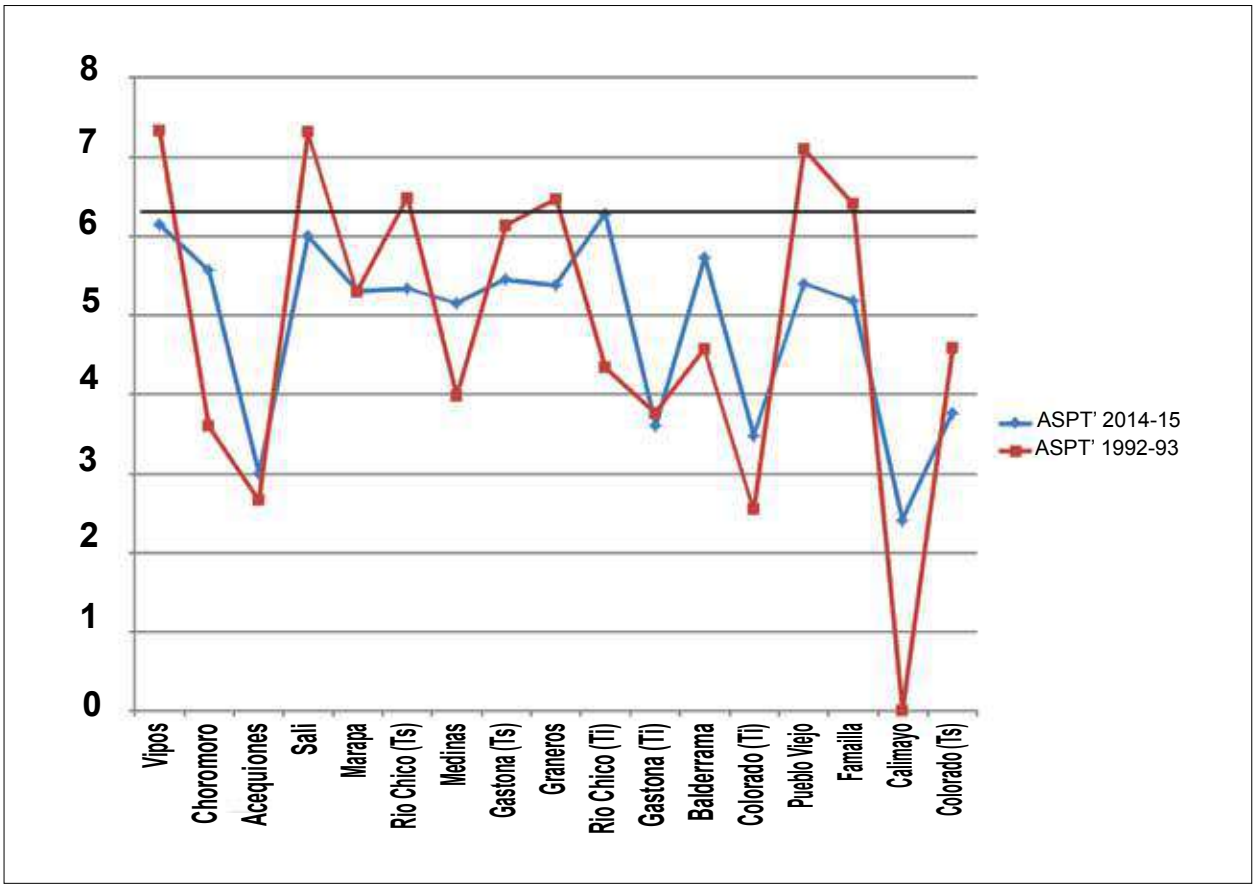


Figura 5. Comparación ASPT 1992-93 con 2014-2015. Media período 1992-93= 4,8 (n= 51); media período 2014-15= 4,9 (n= 67).



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



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



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



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

Conflictos y Monitoreo Ambiental Permanente

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

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

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

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

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

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

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

Conclusión

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

Bibliografía

Alba-Tercedor, J. y A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética,* 4: 51-56.

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

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

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

Armitage, P.D., Moss D, Wright J.F. & Furse M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research,* 17: 333–347.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Domínguez, E. y H.R. Fernández 1998. *Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán- Argentina) medida por un índice biótico.* Serie conservación de la Naturaleza nº 12. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

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

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

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

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

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

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

Fernández, H.R., F. Romero, M.B. Vece, V. Manzo, C. Nieto, M. Orce. 2002. Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán- Argentina). *Limnética,* 21 (1-2): 1-13.

Fernández, H. R., F. Romero & E. Domínguez. 2009. Intermountain basins use in subtropical regions and their

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

González, J.A. y E. Domínguez. 1994. *Efectos de los efluentes de una planta elaboradora de papel sobre la calidad del agua y composición biótica en el Arroyo Calimayo (Tucumán-Argentina).* Serie Conservación de la Naturaleza 8. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Seeligmann C., B. Tracanna, S. Martinez de Marco y S. Isasmendi. 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentino. *Limnética,* 20 (1): 123-133.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino

Mercedes R. Marchese
Ana M. Gagneten
Luciana Montalto
Luciana I. Gallardo
Miryam Pieri Damborsky
Alicia S.G. Poi

Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino

Mercedes R. Marchese, Ana M. Gagneten, Luciana Montalto, Luciana I. Gallardo, Miryam Pieri Damborsky y Alicia S.G. Poi

Resumen

Este capítulo sintetiza información sobre bioindicadores de ambientes acuáticos en la Región de Humedales del Corredor Fluvial Chaco-Mesopotámico y del Corredor Fluvial Paraguay-Paraná. Se incluyen estudios sobre macroinvertebrados bentónicos, de áreas vegetadas en humedales y zooplanctónicos referidos a las asociaciones de especies indicadoras, aplicación de índices bióticos y ensayos ecotoxicológicos. En los ensayos se utilizaron especies bentónicas y zooplanctónicas a escala de micro y mesocosmos para analizar el efecto de distintos contaminantes, principalmente sobre crecimiento, reproducción, historia de vida, comportamiento, malformaciones, así como la capacidad de bioacumulación y eliminación de metales. Además, se incluyen estrategias adaptativas de invertebrados para evitar distintos tipos de estrés. Se plantea la obtención de un índice de sostenibilidad, integrando indicadores ecológicos y socioeconómicos, que permita diagnosticar la salud ambiental de sistemas acuáticos de la región.

Palabras clave: Macroinvertebrados, zooplancton, índices bióticos, ensayos ecotoxicológicos, estrategias adaptativas.

Abstract

We synthesized information on bioindicators of aquatic environments included in the Wetland Region of the Chaco-Mesopotamian Fluvial Corridor and Fluvial Paraguay-Paraná Corridor. Studies on benthic macroinvertebrates, macroinvertebrates of vegetated areas in wetlands and zooplankton related to the species association indicator, biotic indices applied and ecotoxicological tests are included. In ecotoxicologic tests, different benthic and zooplanktonic species were used at the micro and mesocosm scales to analyze the effect of different pollutants, mainly on growth, reproduction, life history, behavior, malformations, as well as the capacity for bioaccumulation and elimination of metals. In addition, adaptive invertebrate strategies are included to avoid different types of stress. It is proposed to obtain a sustainability index integrating ecological and socioeconomic indicators that allow the environmental health of aquatic systems in the region to be diagnosed.

Keywords: *Macroinvertebrates, zooplankton, biotic index, ecotoxicology bioassays, adaptive strategies.*

Introducción

En este capítulo se sintetiza información sobre bioindicadores de ambientes acuáticos comprendidos principalmente en la Región de Humedales del Corredor Fluvial Chaco-Mesopotámico (Kandus *et al.,* 2017) y Humedales del Corredor Fluvial Paraguay-Paraná (Benzaquen *et al.,* 2013) (Fig.1). La principal característica de la región Nordeste, por estar enmarcada por los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay es el gran desarrollo de humedales de aguas corrientes y quietas.

El eje fluvial Paraguay-Paraná drena una cuenca formada por diferentes regiones que cubren grandes áreas. La cuenca del Paraná se extiende desde 15° S a 35° S, cubriendo un amplio rango latitudinal. La caracterización climática de la cuenca es tropical húmedo en el noreste (15° S) cambiando a subtropical/templado húmedo en el sur (35° S) y subtropical desértico en el oeste (Iriondo, 2007). La temperatura media en enero (mayor a 27,5 °C) indica que la región del Chaco es el área más cálida en América del Sur (Paoli y Schreider, 2000). Las temperaturas medias en julio varían entre 20 y 25 °C en el norte y entre 10 y 15 °C en el sur.

El régimen hidrológico, con sus fases anuales de inundación y sequía y la compleja red de conectividad hidrológica entre ambientes lóticos y leníticos, son las principales fuerzas que impulsan los intercambios longitudinales y laterales de sedimentos, materia orgánica y organismos a escala de paisaje fluvial.

El río Paraná presenta un hidrograma unimodal similar en sus diferentes tramos, con aguas altas durante los primeros seis meses del año y picos máximos en marzo-abril y aguas bajas en la segunda mitad del año, con flujos mínimos en septiembre-octubre. Sin embargo, algunos eventos climáticos como el Fenómeno de El Niño o La Niña (ENSO en sus siglas del inglés) pueden cambiar este régimen dando lugar a etapas prolongadas de aguas altas o bajas.

El tramo superior del río Paraná, con un caudal promedio de 12.000 $m^3 s^{-1}$, rige el régimen hidrológico de los tramos inferiores. En el tramo medio se registraron en la última centuria entre 4.000 y 60.000 $m^3 s^{-1}$, con un caudal medio de 20.000 $m^3 s^{-1}$ y sólo el cauce principal transporta el 85% del total del caudal (Marchese *et al.,* 2002).

En la extensa planicie de inundación, localizada en las provincias del Chaco y Santa Fe, existen numerosas lagunas de espiras con variable cobertura de plantas flotantes libres conectadas al régimen de inundación de los grandes ríos. La densa cobertura de estas plantas (especialmente de *Eichhornia crassipes*) influencia la calidad del agua por proveer materia orgánica e influenciar la dinámica de los nutrientes y el contenido de oxígeno



Figura 1. Mapa de la región Nordeste de estudio. Red de drenaje 1:2.500.500 tomada del Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH).

disuelto en el agua (Ezcurra de Drago *et al.,* 2007; Casco *et al.,* 2014; Mayora *et al.,* 2017). En cambio, los cursos de agua del Chaco oriental tienen un complejo régimen hidrológico que depende de la distribución y volumen de las precipitaciones. Gran parte de la superficie de la provincia de Corrientes está ocupada por humedales que se alimentan de las lluvias locales. En el sector noroccidental el paisaje presenta numerosas lagunas localizadas sobre lomadas arenosas con baja salinidad, pH variable, buena disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua, baja concentración de nitrógeno total y aguas transparentes colonizadas por vegetación sumergida y palustre (Bonetto, 1978a,b). En este tipo de humedales son necesarios estudios a largo plazo que contemplen períodos secos y lluviosos para dar un diagnóstico preciso del estado ecológico (Poi *et al.,* 2016).

Las ciudades capitales de las provincias de Formosa, Chaco, Corrientes, Misiones, Santa Fe y Entre Ríos tuvieron un acelerado proceso de urbanización desde 1960 hasta la actualidad, período en el cual el número de habitantes se incrementó considerablemente. Este proceso, debido mayormente al desplazamiento de la población rural a los centros urbanos (Foschiatti, 2012), generó el deterioro de los ambientes acuáticos debido principalmente a una falta de planificación territorial y a la precariedad en la ocupación de las tierras.

Macroinvertebrados bentónicos

Indicadores utilizados, asociación de especies

En sistemas tan complejos como el río Paraná y su llanura aluvial no es fácil distinguir los distintos grados de enriquecimiento orgánico/contaminación a través de la estructura bentónica si no se tienen conocimientos mínimos sobre los requerimientos ecológicos de las especies dominantes en la comunidad bentónica típica del ambiente en estudio. No obstante, si bien es difícil identificar un ensamble representativo para un tipo específico de contaminación, el conocimiento de la estructura del ensamble es útil porque se pueden identificar áreas donde la calidad es pobre y en esas áreas es donde se deberán intensificar los estudios a fin de dar posibles soluciones. Por otro lado, también es útil para delimitar a nivel sistémico áreas de mayor perturbación. En este sentido, es fundamental tener un análisis del sistema y no sólo de un área reducida, porque las posibilidades de hacer un diagnóstico y dar recomendaciones erróneas aumentan en el último caso. Al respecto, en ríos con llanura de inundación es necesario tener en cuenta no sólo el cauce principal sino también el área inundable (Marchese *et al.*, 2008a) ya que debido a la dinámica hidrosedimentológica se produce redistribución de sedimentos desde el cauce principal al área inundable y viceversa.

De acuerdo con el análisis de resultados obtenidos en el sistema del río Paraná en su tramo medio, los ambientes determinados como enriquecidos orgánicamente fueron aquellos directamente afectados con descargas industriales y/o cloacales (Marchese, 1997; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999, 2006; Zilli y Gagneten, 2005; Pavé y Marchese, 2005; Marchese *et al*., 2008a). Por otro lado, en ambientes de la llanura aluvial se estudió el efecto del ganado sobre los invertebrados bentónicos y el proceso de enriquecimiento con materia orgánica en los humedales según la carga de ganado (Mesa *et al*., 2015, 2016). En los ríos Salado del Norte (tributario del río Paraná) y Santa Fe (cauce secundario) se observaron diferencias entre las estaciones aguas arriba, en la descarga de efluentes cloacales e industriales y aguas debajo de éstos. En las estaciones frente a los desagües de aguas residuales se observaron aguas enriquecidas orgánicamente, que tendían a recuperarse aguas abajo. Esto coincide también con los valores de DBO_5, concentración de fosfatos y de clorofila *a* que también aumentan en las mismas estaciones (García de Emiliani y Devercelli, 2004).

Es importante señalar que en el río Santa Fe el impacto del desagüe cloacal sobre la fauna bentónica sólo se observa en la ribera derecha donde se asienta la ciudad. Dicho efecto es "diluido" en el mismo sector en el centro del río, ya que, aunque en bajo número, se encuentra *Narapa bonettoi* que es una especie de oligoquetos intolerante a enriquecimiento orgánico. Esto se debe a que es un río de considerable caudal (1.700 m^3s^{-1}) y que el flujo de agua se recuesta sobre la ribera derecha.

En el sistema del río Paraná podemos identificar un proceso de eutrofización antropogénica y un proceso de eutrofización natural. El proceso de eutrofización natural se da en los cauces secundarios de menor caudal (< 500 m^3s^{-1}) y en las lagunas principalmente aisladas. Este proceso está relacionado con el régimen hidrológico y sus fluctuaciones estacionales entre la potamofase y limnofase (Neiff, 1990). En los cauces menores y las lagunas con alta cobertura vegetal, según su conexión al cauce y por consiguiente tiempo de residencia del agua, si la amplitud y magnitud de la fase de aguas bajas es grande, se da un efecto de empobrecimiento en el bentos con una gran acumulación de necromasa vegetal a nivel del fondo que conlleva a baja concentración de oxígeno, llegando inclusive a estados de anoxia y alta concentración de ácido sulfhídrico (Marchese y Ezcurra de Drago, 2006). Este proceso sucesional es reseteado durante la fase de inundación, principalmente por las de mayor amplitud y magnitud como los efectos del fenómeno ENSO (Marchese *et al*., 2002). Muchos autores han demostrado que las macrófitas actúan reciclando el fósforo desde el sedimento al agua en forma continua. Durante la senectud o muerte de la planta, se produce la liberación de importantes cantidades de fósforo y en consecuencia se reinicia el ciclo (Maine *et al*., 1996; Carignan y Vaithiyanathan, 1999; Panigatti, 2000).

De acuerdo con los resultados obtenidos en estudios realizados en distintos tipos de lagunas, cauces secundarios y tributarios del río Paraná (sintetizados en Marchese *et al*., 2002 y Ezcurra de Drago *et al*., 2007; Zilli y Gagneten, 2005; Pavé y Marchese, 2005) se puede establecer un gradiente de asociación de especies indicadoras de condiciones tróficas desde ambientes con bajo contenido orgánico, hasta ambientes eutróficos. Cabe señalar además, que las asociaciones de especies dependen de la calidad química del agua, principalmente la conductividad, además del enriquecimiento con materia orgánica del agua y sedimento del fondo. En este sentido, *Tubifex blanchardi* y *Paranais frici* sólo fueron registrados en ambientes con alta conductividad y también se registró que *Chironomus xanthus* y *Limnodrilus hoffmeisteri* son tolerantes a altos valores de conductividad.

Se puede determinar, en los extremos del gradiente de enriquecimiento orgánico, la dominancia de *L. hoffmeisteri* sobre los otros taxa, respondiendo a condiciones de cauces o sectores de ellos enriquecidos, mientras que en ambientes no enriquecidos orgánicamente dominan otros oligoquetos como *N. bonettoi* y *Haplotaxis aedeochaeta*. Con respecto a los quironómidos, *Parachironomus* sp. y *Polypedilum* sp. son más abundantes en ambientes no afectados por descargas orgánicas de origen antropogénico, mientras que *Axarus* sp. y *C. xanthus* aumentan su densidad en ambientes enriquecidos orgánicamente (Tabla 1).

Así, la asociación de especies que representa ambos extremos de menor a mayor gradiente trófico en ambientes lóticos de mayor caudal del sistema del Paraná con baja conductividad está dada por *Narapa bonettoi + Haplotaxis aedeochaeta + Myoretronectes paranaensis + Tobrilus* sp.*+ Lopescladius* sp.⇒ *Limnodrilus hoffmeisteri + Pristina americana + Chironomus xanthus + Pisidium* sp.*+ Corbicula flumínea*.

Por otro lado, el gradiente en los ambientes con alta conductividad está representado por la asociación de *Glyptotendipes* sp. *+ Polypedilum* spp. *+ Cytheridae sp. + Paranais frici*⇒ *Tubifex blanchardi + Heleobia parchappei + Chironomus xanthus + Goeldochironomus* sp. *+ Limnodrilus hoffmeisteri*.

Como fue mencionado, la presencia de *T. blanchardi* en nuestra región está sólo asociada a ambientes de alta conductividad (Varela *et al*., 1986; Marchese, 1988; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999). Dicho parámetro, para esta especie es el factor principal que determina su distribución y el enriquecimiento orgánico, tanto de origen natural como de origen antropogénico (cuenca del río Saladillo y río Salado, respectivamente), es una condición secundaria, aunque necesaria.

Con respecto a los ambientes leníticos, se presentan marcadas diferencias en densidad y riqueza de especies en los ensambles de macroinvertebrados bentónicos según el tipo de conexión de las mismas y además están fuertemente influenciadas por el régimen hidrosedimentológico. Así, en las lagunas de conexión directa con el río, la asociación típica incluye a *Campsurus* sp.*, Pisidium* sp.*, Pristina* spp.*, Dero* spp. y *Nais* spp., mientras que, en lagunas aisladas, la asociación de especies es caracterizada *por C. xanthus, Branchiura sowerbyi, L. hoffmeisteri, Aulodrilus pigueti* (Marchese *et al.,* 2002).

Aplicación de índices bióticos

Para muchos de los ambientes lóticos del tramo medio del río Paraná, los índices propuestos en la bibliografía mundial del hemisferio Norte no son aplicables, debido fundamentalmente a que los grupos taxonómicos considerados en estos índices como de aguas limpias o intolerantes, no son los comúnmente registrados (ej. plecópteros, tricópteros y efemerópteros) en los ambientes lóticos de este sistema. Por otra parte, aquellos grupos considerados como tolerantes o de aguas contaminadas, tales como oligoquetos y quironómidos son precisamente los taxa que caracterizan al bentos de grandes ríos con llanura aluvial. Al presente, los índices bióticos (ver síntesis en Fig. 2) aplicados en ríos del sistema del río Paraná se basan en la relación *Limnodrilus hoffmeisteri*/densidad total, que aumenta en ambientes con contaminación orgánica (Marchese, 1997; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999; Pavé y Marchese, 2005). Así, solo la presencia de *L. hoffmeisteri* no es indicadora de contaminación orgánica sino su densidad o dominancia. Por otro lado, en los ambientes de alta conductividad disminuye la relación quironómidos/oligoquetos y puede ser utilizada si se tiene conocimientos de las características físicas del ambiente a fin de determinar si se debe a una menor calidad del agua o sólo a las características del hábitat (Marchese y Ezcurra de Drago, 1999; Pavé y Marchese, 2005).

En cauces secundarios y tributarios de menor caudal, índices tales como IMPRP (Rodrigues Capítulo, 1999), IB-Pamp (Rodrigues Capítulo *et al*., 2001), BMWP (Armitage *et al*., 1983; Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988), IBF (Hilsenhoff, 1988) han sido aplicados en la subregión de la Pampa Mesopotámica (Entre Ríos) donde se obtuvieron diferencias en la discriminación de calidad del agua según el índice aplicado, lo que sugiere la necesidad de un ajuste de los índices a la región (Cretaz Minaglia *et al*., 2014, 2015; Juárez *et al*., 2016).

Por otro lado, en el río Salado del Norte el IMRP y el SIGNAL 2 (Chessman, 2003) fueron los índices que mejor reflejaron las condiciones del ambiente y distinguieron con mayor exactitud los sitios perturbados por metales y enriquecimiento orgánico (Capeletti *et al*., 2017).

A pesar del debate sobre la validez de índices de diversidad para estudios de monitoreo, aún es uno de los parámetros de la comunidad utilizado para medir la salud

Tabla 1. Lista de asociación de especies indicadoras de aguas de un gradiente trófico de menor a mayor enriquecimiento orgánico del río Paraná.

Aguas limpias, con baja concentración de materia orgánica de origen natural o antropogénica	Oligochaeta *Narapa bonettoi* *Haplotaxis aedeochaeta* Turbellaria *Myoretronectes paranaensis* *Itaspiella parana* Nematoda *Tobrilus* sp. Diptera Chironomidae *Lopescladius* sp. *Djalmabatista* sp. *Tanytarsus* sp. *Parachironomus* sp. *Glyptotendipes* sp. Ephemeroptera *Campsurus violaceus*
Aguas con moderada concentración de materia orgánica de origen natural o antropogénica	Oligochaeta *Paranadrilus descolei* *Bothrioneurum americanum* *Aulodrilus pigueti* *Pristina americana* *Paranais frici* Diptera Chironomidae *Polypedilum* spp. *Criptochironomus* sp. *Coelotanypus* sp. *Ablabesmyia* sp. Mollusca Bivalvia *Pisidium* sp. *Corbicula fluminea*
Aguas con alta concentración de materia orgánica de origen natural o antropogénica	Oligochaeta *Branchiura sowerbyi* *Limnodrilus udekemianus* *Nais variabilis* *Nais communis* *Dero multibranchiata* *Dero sawayai* Diptera Chironomidae *Axarus* sp. *Goeldichironomus* sp. Mollusca Gasteropoda *Heleobia parchappei* Diptera Chironomidae *Chironomus xanthus* Oligochaeta *Tubifex blanchardi* *Limnodrilus hoffmeisteri*

de un ambiente (Washington, 1984). Wilhm y Dorris (1968) sugirieron para distinguir el estado de un río, que un índice de diversidad (d o H) < 1,0 indica que está altamente poluido, si es d = 1,0-3,0, moderadamente poluido y d > 3,0, aguas limpias. La aplicación de este criterio al sistema del Paraná (principalmente al cauce principal o cauces secundarios de mayor caudal) sería errónea, porque la diversidad en la faja central de dichos cauces generalmente es < 1,0 (Marchese y Ezcurra, 1992; Blettler y Marchese, 2005; Ezcurra de Drago *et al*., 2007). Esto no se debe

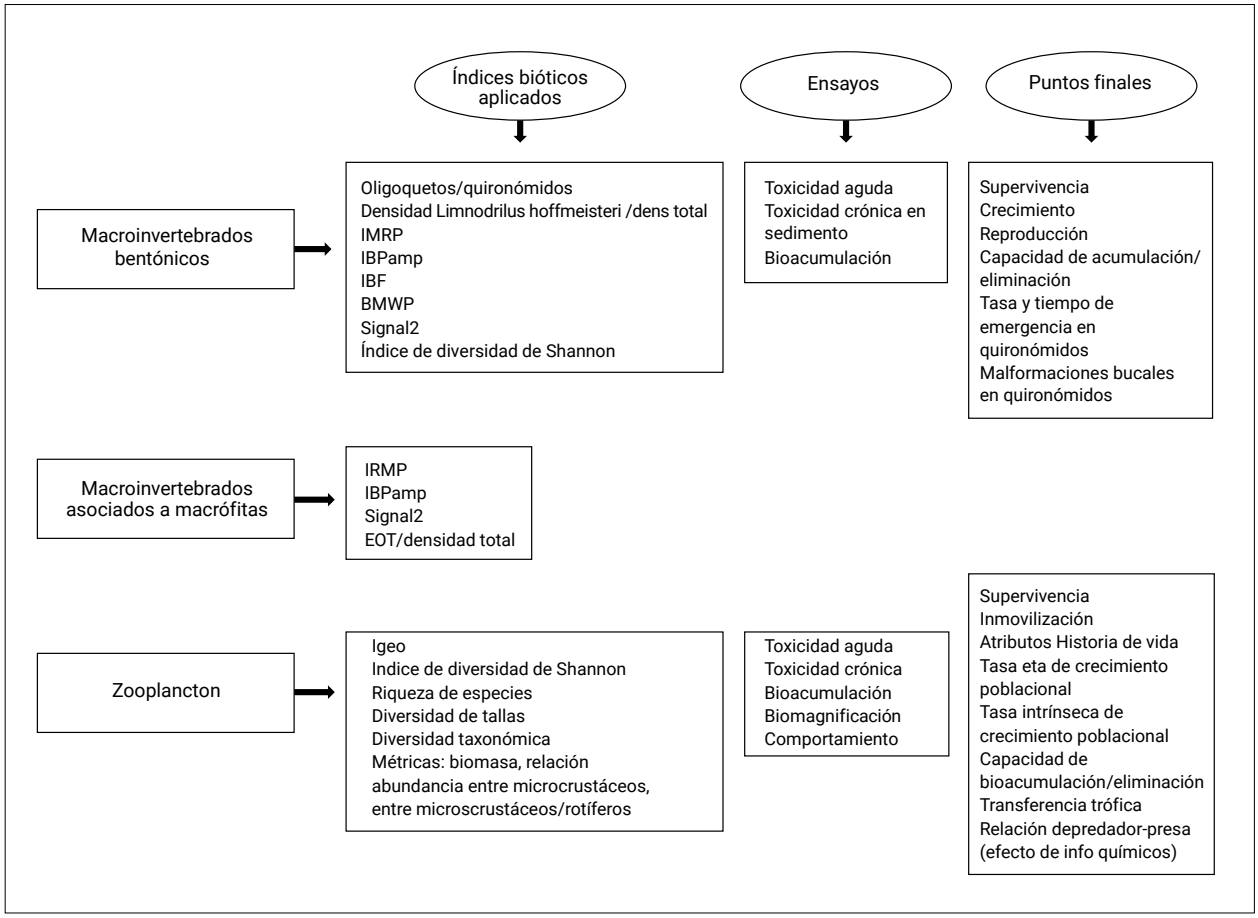


Figura 2. Síntesis de índices bióticos aplicados, bioensayos y puntos finales analizados utilizando macroinvertebrados bentónicos, macroinevrtebrados asociados a macrófitas y zooplancton.

a aguas de mala calidad sino a las características físicas del cauce (gran caudal, lecho móvil con dunas de hasta 8 -11m de altura y estrés hidráulico (Drago, 2007; Blettler *et al.,* 2008, 2012, 2016) que lo hacen sumamente riguroso para su colonización y sólo una asociación de tres especies (*N. bonettoi + H. aedeochaeta + M. paranensis*) es la más frecuente y alcanza un mayor desarrollo. En coincidencia con Prat *et al.* (2009), el índice de diversidad sólo debe ser tenido en cuenta como un parámetro más a analizar en la estructura de la comunidad pero no para determinar por sí solo grados de polución.

Hay otros índices como IOBS (Oligochaete Index of Sediment Bioindication), (Association Francaise de Normalisation AFNOR, 2002; Lafont *et al*., 2007) e IOBL (Oligochaete Index of Lake Bioindication, AFNOR 2005), que aunque muy utilizados en Francia principalmente y que podrían ser útiles en ambientes de la llanura aluvial, aún no fueron aplicados, dado que deberían ser ajustados a especies dominantes en esta región. Asimismo, técnicas más recientes, como la aplicación de técnicas de secuenciación masiva de última generación (NGS, de sus siglas en inglés), tienen el potencial de extender la aplicación de información de ADN para su uso en biomonitoreos de rutina (Hajibabaei *et al*., 2011; Carew *et al*., 2013). Estas herramientas para evaluar calidad ambiental fueron utilizadas principalmente con oligoquetos dada su dificultad de identificación (Vivien *et al*., 2015, 2016), pero al presente, no se conoce su aplicación en biomonitoreos de ambientes de América del Sur.

Los índices de similitud y disimilitud son numerosos en la literatura y en los estudios cuali-cuantitativos de la región; el índice de Bray-Curtis fue uno de los más utilizados. Por otro lado, la aplicación de técnicas de análisis multivariado de ordenación y clasificación han sido marcadamente restringidos a la detección de patrones en estudios extensivos que incluyen muchos sitios de muestreo o ambientes. En estudios de la región, incluyendo distintos tipos de ambientes se aplicó el Análisis de Componentes Principales (ACP), el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), el Análisis de Correspondencia Detendenciado (ACD) y el Análisis Multidimensional de Escalamiento No Paramétrico (NMDS) con resultados que permitieron discriminar gradientes de perturbación (Marchese, 1997; Marchese y Ezcurra de Drago, 1999; Pavé y Marchese, 2005; Zilli y Gagneten, 2005; Marchese y Ezcurra de Drago, 2006; Marchese *et al*., 2008a).

Macroinvertebrados de áreas vegetadas en humedales

Como se expresara anteriormente, la aplicación de índices bióticos ampliamente utilizados que fueron diseñados para ríos y arroyos de bajo orden, se complica en los humedales debido a la complejidad del hábitat ejercido por la vegetación (USEPA, 2002a, Batzer y Boix, 2016). Algunos atributos de los ensambles como la riqueza de especies (Awal y Svozil, 2010) o de familias (Ortega *et al*., 2004), la abundancia total y la riqueza de taxones (Stewart y Downing, 2008) fueron usados para conocer la integridad de los humedales. Otros autores han propuesto como indicadores de esta situación la abundancia relativa de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera, Tanypodinae, Chironomidae, Oligochaeta y Coleoptera (Lunde y Resh, 2012), la riqueza, densidad y proporción de EOT (Ephemeroptera, Odonata y Trichoptera) respecto de la abundancia total (Stewart y Downing, 2008) y el cociente entre la riqueza de Coleoptera y Heteroptera (Ortega *et al*., 2004).

En el caso de los humedales con cobertura parcial o total de vegetación acuática, el fondo está cubierto por una capa de detritos vegetales de espesor variable, donde unos pocos taxones de invertebrados, como Oligochaeta y Chironomidae, son predominantes. La baja diversidad y abundancia de los macroinvertebrados del bentos limita la aplicación de algunas métricas indicadoras de la integridad biótica de estos humedales (Kashian y Burton, 2000). Por ello, es de vital importancia incorporar los macroinvertebrados de las áreas vegetadas que aportan información complementaria y son ensambles de alta abundancia y diversidad.

La gran diversidad de ambientes, de tipos de hábitat y condiciones fisicoquímicas del agua que presenta el noreste de Argentina han permitido reunir información sobre los ensambles de invertebrados, tanto en los ambientes de aguas lóticas como leníticas. A los efectos de este capítulo se han tomado los casos más relevantes que cuentan con número elevado de muestreos y situación de referencia.

A continuación, se señalan dos casos de estudio en la región objeto de este capítulo.

El río Negro es un curso de agua de llanura de la provincia del Chaco que atraviesa, en su tramo bajo, el área metropolitana del Gran Resistencia y recibe diferentes efluentes domésticos e industriales (Zabala, 1999). De acuerdo con la información obtenida en cinco sitios localizados en el gradiente longitudinal del río durante periodos lluviosos y de estiaje (Damborsky *et al*., 2012), el análisis de componentes principales agrupa a los sitios del tramo medio y los segrega de los sitios del tramo bajo, los que presentan mayor conductividad eléctrica, salinidad y contenido de nutrientes. Los índices IMRP (Índice de Macroinvertebrados Pampeanos), SIGNAL 2 y IBPAMP (Índice Biótico para ríos y arroyos pampeanos) aplicados a los ensambles de invertebrados de las áreas litorales pobladas por dos especies de plantas acuáticas (Damborsky y Poi, 2015) responden de forma adecuada a los cambios en las condiciones del agua derivadas de la contaminación. Los valores altos del IMRP (entre 10,95 y 12,65) en el tramo medio del río se corresponden con la presencia de invertebrados relativamente sensibles a las perturbaciones ambientales, tales como *Hyalella curvispina, Trichodactylus borellianus* y *Palaemonetes argentinus*. En el tramo bajo del río con mayor efecto antrópico no se recolectaron organismos de mayor valor ecológico como indicadores ambientales (Amphipoda, Decapoda, Ancylidae, Trichoptera, larvas de Odonata y de Ephemeroptera) y se registraron grupos tolerantes tales como Chironomidae, Stratiomyidae, Ephydridae, Oligochaeta y Nematoda. El índice SIGNAL 2 ubica a cuatro de los sitios muestreados como aguas de alta salinidad y concentración de nutrientes y solo un sitio del tramo bajo fue considerado como afectado por polución urbana, según los ensambles de invertebrados registrados.

Otros ríos del Chaco Oriental que atraviesan áreas con suelos salinos tienen elevada salinidad durante el período de sequía. Un ejemplo de ello es el río Salado cuyas aguas, con alto contenido de sulfato, cloruro y sodio en estiaje, llegan a 19,1 gl^{-1} de salinidad y la conductividad alcanza 39.000 $\mu S.cm^{-1}$. En las condiciones descriptas no se registran plantas acuáticas y solo persisten algas filamentosas visibles al ojo desnudo de los géneros *Enteromorpha* (Chlorophyta) y *Compsopogon* (Rhodophyta). Los ensambles de invertebrados tienen baja diversidad (Poi de Neiff *et al*., 2002) y se componen del molusco *H. parchappei* (98,8% del total) y de los coleópteros adultos (*Berosus coelacanthus* y *Berosus patruelis*). Conocer la línea de base ambiental de estos ríos salinos en el período seco es de vital importancia para no confundir el efecto de la salinidad con el derivado de la contaminación del agua. En estos ríos *H. parchappei* u otra especie podría ser utilizada en los test de toxicidad debido a su tolerancia a la salinidad.

La Laguna Brava es un humedal localizado a 13 km de la ciudad de Corrientes cuyas características limnológicas se conocen desde su etapa prístina (Bonetto *et al.*, 1978a). Durante casi dos décadas recibió los efluentes no tratados de una planta textil con líquidos a 43°C y 18.200 $\mu S.cm^{-1}$ de conductividad, lo que ocasionó cambios en las condiciones físicas y químicas del agua y de diferentes comunidades bióticas (Zalocar de Domitrovic y Asselborn, 2000, CECOAL, 2011). La salinidad del agua de la laguna se incrementó diez veces, con el consecuente aumento en el contenido de sodio y de cloruros, la concentración del oxígeno disuelto disminuyó y el pH del agua cambió de neutro a fuertemente alcalino, por la incorporación de sales y de anilinas

(CECOAL, 2011). Las praderas de plantas sumergidas (*Ceratophyllum demersum*) desaparecieron debido al cambio en la transparencia del agua y al aumento de la salinidad. La vegetación flotante, por el contrario, registró un aumento en el número de especies, destacándose el importante desarrollo de camalotales en relación con los altos valores de nutrientes en el agua (CECOAL, 2011). Las especies tolerantes correspondieron a hirudíneos (*Helobdella* sp.), oligoquetos (*Dero* sp.), ostrácodos y larvas de dípteros Chironomidae (*Chironomus* sp.). Los ostrácodos pueden vivir en áreas ricas en materia orgánica y algunas especies están adaptadas a pH muy elevado (alcalino). En los muestreos posteriores a la declaración de la laguna como Reserva Natural Provincial de Usos Múltiples por el Gobierno de la provincia de Corrientes en 2012, el número de invertebrados en las áreas vegetadas por plantas flotantes (Gallardo *et al*., 2017) fue 7 veces menor que el registrado durante los muestreos tomados como línea de base (Tabla 2). Además, no fueron encontrados tricópteros ni algunas de las especies de efemerópteros registradas previamente (*Asthenopus guaraní,* Fig. 3). De los estudios comparativos surge que la proporción de tricópteros disminuye desde porcentajes comprendidos entre 0,6 y 6,4 en la situación de referencia a cero. La desaparición de *Asthenopus guaraní* de la laguna durante y con posterioridad al vertido de los efluentes la torna una especie sensible a la contaminación porque en los estudios de línea de base fue abundante en diferentes especies de plantas acuáticas y en el bentos (Bonetto *et al*., 1978b).

Tabla 2. Métricas utilizadas para evaluar la integridad biológica de la laguna Brava en la situación previa y posterior al vertido de efluentes industriales. En la situación posterior al disturbio la vegetación sumergida desapareció de la laguna. La información consignada corresponde a muestreos estacionales durante un ciclo anual en ambas situaciones. * La unidad de referencia fue ind/10 g de peso seco de vegetación para la especie sumergida e ind.m^{-2} para la especie flotante.

	Especie vegetal sumergida		**Especie vegetal flotante libre**	
Métricas	**Situación previa al disturbio**	**Situación posterior al disturbio**	**Situación previa al disturbio**	**Situación posterior al disturbio**
Número total de taxa	30	-	50	60
Número de familias	23	-	35	36
Número de taxa de:				
EOT	7	-	7	4
Ephemeroptera	3	-	3	1
Trichoptera	2	-	2	0
Odonata	2	-	2	2
Coleoptera	5	-	19	20
Porcentaje promedio de:				
EOT	17	-	3,5	7,7
Ephemeroptera	8,8	-	0,4	2,1
Trichoptera	4,7	-	0,4	0
Odonata	3,5	-	2,7	5,6
Coleoptera	3,3	-	17,6	32,9
Chironomidae	41,3	-	34	4,9
Abundancia promedio de:				
Ephemeroptera	56,3	-	43,3	50,8
Trichoptera	61	-	57,5	0
Odonata	39,5	-	278,1	83,1
Coleoptera	9,5	-	1983,1	432,3
Chironomidae	758,3	-	3967,4	83,16
Promedio de la abundancia total de macroinvertebrados*	1265,5	-	10046	1373,9

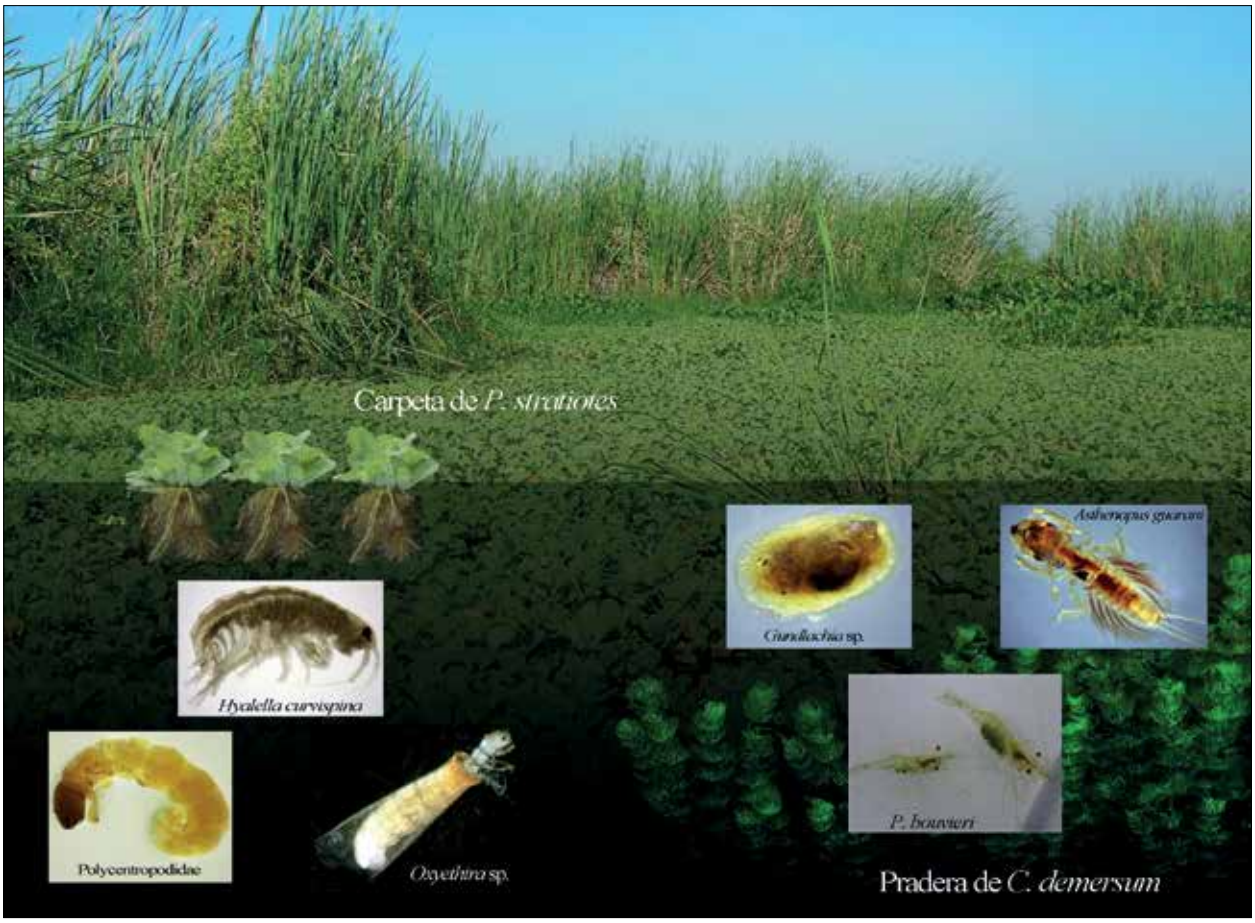


Figura 3: Taxa de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática que fueron sensibles a los cambios en las condiciones físicas y químicas del agua en respuesta a la contaminación industrial en la laguna Brava.

La riqueza de EOT, propuesto como indicador biológico de la condición ecológica en humedales (Stewart y Downing, 2008), disminuye durante el evento de contaminación respecto de la información de referencia, pero no su proporción respecto del total (Tabla 2). Esto se debe a que las larvas de *Caenis* sp. (Ephemeroptera) y de los odonatos (Libellulidae y Coenagrionidae) fueron abundantes en ambas situaciones.

Hyalella curvispina (Amphipoda) es un crustáceo muy frecuente en los humedales del noreste de Argentina donde vive asociado a distintas especies de plantas acuáticas (Poi de Neiff y Neiff, 2006). Su densidad poblacional es alta durante primavera y verano en las lagunas permanentes con conductividad eléctrica entre 65 y 260 $mS.cm^{-1}$ y dominancia de *Pistia stratiotes* (Galassi *et al.*, 2006). Con posterioridad a los eventos de contaminación de la laguna Brava, se registró depleción del oxígeno disuelto en los meses más cálidos y la ausencia de *H. curvispina* (Gallardo *et al.,* 2017). Esta disminución en la abundancia de sus poblaciones en condiciones de hipoxia fue señalada en otras lagunas de Corrientes y en el bentos del río Santa Cruz (Tagliaferro y Pascual, 2017). Los adultos de *H. curvispina* expuestos a bajas concentraciones de pesticidas (endosulfan) en experiencias de laboratorio aumentan la tasa de consumo de oxígeno (Negro *et al*., 2013).

Pseudopalaemon bouvieri (Palaemonidae) citado como frecuente en las praderas de *C. demersum* durante la situación de referencia (Bonetto *et al.,* 1978b) no fue registrado en la laguna Brava con posterioridad al vertido de los efluentes. Este camarón tiene distribución restringida a los cuerpos de agua de la Mesopotamia Argentina y habita la vegetación acuática sumergida de lagunas de Corrientes, las cuales se caracterizan por tener baja salinidad (Carnevali *et al*., 2016). La ausencia de registros pudo estar relacionada con los cambios en la condición de la laguna o con la desaparición de *C. demersum*.

Los moluscos Ancylidae son frecuentes en aguas con buenas condiciones ecológicas y muy frecuentes en la vegetación acuática de las lagunas del nordeste de la Argentina. Con posterioridad a los eventos de contaminación, su proporción disminuye en la laguna Brava (a menos del 1%) respecto de la situación previa en que varían entre el 4% y el 27,8% del total de los invertebrados (Fig. 3).

Zooplancton

En este capítulo se analizan algunos mecanismos de respuesta del zooplancton a estresores naturales y antrópicos, principalmente los efectos adversos de varios contaminantes (metales y plaguicidas) sobre especies zooplanctónicas de distribución holártica y sobre especies representativas del Litoral Fluvial Argentino (LTF).

Asociación de especies indicadoras:

Estudios realizados en una laguna urbana del sistema del río Paraná (laguna Setúbal) para evaluar los efectos de la urbanización han mostrado una alta abundancia de protozoos (*Dexiostoma campylum, Didinium nasutum, Plagyopila* y rotíferos Bdelloidea *Philodina* sp. y *Rotaria* sp.) en los sitios de recepción de desagües pluviales; mientras que los rotíferos Monogononta (*Platyias quadricornis*, *Mytilina ventralis* y *Lepadella ovalis*) y el cladócero *Chydorus pubescens* fueron dominantes en el sitio de referencia (José de Paggi *et al*., 2008). En el mismo sistema, la concentración de nitratos, amonio, calcio, sulfato y potasio indicaron tres órdenes de magnitud mayores a cuerpos de agua no contaminados de la región (Maine *et al*., 1999). Los autores concluyeron que el impacto de la urbanización se vio reflejado tanto en la química del agua como en la composición del zooplancton.

Por otro lado, en el sistema del río Salado (tributario del río Paraná) en su tramo inferior, muestran condiciones que permiten considerarlo entre meso y polisaprobios según Margalef (1983) dado que están enriquecidos orgánicamente (Gagneten *et al.* 2007). Los valores de DQO fueron más altos en el arroyo Las Prusianas (media 128 mgO_2L^{-1}) y más bajos en el río Salado (media 38,0 mgO_2L^{-1}), registrándose una amplia variación estacional con valores más altos en primavera y más bajos en verano. Además de la carga contaminante que ingresa al río Salado en su tramo inferior a través del arroyo Cululú, se produce un aporte importante de contaminantes por los efluentes industriales y urbanos de la ciudad de Esperanza (Santa Fe). En aguas bajas y dada la poca pendiente de toda la región, se forman bañados que pueden ser muy extensos y con gran superficie con cobertura vegetal multiespecífica. De modo similar a lo registrado para el sistema del río Paraná Medio, en los amplios bañados del río Salado se acumula necromasa vegetal que genera estados de anoxia. A esta perturbación de origen natural se suman procesos de contaminación industrial puntuales y difusos con la presencia no sólo de agroquímicos, pesticidas y nutrientes aportados por escorrentía o lixiviación de campos aledaños sino también valores de metales en agua y sedimentos de fondo (Cr, Cu, Pb pero no Cd) y sulfuro mayores a los estándares permitidos (Gagneten y Ceresoli, 2004).Los valores de materia orgánica, O_2 disuelto, nitritos, nitratos y sulfuro indicarían la confluencia de procesos de eutrofización y contaminación del sistema.

Al relacionar datos químicos y biológicos, se observa que la densidad de zooplancton presentó correlaciones negativas y significativas con la concentración de Cr y sulfuro; los cladóceros son los organismos menos tolerantes. Resultados similares fueron encontrados por Gagneten y Marchese (2003) por el efecto del herbicida Paraquat. La densidad total del zooplancton fue significativamente mayor en el río que en los canales y arroyos en la cuenca del río Salado en su tramo inferior, con dominancia de rotíferos pero mayor biomasa de cladóceros. Entre los copépodos, Calanoida dominó sobre Cyclopoida y Harpacticoida. Correlaciones negativas se encontraron entre biomasa de copépodos y concentraciones de Cu y Pb (Gagneten y Paggi, 2009). La riqueza y diversidad de especies fueron buenos indicadores de estrés ambiental: los rotíferos son los más tolerantes a metales, seguidos por copépodos y cladóceros. La alta conductividad registrada en el río Salado (media 5.965 $\mu S.cm^{-1}$) también podría ser causa de la proliferación de algunas especies de rotíferos tolerantes, tales como los géneros *Hexarthra, Brachionus* y *Lecane*, representados por numerosas especies. La biomasa absoluta decreció en el orden Copepoda>Cladocera>Rotifera. Las concentraciones de Cr del río Salado Inferior (Gagneten *et al.,* 2007) fueron muy superiores a los anteriormente registrados por Villar *et al*. (1998) en el río Paraná para sus tramos medio e inferior. Cataldo *et al.* (2001) registraron entre 3,16 y 4,97µg L^{-1} Cr en aguas superficiales y entre 27,90 y 59,90µg L^{-1} Cr en agua intersticial del delta del río Paraná. Por su parte, Gagneten y Ceresoli (2004) registraron hasta 215µg L^{-1} de Cr en aguas del arroyo Las Prusianas que desemboca en el río Salado, es decir, concentraciones de Cr entre uno y dos órdenes de magnitud superiores a las del río Paraná Medio.

La densidad total presentó una relación positiva con el oxígeno disuelto y con el mesozooplancton pero no con el microzooplancton, lo que indica que el microzooplancton sería más tolerante a la deficiencia de OD que la fracción mayor. Por otro lado, Gagneten y Paggi (2009) señalan que la biomasa zooplanctónica fue mucho menor en comparación con sistemas menos contaminados de la región (Paggi y José de Paggi, 1990). Este patrón es contrario a lo registrado para la densidad, lo que estuvo vinculado al establecimiento y proliferación de especies de pequeña talla. Se encontraron correlaciones negativas entre la biomasa de copépodos y las concentraciones de Cu y Pb en sedimentos y entre densidad de rotíferos y concentración de Cr en sedimentos. Esto indica que esta línea de evidencias (declinación en la biomasa del zooplancton a mayor concentración de metales) es un buen indicador de sistemas acuáticos contaminados con metales. Se determinaron tres grupos de ambientes en la cuenca del río Salado inferior: el cauce principal del

río, con menor contaminación y mayor densidad, riqueza y diversidad de zooplancton, y abundancia de cladóceros, que se separó claramente de los otros dos grupos de cursos de agua, principalmente canales y arroyos donde abundaron especies estrategas *r* de escasa biomasa y unas pocas especies tolerantes, tales como *Eucyclops neumani*. También disminuyó la riqueza y la diversidad de especies en relación con la concentración de metales (Gagneten *et al.,* 2009).

Por otra parte, más recientemente Regaldo *et al*. (2017) abordaron la contaminación por metales (Cr, Cu, Pb y el metaloide As) y plaguicidas (Atrazina y Endosulfán) en el sistema de los arroyos Colastiné-Corralito, que atraviesan zonas agrícolas e industriales del centro-sur de la provincia de Santa Fe y desembocan en el río Coronda (cauce secundario del río Paraná), registrando niveles muy altos de contaminación por metales. Los valores máximos de Cr y Pb superaron 137 y 143 veces los niveles guía del Cr, y 87 y 97 veces del Pb. También se registró la mayor concentración de Cu en el arroyo Colastiné, que superó 35 veces los valores propuestos para la protección de la biota acuática. En todos los sitios se manifestó el siguiente orden en la concentración en sedimento: Pb>-Cu>Cr>As. En relación con los plaguicidas, la Atrazina en agua se registró en concentraciones mayores que las del endosulfán -un insecticida prohibido en la Argentina, entre muchos otros países-, aunque nunca sobrepasó los niveles guía, mientras que cuando se registró endosulfán, siempre los superó.

Índices aplicados

El Índice de Geoacumulación (*Igeo*) introducido por Müller (1981) y aplicado por varios autores en diferentes contextos (Salomons y Förstner, 1984; Jordão *et al*., 2002; Muñiz *et al*., 2004) es usado como una medida de contaminación de sedimentos por metales. Müller determinó el grado de contaminación por metales en base a siete rangos del *Igeo* (desde ambientes no contaminados hasta muy seriamente contaminados) mediante: *Igeo* = $\log_2$ CN/1.5 BN, donde CN es la concentración medida del metal N en el sedimento y BN es el contenido del elemento en promedio en el sedimento de ambientes no contaminados de referencia. El factor 1.5 fue introducido para incluir posibles diferencias en los valores históricos debidos a variaciones en la litosfera.

En la cuenca del río Salado inferior se encontraron diferencias significativas en metales entre agua y sedimento en relación con un sitio control. Se pudo diferenciar contaminación histórica y difusa, de contaminación puntual de origen industrial (Gagneten *et al*., 2007). En el mencionado sistema, los valores del *Igeo* para Cr y Pb variaron entre "altamente contaminado" y "seriamente contaminado".

Se encuentran disponibles diversos índices para determinar la integridad ecológica de sistemas acuáticos en relación con la estructura de las comunidades (Gallardo *et al.*, 2011). Sin embargo, su utilidad varía considerablemente dependiendo de los parámetros medidos y la información que proveen dependerá de las condiciones ambientales, dificultando así la selección de los índices más apropiados para biomonitoreos de cuencas hidrográficas y la comparación entre diferentes sistemas.

Las mediciones más tradicionales son la riqueza y diversidad de especies, pero hay otros tales como la diversidad funcional, la diversidad de tallas y diversidad taxonómica. Pueden a su vez compararse utilizando Modelos Aditivos Generalizados (GAM, en sus siglas en inglés). A su vez, se realizan regresiones entre los índices y variables ambientales para determinar qué factores ambientales se relacionan (positiva o negativamente) con los indicadores de biodiversidad en una determinada cuenca.

A la luz de los resultados encontrados por diversos grupos de investigación en distintas partes del mundo, pueden establecerse algunas generalizaciones en cuanto al grado de sensibilidad/tolerancia a contaminantes y eventualmente, establecer gradientes de sensibilidad de especies o asociaciones de especies ante cada situación ambiental en particular. Para mayor información sobre los índices propuestos para la comunidad zooplanctónica, el modo de implementación e interpretación, así como sus ventajas y limitaciones, consultar los aportes realizados por Gallardo *et al*.(2011).

Ensayos ecotoxicológicos principales puntos finales

Macroinvertebrados bentónicos

Muchos autores han desarrollado técnicas de bioensayos, utilizando a diferentes especies del bentos y del pleuston, tales como oligoquetos, quironómidos, *Hyalella* sp., *Hexagenia* sp., entre otros, teniendo en cuenta ensayos de toxicidad aguda en medio líquido (Chapman *et al.,* 1982a,b; Chapman y Brinkhurst, 1984) ensayos de toxicidad crónica en sedimento y los de bioacumulación (Burton, 1991; Reynoldson *et al*., 1991; Ankley *et al*., 1992; Dermott y Munawar, 1992; Rosenberg y Resh, 1993; Marchese y Brinkhurst, 1996; Egeler *et al*., 1997; Mäenpää *et al*., 2003; Marchese *et al*., 2008; Pavé, 2012; Diepens *et al*., 2014; entre otros).

Los puntos finales más apropiados, recomendables y aplicables para predecir condiciones ecológicas están asociados a crecimiento y reproducción (Wiederholm *et al*., 1987; Giesy y Hoke, 1989). Se propuso a *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta) como especie a ser utilizada en

regiones tropicales y subtropicales para ensayos ecotoxicológicos crónicos en sedimento dado que se obtuvieron resultados comparables al protocolo estandarizado con *Tubifex tubifex* (Marchese y Brinkhurst, 1996). La inducción de malformaciones bucales por metales en larvas de *Chironomus* en condiciones de laboratorio y en campo, ha sido reportada por varios autores a nivel mundial (Janssens de Bisthoven *et al*., 1998, 2001; Kuhlmann *et al.*, 2000; Vermeulen *et al*., 2000; Martínez *et al*., 2003, 2006; Dias *et al*., 2008; Cortelezzi *et al*., 2011) y en la región (Pavé, 2012). En quironómidos (*Chironomus* gr. *decorus*) se obtuvieron malformaciones bucales, reducción de su desarrollo larval y efecto negativo sobre la tasa de emergencia en organismos expuestos al cobre (Pavé, 2012).

Zooplancton

Muchos autores han desarrollado técnicas de bioensayos, utilizando a diferentes especies de cladóceros, copépodos y rotíferos. Las modificaciones observadas en el ciclo de vida pueden estar vinculadas a cambios en condiciones naturales o antrópicas. En el primer caso, cabe destacar los procesos de diapausa y dormancia que se describen más abajo. Es recomendable conocer aspectos de los ciclos de vida de los organismos en estudio a fin de no realizar extrapolaciones que pueden ser erróneas al atribuir a procesos de contaminación, cambios poblacionales que encuentran su explicación en procesos ecofisiológicos.

Los primeros criterios ecotoxicológicos para evaluar la toxicidad de los contaminantes sobre las especies acuáticas fueron la mortalidad y los daños reproductivos en ensayos cortos. Sin embargo, la necesidad de obtener información subletal a bajas dosis de contaminantes, que permita detectar el estrés previo a la muerte y tomar medidas oportunas para mitigar los riesgos, promovió nuevos enfoques metodológicos.

Estos ensayos son globalmente conocidos y aprobados, dado que se realizan siguiendo protocolos estandarizados de Barbour et al. (1999), USEPA (2002a,b), OECD (2011), APHA (1998). Los niveles guía considerados en las publicaciones son los propuestos por CEPA (2012); CEWQ (2003) y Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación (2003), entre otros.

Se consideró relevante estudiar comparativamente los puntos finales de especies nativas y de *Daphnia magna,* una especie estandarizada de distribución Holártica, dado que permite comparar el grado de sensibilidad de especies del litoral fluvial argentino. En general, *D. magna* manifestó menor sensibilidad que las especies nativas, siendo más sensible al Cr y al herbicida glifosato (N–fosfometilglicina) que al Cu y al endosulfán.

En ensayos de toxicidad crónica de Cu, Cr y Pb sobre *Moinodaphnia macleayi* y *Ceriodaphnia dubia* (dos especies de cladóceros representativos del litoral fluvial argentino) comparándolo con *D. magna*, se encontró que el Cu afectó significativamente distintos atributos de historia de vida de las tres especies. Bajas concentraciones de Cu y Pb no afectaron sobrevivencia, muda y fecundidad de *D. magna* pero sí de *M. macleayi* y *C. dubia* (Regaldo *et al*., 2014), por lo que se destaca la importancia de utilizar especies zooplanctónicas representativas del hemisferio sur.

Por otro lado, ensayos de ciclo de vida y atributos integradores como la tasa neta de crecimiento poblacional (Ro) permitieron proponer niveles guía menores de Cu para la protección de biota acuática (Gagneten y Vila, 2001). Por su parte, Gagneten *et al.* (2014) analizaron posibles efectos del glifosato sobre parámetros poblacionales de *Ceriodaphnia reticulata* sin encontrar efectos adversos sobre la sobrevivencia, pero el incremento en la concentración del contaminante produjo disminución significativa de la fecundidad. Los valores de Ro disminuyeron con el aumento en la concentración de glifosato, mostrando que este parámetro integrador es un buen bioindicador de toxicidad. Otro parámetro poblacional evaluado fue la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (*r*), aunque no fue tan relevante como Ro (Gagneten *et al*., 2014).

Gagneten y Ceresoli (2004) encontraron efectos negativos sobre la supervivencia y fecundidad con el aumento en la concentración de efluente de curtiembre (menor número de crías/hembra, aumento del tiempo de desarrollo, retraso de edad de primera reproducción y disminución del número de mudas). En el cladócero litoral *Pseudosida variabilis*, la tasa intrínseca (*r*) no fue un parámetro muy sensible a la acción del Cr y del Cu aunque sí al insecticida endosulfan (Gutierrez *et al*., 2011b). En estudios desarrollados por Reno *et al*. (2016) se comparó Ro en poblaciones experimentales de *D. magna* y *C. dubia* expuestas a cuatro formulados de glifosato. También en este caso, la fecundidad fue el atributo más afectado en las dos especies. Se registraron alteraciones en el ciclo de vida por la producción de huevos abortados y efipios en *D. magna*. El valor de Ro para las dos especies de cladóceros fue <1, condición que indicaría una disminución poblacional y posible extinción local en los ambientes perturbados por los herbicidas evaluados.

Una comparación con otras especies de cladóceros indica que las especies representadas en el litoral fluvial argentino sobre las cuales no existía información ecotoxicológica, tales como *P. variabilis, E. elegans, Moina micrura, C. reticulata, C. dubia* y *M. macleayi* son especies sensibles y se proponen para ser utilizadas en ensayos ecotoxicológicos. Entre los copépodos, se propone a *Eucyclops neumani, Mesocyclops longisetus, Argyrodiaptomus falcifer* y *Notodiaptomus conifer.*

Ensayos multiespecíficos

Son escasos los estudios ecotoxicológicos que aborden el efecto de xenobióticos sobre ensambles de especies. Al respecto, el estudio de mesocosmos con una complejidad intermedia entre los estudios de campo y de laboratorio es una aproximación experimental muy útil porque permite analizar el efecto de contaminantes sobre la comunidad (y aún comparar comunidades ante igual exposición). Gagneten y Marchese (2003) estudiaron el efecto del herbicida Paraquat sobre ensambles de zooplancton y zoobentos del río Paraná Medio y la capacidad de recuperación. El herbicida provocó disminución de la abundancia y biomasa de los individuos de mayor tamaño relativo (cladóceros, copépodos adultos y moluscos) y el ensamble de zoobentos requirió mayor tiempo de recuperación por sus ciclos de vida más largos. A diferencia del bentos, la riqueza de especies del zooplancton fue menos afectada que su densidad. El estudio mostró que concentraciones ambientalmente relevantes son perjudiciales para estas dos comunidades clave de ecosistemas dulceacuícolas.

En otras experiencias, se evaluó el impacto del Cr total y Cr VI, muy utilizado en la Argentina en industrias de curtiembres, sobre la estructura del zooplancton del río Paraná. Se evaluó diversidad, riqueza de especies y densidad del zooplancton, así como la capacidad de repoblamiento. El Cr tuvo un importante efecto negativo sobre el zooplancton. La densidad disminuyó significativamente con el incremento en la concentración de Cr, así como la riqueza de especies y diversidad específica. El repoblamiento sólo ocurrió en el tanque con la concentración menor. En todos los tratamientos se registró una importante recuperación de las larvas *nauplius* luego de cada aplicación del contaminante las que, junto con una especie de rotífero mostraron ser más tolerantes que cladóceros y copépodos adultos. Es decir, la estructura de tamaño de la comunidad se modificó por la disminución de los organismos de mayor tamaño determinando una simplificación de la red trófica con la dominancia de estrategas *r* (Gagneten, 2002). Esto coincide con lo comunicado por otros autores (Havens, 1994; Hanazato, 1998; José de Paggi, 1997) quienes determinaron que la contaminación con pesticidas produce la dominancia de organismos de pequeño tamaño en la comunidad zooplanctónica.

Por su parte Reno *et al*. (2014) analizaron los efectos agudos de un formulado de glifosato sobre el cladócero *Simocephalus vetulus* y el copépodo *N. conifer* y la capacidad de recuperación de los organismos sobrevivientes. Los puntos finales más sensibles para el cladócero fueron la supervivencia, edad de primera reproducción y fecundidad y para el copépodo la supervivencia y el tiempo para alcanzar el estado adulto. La especie *S. vetulus* fue más sensible que *N. conifer*. En el período de post exposición, los microcrustáceos redujeron su expectativa de vida, *S. vetulus* disminuyó su fertilidad y *N. conifer* no desarrolló madurez sexual. En síntesis, ambas especies perdieron la capacidad de recuperarse al efecto del glifosato.

Recientemente, se han realizado estudios sobre los efectos de la actividad ganadera desarrollada en humedales naturales sobre los ensambles de invertebrados acuáticos, en relación con ello, Mesa *et al*. (2017) determinaron que un antiparasitario muy utilizado (Ivermectina) encontrado en estiércol de ganado vacuno durante la primera semana de excreción resulta letal para el cladócero *C. dubia* y anfípodo *Hyalella* sp., mientras que no afecta la supervivencia del molusco *Pomacea* sp.

La bioacumulación es a menudo un buen indicador integrativo de las exposiciones de los organismos a los contaminantes (Luoma y Rainbow, 2005). Se registró bioacumulación de Cr VI por parte de *D. magna* y transferencia al pez *Cnesterodon decemmaculatus* (Gutierrez *et al*., 2008). Por su parte, Marchese *et al*. (2008b) estudiaron la capacidad de bioacumulación en mesocosmos (test de exposición de 28 días) y eliminación (test de 7 días) de Cr en cuatro especies de diferentes niveles tróficos: la macrófita *C. demersum*, el oligoqueto *Limnodrilus udekemianus,* el cangrejo *Zilchiopsis collastinensis* y el pez *C. decemmaculatus*. La capacidad de bioacumulación de Cr fue: macrófita > oligoqueto > cangrejo > pez en una concentración entre 50–700 veces en relación al agua. La fase de eliminación de Cr por los distintos taxa durante 7 días (los organismos expuestos en la fase de acumulación fueron colocados en sedimento y agua limpia para analizar la capacidad de eliminación) fue suficiente para obtener una reducción de Cr en tejidos de *C. decemmaculatus* pero no para *C. demersum, L. udekemianus*, y *Z. collastinensis*. Asimismo, se destaca la alta capacidad de bioacumulación de especies representativas de la biota del río Paraná Medio y se proponen como biomonitores de contaminación para el metal estudiado.

Tobke (2012) registró la concentración y capacidad de acumulación en sistema digestivo, cefalotórax, músculos de la quela y branquias del cangrejo *Zilchiopsis* sp. con el propósito de detectar grados de contaminación de la cuenca de los ríos Salado y Paraná Medio. El trabajo permitió detectar áreas con concentraciones de Pb riesgosas para la conservación de la biota; las branquias acumularon Pb en mayor cantidad que las otras estructuras analizadas y las hembras acumularon significativamente más Cu que los machos. El Factor de Bioconcentración para el Pb y Cr en relación al agua mostró valores que indican un alto grado de acumulación, mientras que con relación al sedimento fueron < 1. En estudios de bioacumulación en especies del plancton, el copépodo *A. falcifer* acumuló significativamente Cr respecto al control (Gagneten *et al*., 2009) en tanto que *Chlorella vulgaris* acumuló significativamente más

Cr que *Daphnia* posiblemente porque el cladócero puede detoxificar los metales acumulados en su exoesqueleto mediante ecdisis periódicas (Regaldo *et al*., 2009).

Ensayos de comportamiento

Los análisis sobre los efectos más sutiles o subcrónicos de contaminantes están orientados a conocer el efecto de las mezclas de metales y el impacto indirecto de los mismos sobre los individuos y las poblaciones. Entre los principales puntos finales vinculados a modificaciones en los patrones normales de comportamiento del zooplancton por exposición a contaminantes, pueden citarse respuestas de escape a señales de alarma producidas por depredadores (peces zooplanctófagos) y alteraciones en los patrones de Migración Vertical Diaria (DMV). Se ha podido observar que cuando se expusieron dos especies de cladóceros y dos de copépodos a exudados de peces con kairomonas, su habilidad de escape aumentó y se modificó el patrón de DMV (Gutierrez *et al*., 2011a). En la interacción depredador-presa, la comunicación química es una de las estrategias más ventajosas para las presas porque pueden anticipar posibles daños a través de cambios fenotípicos y ecofisiológicos.

Las migraciones del zooplancton han sido categorizadas como las más importantes en términos de biomasa (Hays, 2003). Puede considerarse también una de las estrategias más efectivas para evitar los depredadores que confiere ventajas metabólicas y demográficas. Al respecto han sido seleccionadas como bioindicadores de estrés por exposición a concentraciones subletales de cromo y de endosulfan: modificaciones en la selección de profundidad, MVD y al agrupamiento de cinco especies: *A. falcifer, N. conifer, P. variabilis, C. dubia* y *D. magna* (Gutierrez *et al*., 2011b). Todos los puntos finales fueron alterados por exposición a ambos contaminantes; la reducción en la actividad natatoria y la desorientación fueron las principales causas de las alteraciones registradas. La alta sensibilidad de estos puntos finales sugiere que son adecuados en estudios etoecotoxicológicos. En una perspectiva más amplia, las alteraciones en MVD pueden aumentar las probabilidades de extinciones locales de algunas especies, con alteraciones en la estructura de la comunidad y a largo plazo en la dinámica ecosistémica (Forbes y Callow, 2002).

En términos generales, los ensayos de comportamiento indican que los organismos pierden la habilidad para establecer decisiones adecuadas sobre las mejores respuestas por inhibición de los sistemas sensoriales y motores. De cualquier manera, los organismos son más vulnerables a la depredación, con consecuencias ecológicas relevantes: los microcrustáceos tienen el potencial de controlar blooms algales por presión de pastoreo. Al mismo tiempo pueden transferir los tóxicos a niveles tróficos superiores mediante biomagnificación a través de las redes tróficas (Watras *et al*., 1998). Se concluye que ciertas particularidades comunes de los cladóceros y copépodos tales como el tamaño, la morfología y el rol ecológico, los tornan buenos indicadores de toxicidad y permiten evaluar eficientemente los efectos y mecanismos de acción de contaminantes. No obstante, ciertas diferencias en el desarrollo, la reproducción y las estrategias de perpetuación confieren ventajas a un grupo sobre otro según el análisis requerido, que necesariamente deben ser consideradas en cada diseño metodológico particular (Gutierrez, *et al*., 2010).

Estrategias adaptativas de invertebrados para evitar distintos tipos de estrés

Cuando el equilibrio dinámico de un organismo (homeostasis) es modificado a partir de un estímulo interno o externo (agente estresante), éste responde mediante una serie de reacciones comportamentales y/o fisiológicas para así compensar y/o adaptarse a la nueva situación (Barton, 2002). Sin embargo, si la situación de estrés se convierte en crónica, la respuesta originada puede generar una disminución del *fitness*, la pérdida de su valor adaptativo, e incluso provocar problemas en los procesos de desarrollo, de crecimiento, pudiendo aumentar su predisposición a contraer enfermedades o disminuir su resistencia a nuevas situaciones de estrés. Estos problemas a nivel individual se reflejarán finalmente a nivel de población y de comunidad (Villar *et al*., 1999; Marchese *et al*., 2008), siendo estos últimos cambios los que tienen mayor relevancia ecológica.

Tanto el zooplancton como el bentos y pleuston presentan la complejidad de estar integrados por grupos taxonómicos muy diversos y cada uno de ellos exhibe ciclos de vida ajustados evolutivamente a condiciones ambientales fluctuantes y cambiantes, tales como las que caracterizan al sistema del Paraná. En la fase de sequía, los organismos acuáticos que allí habitan están sujetos a múltiples factores naturales (desecación, temperatura, salinidad, oxígeno, pH, nutrientes, proliferación de patógenos, etc.) (Neiff, 1990) que influyen directa o indirectamente sobre la calidad del agua. Cuando los ambientes se secan completamente, entre las diversas estrategias de ajuste de estos organismos podemos citar: las estrategias de evitación y/o escape, la presencia de modificaciones en la duración de su ciclo de vida o la duración relativa de las etapas que lo componen, la producción de huevos de diapausa y de estructuras de resistencia (ej.: efipios en cladóceros, quistes en oligoquetos, etc.), entre otros.

En relación con las estrategias de evitación y/o escape a estresores naturales, para los macroinvertebrados las migraciones pueden darse de manera activa o pasiva.

Dentro de las activas, la principal es el vuelo que presentan los insectos, tales como coleópteros, heterópteros, odonatos y dípteros, pero también puede haber dispersión activa por parte de algunos taxa de moluscos o incluso de oligoquetos como se ha medido para ambientes sometidos a desecación (Irmler, 1989). Estas migraciones pueden comprender no sólo el vuelo sino la posibilidad de enterrarse a mayores profundidades en el sedimento, comportamiento descripto en humedales del río Paraná para quironómidos (Ej.: *Polypedilum* (*Polypedilum*) spp., *C. xanthus, Ablabesmyia* (*Karelia*) sp. (Montalto y Paggi, 2006) y oligoquetos (Ej.: Enchytraeidae) (Montalto y Marchese, 2005), que les posibilita evitar la desecación en busca de estratos con mayor humedad, pero también como una estrategia para evitar la competencia o la depredación como ha sido descripto por Datry *et al*. (2010).

Dentro de la migración pasiva encontramos, como principal mecanismo, a la deriva por el desborde de un cuerpo de agua, o la dispersión de los organismos o sus propágulos a través de vectores vertebrados e invertebrados (adheridos a sus cuerpos o luego del paso por el tracto digestivo) (Battauz *et al*., 2015) o por la acción del viento (Bilton *et al*., 2001).

Otro mecanismo de evasión no excluyente en el zooplancton es la producción de huevos de diapausa, rasgo típicamente asociado a la vida en lagunas y humedales temporarios (Sawchyn y Hammer, 1968; Wiggins *et al*., 1980; Battauz *et al*., 2014). El momento de cambiar la producción de huevos subitáneos por la de huevos de diapausa en ambientes estables es más tardío que para las poblaciones que se desarrollan en lagunas pequeñas vinculadas a estos ambientes menos predecibles en cuanto a sus cambios. Los huevos de diapausa de diaptómidos y de dáfnidos constituyen un banco de huevos de individuos durmientes que pueden sobrevivir por períodos mucho mayores que una sola estación. Este sería un mecanismo que posibilita la coexistencia de especies competidoras en un ambiente dado, a través de la emergencia no simultánea de individuos de distintas especies, las que de otro modo experimentarían exclusión competitiva (De Stasio, 1989). La combinación de un banco de huevos y de fluctuaciones interanuales en las condiciones ambientales puede conducir al mantenimiento de variabilidad genética en los caracteres que experimentan selección, lo que no sería posible de otro modo. Por otro lado, la duración de la dormancia estaría reflejando un *trade-off* entre la ganancia de adecuación biológica generada por el éxito reproductivo inmediato o el crecimiento potencial, y la probabilidad de supervivencia en el estado de reposo (Gagneten, 1999).

Para los organismos del zooplancton, las diferentes estrategias de historias de vida, la proporción relativa de estadios larvales, copepoditos y adultos en el plancton y de estadios de diapausa en los sedimentos, están regulados por una compleja relación de factores bióticos y abióticos tales como carencia de oxígeno y alimento, competencia y depredación. En algunos casos, al ser los sacos ovígeros de las hembras de copépodos bastante conspicuos, entrar en estado de diapausa puede ser una forma de escapar de la depredación por peces (Kosobokova, 1994).

En cuanto a la formación de estructuras de resistencia en los ensambles de macroinvertebrados en ambientes fluctuantes como los humedales temporarios, parte de los taxa que constituyen los ensambles característicos de estos hábitats provienen de estas estructuras, tal es el caso de la formación de quistes en oligoquetos, los propágulos de ostrácodos, la formación de habitáculos, la criptobiosis, entre otros (Montalto, 2008; Zilli y Montalto, 2011; Truchet, 2015). El enquistamiento es un proceso que sufren los organismos adultos a partir del cual se cubren de materiales mucosos secretados por ellos mismos, con los que forman una cubierta protectora que puede albergar al organismo (puede también ser más de uno), este comportamiento es común en oligoquetos. La presencia de estas estructuras en el sedimento ha sido indicada para la región Holártica como indicador de diferentes condiciones ambientales tales como la falta de alimentos y agua, por el frío extremo o la presencia de depredadores (fue observado en el oligoqueto *T. tubifex*) (Anlauf, 1990; Williams y Hynes, 1976). En los humedales del sistema del río Paraná ha sido demostrado que estas estructuras pueden ser indicadoras de la desecación de los ambientes, en los cuales los quistes comienzan a registrarse cuando se reduce notablemente la profundidad hasta su extrema sequía. Este comportamiento ha sido observado en cinco especies de oligoquetos (*Dero multibranchiata, D. sawayai, Trieminentia corderoi, P. americana* y *Allonais inaequalis*) tanto en humedales marginales de ambientes lóticos como leníticos (Montalto y Marchese, 2005; Montalto, 2008; Zilli y Montalto, 2011; Truchet, 2015). Esta formación de quistes supone asimismo la reducción o pérdida de estructuras corporales tales como branquias y quetas (Montalto y Marchese, 2005).

Asimismo, es frecuente que algunos organismos tales como oligoquetos e insectos construyan tubos o habitáculos con materiales propios secretados o incorporando estructuras obtenidas en su ambiente, lo que retarda el proceso de desecación, entre otras funciones como obtención de oxígeno y alimento, protección de sustancias químicas tóxicas y contra los predadores, lo que no se observa tan frecuentemente bajo condiciones favorables (Truchet, 2015).

En cuanto a los cambios en los ciclos de vida y comportamentales, hay organismos que son capaces de presentar modificaciones en sus ciclos reproductivos, tal es el caso de numerosos oligoquetos naidíneos cuya reproducción es principalmente asexual y frente a condiciones de deterioro ambiental (desecación, anoxia, temperaturas

extremas, etc.) comienzan a reproducirse de manera sexual, lo que les permitirá dejar huevos cubiertos por una ooteca que les posibilita sobrevivir a las condiciones de estrés y recolonizar posteriormente los ambientes (Armendariz, 1999). Esto es muy común en numerosas especies de naidíneos sometidos a la fase de sequía en el sistema del Paraná (Montalto y Marchese, 2005; Montalto, 2008; Truchet, 2015).

Perspectivas futuras
Índice de sostenibilidad

Es importante contar con herramientas que permitan diagnosticar en forma rápida y confiable la calidad de sistemas acuáticos que son utilizados por la sociedad para múltiples usos, incluyendo el consumo directo del agua y el uso para recreación. Todos los recursos utilizados por la sociedad están inmersos en sistemas socio-ecológicos (SSE) complejos que se componen de múltiples subsistemas y variables en diversos niveles (Ostrom, 2009). Es fundamental establecer vínculos específicos e identificables entre los servicios de los ecosistemas y el bienestar humano, tal como lo señalan Nahlik *et al*. (2012), Ringold *et al*. (2013) y Weber y Ringold (2015).

La región del Nordeste es vulnerable al riesgo hídrico asociado a las inundaciones y sequías recurrentes que afectan especialmente a las poblaciones emplazadas en las riberas de los ríos y sus llanuras aluviales, donde muchas fuentes directas y difusas de contaminantes son descargadas. Por tanto, la vulnerabilidad ambiental y social confluye en una situación de riesgo con gran impacto económico y cultural por pérdida de recursos o paisajes no sólo para los ciudadanos directamente afectados, sino también para los estados provinciales y para la nación.

En coincidencia con lo planteado por Corigliano *et al*. (2008), el deterioro del río y sus riberas por los procesos de urbanización sin ordenamiento territorial, comienza a revertirse con la toma de conciencia de que el paisaje fluvial es un valor que mejora la calidad de vida de los ciudadanos. Si bien se cuenta en la región con mucha información generada por grupos de investigación, ONGs y organismos gubernamentales, sobre aspectos ambientales, sociales y económicos, ésta se encuentra dispersa y es imprescindible su integración en una herramienta de diagnóstico para evaluar y gestionar los recursos hídricos desde un enfoque holístico, de manera de permitir la elaboración de propuestas concretas que aporten respuestas integrales a los serios problemas ambientales, sociales y económicos de la región. Para ello, la interacción de diferentes actores y sectores sociales contribuirá en forma interdisciplinaria y sinérgica no sólo al desarrollo de planes de gestión y manejo sostenible de recursos acuáticos, sino también a su implementación, consolidación y seguimiento de acciones y resultados. Al respecto, es imprescindible la profundización de actividades de capacitación, y el establecimiento de nexos de comunicación entre diferentes sectores gubernamentales y no gubernamentales con vínculos sociales locales directos.

Aún no se cuenta con indicadores ecológicos, sociales y económicos combinados y, en consecuencia, tampoco con índices de sostenibilidad para sistemas acuáticos de la región. Es importante contar con herramientas que permitan diagnosticar en forma rápida y confiable el grado de integridad de sistemas acuáticos impactados que son utilizados por la comunidad para múltiples usos. Por ello, nos proponemos desarrollar un índice de sostenibilidad 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. La aplicación de este índice de sostenibilidad permitirá conocer y ponderar las causas y predecir potenciales consecuencias de deterioro ambiental y pérdida de servicios ecosistémicos. Además, servirá para mejorar el aprovechamiento de los recursos hídricos en zonas críticas o de mayor vulnerabilidad, con el fin de ampliar y mejorar las condiciones de acceso al agua y a otros recursos y funciones derivados de los sistemas acuáticos para el desarrollo productivo y las necesidades de las poblaciones locales. Asimismo, podrá ser utilizado como herramienta para delinear políticas públicas orientadas a un manejo más eficiente de los recursos hídricos.

En un contexto de creciente demanda de recursos por la población, y con la mirada puesta en asegurar el bienestar y favorecer la equidad distributiva para las generaciones futuras, contar con una herramienta que permita abordar la temática desde una perspectiva holística resulta no sólo novedoso sino esencial para el desarrollo territorial mediando el manejo integral de cuencas.

Transferencia del conocimiento generado a los organismos de gestión del área analizada

Se generan diferentes acciones e instancias de participación con el objetivo de transferir la información generada en relación a calidad ambiental y uso de bioindicadores a organismos de gestión y público en general a través de proyectos de divulgación, café científico, proyectos de orientación social, talleres escolares, talleres con funcionarios, medios gráficos y televisivos. Además, se actúa como consultores del Instituto Correntino del Agua y del Ambiente lo que facilita el intercambio entre los funcionarios y las empresas que requieren de servicios de asesoramiento. No obstante, es necesario incrementar vías de comunicación e intercambio con los organismos de gestión.

Agradecimientos

Las autoras de este capítulo agradecen especialmente a las diferentes fuentes de financiamiento que han posibilitado y posibilitan seguir generando información sobre bioindicadores en la región Nordeste (FONCyT, CONICET, Universidad Nacional de Litoral -UNL, Universidad Nacional del Nordeste -UNNE).

Bibliografía

Alba Tercedor, J. y A. Sanchez Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.

American Public Health Association (APHA). 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. Washington: APHA.

Ankley, G.T., P. M. Cook & A. R. Carlson. 1992. Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory and field studies. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*, 49: 2080-2085.

Anlauf, A. 1990. Cyst formation of *Tubifex tubifex* (Müller) an adaptation to survive food deficiency and drought. *Hydrobiologia*, 190:79-82.

Armendariz, L. 1999. Dinámica poblacional de *Allonais lairdi* (Oligochaeta, Naididea) en Los Talas, Provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral*, 9: 20-27.

Armitage, P.D., D. Moss, J. F. Wright & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.

Association Francaise de Normalisation (AFNOR). 2002. *Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochetes de bioindication des sédiments (IOBS) (Water Quality - Determination of Oligochaete Index of Sediment Bioindication)*. Norme Francaise NF T90-390.

Association Francaise de Normalisation (AFNOR). 2005. *Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochetes de bioindication lacustre (IOBL) (Water Quality -Determination of Oligochaete Index of Lake Bioindication)*. Norme Francaise NF T90-391.

Awal, S. & D. Svozil. 2010. Macroinvertebrates species diversity as a potential universal measure of wetland ecosystem integrity in constructed wetlands in South East Melbourne. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 13: 472-479.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling. 1999. *Rapid BioassessmentProtocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish.* Second Edition. Washington, USEPA.

Barton, B.A. 2002. Stress in Fishes: A Diversity of Responses with Particular Reference to Changes in Circulating Corticosteroids. *Integrative and Comparative Biology*, 42:517-525.

Batzer, D. P. & D. Boix (Eds). 2016. *Invertebrates in freshwater wetlands. An international perspective on their ecology.* Switzerland: Springer International Publishing.

Battauz, Y.S., S. B. Jose de Paggi & J. C. Paggi. 2014. Passive zooplankton community in dry littoral sediment: reservoir of diversity and potential source of dispersal in a subtropical floodplain lake of the Middle Parana River (Santa Fe, Argentina). *International Reveu Hydrobiologie,* 99 (3): 277-286.

Battauz, Y. S., S. B. Jose de Paggi & J. C. Paggi. 2015. Endozoochory by an ilyophagous fish in the Paraná Riverfloodplain: a window for zooplankton dispersal. *Hydrobiologia,* 755*:* 161-171.

Benzaquén, L., D. E. Blanco, R. F. Bó, P. Kandus, G. F. Lingua, P. Minotti, R. D. Quintana, S. Sverlij y L. Vidal (Eds). 2013. *Inventario de los Humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay.* Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

Bilton, D. T., Freeland, J. R. & F. Okamura. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics,* 32: 159-181

Bonetto, A. A., M. A. Corrales, M. E. Varela, M. M. Rivero, C. A. Bonetto, R. E. Vallejos y Y. Zalocar. 1978a. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo II. Lagunas Totoras y González. *Ecosur,* 5: 17-55.

Bonetto, A. A., J. J. Neiff, A. Poi de Neiff, M. E. Varela, M. A. Corrales y Y. Zalocar. 1978b. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo. III. Laguna Brava. *Ecosur,* 5: 57-84.

Burton, G.A. Jr. 1991. Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry,* 10: 1585-1627.

Blettler, M.C.M. & M. Marchese. 2005. Effects of bridges construction on the benthic invertebrates structure of the Delta Paraná River. *Interciencia,* 30(2): 60-66.

Blettler, M.C.M.; M. Amsler, I. Ezcurra de Drago & M. Marchese. 2008. Effects of stream hydraulics and other environmental variables on density of *Narapa bonettoi* (Oligochaeta) in the Paraná River system. *River Research and Applications,* 24(8): 1124-1140.

Blettler M.C.M., M. Amsler, I. Ezcurra de Drago, E. Drago, A. Paira & L. Espinola. 2012. Hydrodynamic and morphologic

effects on the benthic invertebrate ecology along a meander bend of a large river (Paraguay River, Argentina–Paraguay). *Ecological Engineering,* 44: 233–243.

Blettler, M. C. M., M. L. Amsler, E. G. Eberle, R. Szupiany, F. G. Latosinski, E. Abrial, P. J. Oberholster, L. A. Espinola, A. Paira, A. Poza & A. Rodrigues Capıtulo. 2016. Linking hydro-morphology with invertebrate ecology in diverse morphological units of a large river-floodplain system. *Water Resources Research,* 52 (12): 9495-9510.

Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CEPA). 2012. Canadian Environmental. Quality Guidelines Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian, 1-10.

Capeletti, J; M. Marchese y F. Zilli. 2017. Aplicación y evaluación de índices bióticos en el río Salado del Norte (Santa Fe, Argentina). *XXV Jornadas de Jóvenes Investigadores AUGM* Tomo V: 348-356.

Carew M. E., V. J. Pettigrove, L. Metzeling & A. A. Hoffmann. 2013. Environmental monitoring using next generation sequencing: rapid identification of macroinvertebrate bioindicator species. *Frontiers in Zoology,* 10: 45. doi: 10.1186/1742-9994-10-45.

Casco S.L., R.P. Carnevali, A.S.G. Poi & J. J. Neiff. 2014. Influence of water hyacinth floating meadows on limnological characteristics in shallow subtropical waters. *American Journal of Plant Sciences*, 5 (13): 1983-1994.

Carignan, R. & P. Vaithiyanathan. 1999. Phosphorus availability in the Paraná floodplain lakes (Argentina). Influence of pH and phosphate buffering by fluvial sediments. *Limnology and Oceanography,* 44(6): 1540-1548.

Carnevali, R. P., P. Collins & A.S.G. Poi. 2016. Reproductive pattern of the fresh water prawn *Pseudopalaemon bouvieri* (Crustacea, Palaemonidae) from hypo-osmotic shallow lakes of Corrientes (Argentina). *Studies in Neotropical Fauna and Environment,* 51: 159-168.

CECOAL. 2011. *Evaluación ambiental de la laguna Brava (Corrientes, Argentina).* Informe elevado al IICA. Corrientes

Corigliano, M. C., A.M. Oberto, R.E. Príncipe; G.B. Raffaini y C. M. Gualdoni. 2008. Calidad del espacio ribereño en el tramo urbano del río Chocancharava (Río Cuarto, Prov. de Córdoba). *Revista UNRC,* 28 (1-2): 55-66.

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

Crettaz-Minaglia, M.C., R. A. Juárez, I. Aguer, E. D. Borro y R. B. Peruzzo. 2014. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática,* 30: 93–105.

Crettaz-Minaglia, M.C., R.A. Juárez e I. Aguer. 2015. Adaptación de un índice de calidad de agua y comparación con el índice biótico Biological Monitoring Working Party (BMWP) en el arroyo Santa Bárbara (Gualeyguachú, Entre Ríos). *Scientia Interfluvius,* 1:97

Chapman, P.M., M.A., Farrell & R.O. Brinkhurst. 1982a. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology*, 2: 47-67.

Chapman, P.M., M.A., Farrell & R.O. Brinkhurst. 1982b. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. *Aquatic Toxicology,* 2: 69-78.

Chapman, P.M. & R.O. Brinkhurst. 1984. Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. *Hydrobiologia,* 115: *139*-144.

Chessman, B.C. 2003. SIGNAL 2, A scoring system for macroinvertebrate ("water bugs") in *Australian rivers, Monitoring river health initiative*. Australia, Canberra.

Damborsky, M. P.; A.S.G. Poi y S. Mazza. 2012. Patrón espacial y temporal de las colectividades de artrópodos asociados a macrófitas en un río subtropical de bajo orden (Chaco, Argentina). *Interciencia,* 37: 534-541.

Damborsky, M. P. y 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.

Datry, T., M. Lafont & S. T. Larned. 2010. Hyporheic annelid distribution along a flow permanence gradient in an alluvial river. *Aquatic Sciences, 72*: 335-346.

Dermott, R. & M. Munawar. 1992. A simple and sensitive assay for evaluation of sediment toxicity using *Lumbriculus variegatus* (Müller). *Hydrobiologia,* 235/236: 407-414.

De Stasio, Jr. B. 1989. The seed bank of a freshwater crustacean: copepodology for the plant ecologist. *Ecology,* 70 (5): 1377-1389.

Dias, V., C. Vasseur y J.M. Bonzom. 2008. Exposure of *Chironomus riparius* larvae to uranium: Effects on survival, development time, growth, and mouthpart deformities. *Chemosphere* 71: 574-581.

Diepens, N.J., G. H. P. Arts, T. C. M. Brock, H. Smidt, P. J. Van Den Brink, M. J., Van Den Heuvel-Greve & A. A. Koelmans. 2014. Sediment toxicity testing of organic chemicals in the context of prospective risk assessment: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology,* 44: 255-302.

Drago, E.C. 2007. The Physical Dynamics of the River-Lake Floodplain System. In: M. Iriondo, J. C. Paggi & M. J. Parma (Eds.) *The Middle Parana River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer-Verlag, Berlín, Heidelberg: 83-122.

Egeler, P., M. Römbke, M. Meller, T. Knacker, C. Franke, G. Studinger & R. Nagel. 1997. Bioaccumulation of lindane and hexachlorobenzene by tubificid sludgeworms (Oligochaeta) under standardized laboratory conditions. *Chemosphere,* 4: 835-852.

Ezcurra de Drago, I., M. Marchese & L. Montalto. 2007. Benthic Invertebrates. In: M. Iriondo, J. C. Paggi & M. J. Parma (Eds). *The Middle Paraná River: Limnology of Subtropical Wetland*. Springer Verlag, Heidelberg: 251-271.

Forbes, V.E. & P. Calow. 2002. Population growth rate as a basis for ecological risk assessment of toxic chemicals. *Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Sciences,* 357: 1299-1306.

Foschiatti, A. M. 2012. *Escenarios vulnerables del Nordeste Argentino. 1ª edición*. Resistencia (Chaco): UNNE – ANPCyT – CONICET.

Gagneten, A.M. 2002. Efectos del herbicida Paraquat sobre el zooplancton. *Iheringia, Série Zoologia*, 92: 47-56.

Gagneten, A. M. & I. Vila. 2001. Effects of Cu+2 and pH on the Fitness of *Ceriodaphnia dubia* (Richard 1894) (Crustacea, Cladocera) in Microcosm Experiments. *Environmental Toxicology,* 16: 428-438.

Gagneten, A. M. & M. Marchese. 2003. Effect of Paraquat on freshwater zooplankton and zoobenthic assemblages in enclosure experiments. *Ecohydrology and Hydrobiology,* 3(4): 389-398.

Gagneten, A.M. y N. Ceresoli. 2004. Efectos del efluente de curtiembre sobre la abundancia y riqueza de especies del zooplancton en el Arroyo Las Prusianas (Santa Fe, Argentina). *Interciencia,* 29 (12): 702-708.

Gagneten, A. M. & J. C. Paggi. 2009. Effects of Heavy Metal Contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and Eutrophication on Zooplankton in the Lower Basin of the Salado River (Argentina). *Water Air Soil Pollution,* 198: 317-334.

Gagneten, A.M., S. Gervasio & J.C. Paggi. 2007. Heavy metal pollution and eutrophication in the lower Salado River basin (Argentine Republic). *Water Air Soil Pollution*, 178: 335-349.

Gagneten, A.M., M. I. Maitre, U. Reno, L. Regaldo, S. Roldán y S. Enrique. 2014. Efectos del herbicida Ron–do® sobre *Cerodaphnia reticulate* (Crustacea, Cladocera) y degradabilidad del glifosato (N–fosfometilglicina) en condiciones experimentales. *Natura Neotropicalis,* 45: 71-85.

Galassi, M. E., M. C. Franceschini & A. G. Poi de Neiff. 2006. Population estimates of *Hyalella curvispina* Shoemaker (Amphipoda) in aquatic vegetation of Northeastern Argentinian ponds. *Acta Limnologica Brasiliensia,* 18: 101-108.

Gallardo, L. I., A. G. Poi y E. R. Laffont. 2017. *Colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y grupos tróficos funcionales en lagunas de Corrientes (Argentina)* (Tesis doctoral inédita). Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Gallardo, B., S. Gascón, X. Quintana & F. A. Comín. 2011. How to choose a biodiversity indicator-Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. *Ecological Indicators,* 11: 1177-1184.

García de Emiliani, M.O. y M. Devercelli. 2004. Estructura y dinámica del fitoplancton de un río tributario (Salado) y cauces secundarios del río Paraná (Santa Fe, Coronda y El Vado) en el área de confluencia (Santa Fe, Argentina). *FABICIB,* 8: 23-42.

Giesy, J.P. & R.A. Hoke. 1989. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for test species selection and test design. *Journal of Great Lakes Research,* 15: 539-569.

Gutiérrez, M. F., A. M. Gagneten & y M. J. Parma. 2008. Bioconcentration and trophic transfer of chromium in the *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera) - *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae) system. *Fresenius Environmental Bulletin,* 17(6): 647-651.

Gutierrez, M.F., A. M. Gagneten & J.C. Paggi. 2010. Copper and Chromium Alter Life Cycle Variables and the Equiproportional Development of the Freshwater Copepod. *Notodiaptomus conifer* (SARS). *Water Air Soil Pollution,* 213: 275-286.

Gutierrez, M.F., A.M. Gagneten & J. C. Paggi. 2011a. Behavioural responses of two cladocerans and two copepods exposed to fish kairomones. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology,* 44(5): 289-303.

Gutierrez, M.F., J. C. Paggi & A. M. Gagneten. 2011b. Microcrustaceans escape behavior as an early bioindicator of copper, chromium and endosulfan toxicity. *Ecotoxicology,* 21 (2): 428-438.

Hajibabaei, M., S. Shokralla, X. Zhou, G. A. C. Singer & D. J. Baird. 2011. Environmental barcoding: A next-generation sequencing approach for biomonitoring applications using river benthos. *PLoS One,* 6(4): e174497.

Hays, G. C. 2003. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia,* 503: 163-170.

Havens, K. E. 1994. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. *Environmental Pollution,* 84:245-251.

Hanazato, T. 1998. Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of the effects of chemicals on the structure and functioning of freshwater communities. *Environmental Pollution,* 101: 361-373.

Hilsenhoff, W.L. 1988. An improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomologist,* 20(1): 31-39.

Iriondo, M. 2007. Geomorphology. In: M. Iriondo, J. C. Paggi & M. J. Parma (Eds.). *The Middle Parana River: Limnology of a Subtropical Wetland.* Springer-Verlag, Berlín, Heidelberg: 33-52.

Irmler, U. 1989. Population-ecology and migration of *Dero multibranchiata* STIEREN, 1892 (Naididae, Oligochaeta) in central Amazon inundation forest. *Amazoniana,* 9: 31-52.

Janssens de Bisthoven L., A. Vermeulen & F. Ollevier. 1998. Experimental induction of morphological deformities in *Chironomus riparius* by chronic exposure to copper and lead. *Archiv Environmental Contamination Toxicology,* 35: 249-256.

Janssens de Bisthoven L., J. Postma & A. Vermeulen. 2001. Morphological deformities in *Chironomus riparius* Meigen larvae after exposure to cadmium over several generations. *Water Air and Soil Pollution*, 129: 167-179.

Jordão, C.P., M.G. Pereira & J.L. Pereira. 2002. Metal contamination of river waters and sediments from effluents of kaolin processing in Brazil. *Water Air and Soil Pollution,* 140: 119-138.

José de Paggi, S. 1997. Efectos de los Pesticidas sobre el Zooplancton de las Aguas Continentales: Análisis Revisivo. *FABICIB,*1: 103-114.

Jose de Paggi, S.; J. C. Paggi; P. Collins, J. Collins & G. Bernal. 2008.Water quality and zooplankton composition in a receiving pond of stormwater runoff from an urban catchment. *Journal of Environmental Biology,* 29 (5): 693-700.

Juárez, R., M. C. Crettaz-Minaglia, I. Aguer, I. Juárez, D. Gianello, E. Ávila y C. Roldán. 2016. Aplicación de índices bióticos de calidad de agua en cuatro arroyos de la cuenca del río Gualeguaychú (Entre Ríos, Argentina). *Revista Intrópica,* 11: 35-46.

Kandus, P., P. Minotti, I. Fabricante y C. Ramonell. 2017. Identificación y Delimitación de Regiones de Humedales de Argentina. En: Benzaquen, L., D.E. Blanco, R. Bo, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti y R. Quintana (Eds). *Regiones de Humedales de la Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable.* Buenos Aires: Fundación Humedales/Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires.

Kashian, D. R. & T. M. Burton. 2000. A comparison of macroinvertebrates of two Great Lakes coastal wetlands: testing potential metrics for an index of ecological integrity. *Journal of Great Lakes Research,* 26: 460-481.

Kosobokova, K. N. 1994. Reproduction of the calanoid copepod *Calanus propinquus* in the southern Weddell Sea, Antarctica: observations in laboratory. In: F. D. Ferrari & B. P. Bradley (eds). *Ecology and Morphology of Copepods.* Kluwer Academic Press. Belgium.

Kuhlmann, M. L., C. Y. Hayashida & R. P. Araújo. 2000. Using *Chironomus* (Chironomidae: Diptera) mentum deformities in environmental assessment. *Acta Limnologica Brasiliensis,* 12: 55-61.

Lafont, M., L. Grapentine, Q. Rochfort, J. Marsalek, G. Tixier & P. Breil. 2007. Bioassessment of wet-weather pollution impacts on fine sediments in urban waters by benthic indices and the sediment quality triad. *Water Science & Technology,* 56 (9): 13-20.

Lunde, K. B. y V.H. Resh. 2012. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment,* 184: 3653-3674.

Luoma, S. N. & P. S. Rainbow.2005. Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. *Environmental Science Technology,* 39: 1921-1929.

Mäenpää, K.A., A. J. Sormunen & J. V. K. Kukkonen. 2003. Bioaccumulation and toxicity of sediment associated herbicides (ioxynil, pendimethalin, and bentazone) in *Lumbriculus variegatus* (Oligochaeta) and *Chironomus riparius* (Insecta). *Ecotoxicol. Environmental Safety,* 56: 398-410.

Maine, M.A., M.C. Panigatti, N.L. Suñé & M. J. Pizarro. 1996. Phosphorus forms in lotic and lentic environments of the Middle Paraná flood Valley (Argentina). *Polskie Archiwum Hydrobiologie,* 43(4): 391-400.

Maine, M.A., N. L. Suñé, M. C. Panigatti, M.J. Pizarro & F. Emiliani. 1999. Relationships between water chemistry and ma-

crophyte chemistry in lotic and lentic environments. *Archiv für Hydrobiologie,* 145: 129-145.

Marchese, M.R. 1988. New record of the *blanchardi* form of *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) (Oligochaeta, Tubificidae) in Argentina and its relationship to suggested synonymous species. *Physis,* 46*:* 55-58.

Marchese, M. 1997. *Uso del zoobentos en la evaluación de calidad de aguas de ambientes lóticos del río Paraná* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional del Litoral, Argentina.

Marchese, M. R. & R.O. Brinkhurst 1996. A comparison of two tubificid oligochaete species as candidates for sublethal bioassay tests relevant to subtropical and tropical regions. *Hydrobiologia,* 334: 163-168.

Marchese, M. R. & I. Ezcurra de Drago. 1992. Benthos of the lotic environments in the Middle Paraná River system: transverse zonation. *Hydrobiologia,* 234: 1-13.

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.

Marchese, M., I. Ezcurra de Drago & E. Drago. 2002. Benthic Macroinvertebrates and Physical Habitat relationships in the Paraná River-floodplain system. In: M. Mc Clain (Ed.) *The Ecohydrology of Southamerican Rivers and Wetlands.* International Association of Hydrological Sciences. Special publications nº 6: 111-131.

Marchese, M. y I. Ezcurra de Drago. 2006. Bentos como indicador de condiciones tróficas del sistema del río Paraná Medio. En: J. Tundisi, T. Matsumura Tundisi y C. Sidagis Galli (Ed.) *Eutrofização na América do Sul: Causas, Consequências e Tecnologias de Gerenciamento e Controle,* 297-316.

Marchese, M., A.R. Rodríguez, P. Pavé & M.C. Carignano. 2008a. Benthic invertebrate structure in wetlands of a tributary of the Middle Paraná River affected by hydrologic and anthropogenic disturbances. *Journal Environment Biology,* 29(3): 343-348.

Marchese, M., A. M. Gagneten, M.J. Parma & P.J. Pavé. 2008b.Accumulation and elimination of chromiun by freshwater species exposed to spiked-sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology,* 55: 603-609.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona. 1010 pp.

Martinez E.A., B.C. Moore, J. Schaumloffel & N. Dasgupta. 2003. Morphological abnormalities in *Chironomus tentans* exposed to cadmium and copper-spiked sediments. *Ecotoxicology Environmental Safety,* 55: 204-212.

Martinez E.A., L. Wold, B.C. Moore & N. Dasgupta. 2006. Morphologic and growth response in *Chironomus tentans* to arsenic exposure. *Archives Environmental Contamination Toxicology,* 51: 529-536.

Mayora, G., M. Devercelli & M. dos Santos Afonso. 2017. Effects of the hydrosedimentological regime on nitrogen transport and speciation in a large subtropical floodplain river. *Inland Waters,* 7(4): 461-472.

Mesa, L., G. Mayora, M. Saigo & F. Giri. 2015. Nutrient dynamics in wetlands of the Middle Paraná River subjected to rotational cattle management. *Wetlands,* 35: 1117-1125.

Mesa, L., C. Maldini, G. Mayora, M. Saigo, M. Marchese & F. Giri. 2016. Manure decomposition and macroinvertebrate colonization in a wetland of the Middle Paraná River. *Journal of Soil and Sediment,* 16 (9): 2316-2325.

Mesa L., I. Lindt, L. Negro, M. F. Gutiérrez, G. Mayora, L. Montalto, M. Ballent & A. Lifschitz. 2017. Aquatic toxicity of ivermectin in cattle dung assessed using microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 144: 422-429.

Montalto, L. 2008. *Dinámica espacio-temporal de asociaciones de invertebrados en un humedal marginal fluvial de la llanura aluvial del río Paraná Medio* (Tesis para obtener el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en Ciencias Biológicas) Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Montalto, L. & M. Marchese. 2005. Cyst formation in Tubificidae (Naidinae) and Opistocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Wetlands,* 25: 488-494.

Montalto, L. & A. C. Paggi. 2006. Diversity of chironomid larvae in a marginal fluvial wetland of the Middle Paraná River floodplain, Argentina. *Annales de Limnologie,* 42 (4): 289-300.

Müller G. 1981. The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemical Zeitung*, 105: 157-164.

Muñiz, P., N. Venturini & N. Gómez-Erache. 2004. Spatial distribution of chromium and lead in the benthic environmental coastal areas of the Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology,* 64 (1):103-116.

Nahlik, A.M., M. E. Kentula, M. S. Fennessy & D.H. Landers. 2012. Where is the consensus? Aproposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics,* 77: 27-35.

Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia,* 15: 424-441.

Negro, L., M. Castiglioni, L. E. Senkman, A. Loteste & P. Collins. 2013. Cost of reproduction, changes in metabolism and endosulfan lethality caused by reproductive behaviour in *Hyalella curvispina*. *Ecotoxicologyand Environmental Safety,* 90: 121-127.

OECD 2011. Organisation for Economic Co-operation and Development) Guidelines for the testing of chemicals 201. Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test. Paris. France.

Ortega, M., J. Velasco, A. Millán & C. Guerrero. 2004. An ecological integrity index for littoral wetlands in agricultural catchments of semiarid Mediterranean regions. *Environmental Management,* 33: 412-430.

Ostrom, E. 2009. Social-Ecological Systems A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science,* 325: 419-422.

Paggi, J. C. & S. José de Paggi, 1990. Zooplancton de ambientes lóticos e lénticos do rio Paraná Medio. *Acta Limnologica Brasiliensis,* 3: 685–719.

Panigatti, M.C. 2000. *Eliminación de fósforo soluble en agua a través de sistemas pantanos.* (Tesis Doctoral). Facultad de Ingeniería Química. Universidad Nacional del Litoral.

Paoli, C. y M. Schreider (Eds). 2000. *El río Paraná en su tramo medio. Una contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura.* Santa Fe, Centro de Publicaciones de la Universidad Nacional del Litoral.

Pavé, P. 2012. *Efectos de metales pesados sobre invertebrados bentónicos* (Tesis Doctorado en Cs. Biológicas). Facultad de Bioquímica y Cs. Biológicas-UNL.

Pavé, P. y M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicador de calidad de ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos). *Ecología Austral,* 15: 185-197.

Poi, A. S. G., S. L. Casco, J. J. Neiff, R. P. Carnevali y L. I. Gallardo. 2016. Lagunas periurbanas de Corrientes (Argentina): de la mesotrofia a la eutrofia, un camino de ida y vuelta en 20 años. *Biología Acuática,* 31: 1-9.

Poi de Neiff, A. y J. J. Neiff. 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia,* 31: 220-225.

Poi de Neiff, A., Y. Zalocar de Domitrovic, S. M. Frutos de Gutierrez y V. M. Asselborn. 2002. *Características limnológicas del río Salado en condiciones extremas de salinidad*, Resúmenes de las Comunicaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad Nacional del Nordeste. 4 pp.

Prat, N., B. Ríos, R. Acosta y M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Dominguez, E. y H. Fernandéz (Eds): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.

Regaldo, L., A.M. Gagneten & H. Troiani. 2009. Accumulation of chromium and interaction with other elements in *Chlorella vulgaris* (Cloroficeae) and *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera). *Journal of Environmental Biology,* 30: 213-216.

Regaldo, L., U. Reno, S. Gervasio, H. Troiani & A.M. Gagneten 2014. Effect of metals on *Daphnia magna* and cladocerans representatives of the Argentinean Fluvial Littoral. *Journal of Environmental Biology,* 35: 689-697.

Regaldo, L., M. F. Gutierrez, U. Reno, V. Fernández, S. Gervasio, M. R. Repetti & A. M. Gagneten. 2017. Water and sediment quality assessment in the Colastiné-Corralito stream system (Santa Fe, Argentina): impact of industry and agriculture on aquatic ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research,* 25(7): 6951-6968.

Reno, U., M.F. Gutierrez, L. Regaldo & A.M. Gagneten. 2014. The Impact of Eskobat, a Glyphosate Formulation on the Freshwater Plankton Community. *Water Environment Research,* 86 (12): 2294-2300.

Reynoldson, T.B., S.P. Thompson & J.L. Bamsey. 1991. A sediment bioassay using the tubificid oligochaete worm *Tubifex tubifex*. *Environmental Toxicology Chemistry,* 10: 1061-1072.

Ringold, P. L., J. Boyd, D. Landers & M. A. Weber. 2013. What data should we collect? A framework for identifying indicators of ecosystem contributions to human well-being. *Frontiers in Ecology and the Environment,* 11: 98-105.

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

Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra & C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology,* 35: 109-119.

Rosenberg, D. & V. Resh (Eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Nueva York, Estados Unidos: Chapman y Hall.

Salomons, W. & U. Förstner. 1984. Sediments and the transport of metals. In: W. Salomons y U. Förstner (Eds.). *Metals in the Hydrocycle.* Berlin, Heidelberg: Springer.

Sawchyn, W.W. & U. T. Hammer. 1968. Growth and reproduction of some *Diaptomus*. In Saskatchewan ponds. *Canadian Journal of Zoology,* 46 (3): 511-520.

Stewart, T. W. & J. A. Downing. 2008. Macroinvertebrate communities and environmental conditions in recently constructed wetlands. *Wetlands,* 28: 141-150.

Tagliaferro, M. & M. Pacual. 2017. First spatio-temporal study of macroinvertebrates in the Santa Cruz River: a large glacial river about to be dammed without a comprehensive pre-impoundment study. *Hydrobiologia,* 784: 35-49.

Tobke,Y. 2012. *Concentración de metales pesados Cr, Cu y Pb en estructuras de Zilchiopsis sp. (Crustacea: Decapoda) de sistemas acuáticos cercanos a la ciudad de Santa Fe* (Tesina de Licenciatura en Biodiversidad). Facultad de Humanidades y Ciencias. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina.

Truchet, D. 2015. *Resistencia a la desecación de macroinvertebrados en humedales marginales del río Paraná Medio* (Tesina para obtener el título de grado de Licenciada en Biodiversidad). Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral.

USEPA. 2002a. *Methods for Evaluating Wetland Condition: An Invertebrate Index of Biological Integrity for Wetlands*. EPA-822- R-02-019. Washington, DC,USA.

USEPA. 2002b. *Short term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to fresh water organism*. EPA-821-R-02-013. 4th Edition. Washington, DC. USA.

Varela, M.E., J. A. Bechara y N. Andreani. 1986. El macrobentos y su relación con las fluctuaciones de salinidad en ríos y esteros del Chaco Oriental (Argentina). *Ambiente Subtropical,* 1: 134-147.

Vermeulen, A.C., G. Liberloo, P. Dumont, F. Ollevier & B. Goddeeris. 2000. Exposure of *Chironomus riparius* larvae (Diptera) to lead, mercury and beta-sitosterol: effects on mouthpart deformation and moulting. *Chemosphere,* 41: 1581-1591.

Villar, C., M. Tudino, C. Bonetto, L. de Cabo, J. Stripeikis, L. d'Huicque & O. Troccoli. 1998. Heavy metal concentrations in the Lower Paraná River and right margin of the Río de la Plata Estuary, *SIL Proceedings,* 26: 963-966.

Villar, C., J. M. Stripeikis, M., L. Tudino, d´Huicque, O. Troccoli & C. Bonetto. 1999. Trace metal concentrations in coastal marshes of the Lower Paraná River and the Río de la Plata Estuary. *Hydrobiology,* 397: 187-195.

Vivien, R., S. Wyler, M. Lafont & J. Pawlowski. 2015. Molecular barcoding of aquatic oligochaetes: implications for biomonitoring. *PLoS ONE,* 10: e0125485.

Vivien, R., F. Lejzerowicz & J. Pawlowski. 2016. Next-Generation Sequencing of Aquatic Oligochaetes: Comparison of Experimental Communities. *PLoS ONE,* 11(2): e0148644.

Washington, H.G.1984. Diversity, biotic and similarity indices – a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research,* 18: 653-694.

Watras, C.J., R.C. Backab, S. Halvorsena, R.J.M. Hudsonc, A. Morrisona & S.P. Wentec. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of The Total Environment,* 219:183-208.

Weber, M.A. & P. L. Ringold. 2015. Priority river metrics for residents of an urbanized arid watershed. *Landscape and Urban Planning,* 133: 37-52.

Wiederholm, T., A. Wiederholm & G. Milbrink. 1987. Bulk sediment bioassays with five species of freshwater oligochaetes. *Water Air Soil Pollution,* 36: 131-154.

Wiggins, G. B., R. J. Mackay & I. M. Smith. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie/Supplement,* 58: 97-206.

Wilhm, J. & T. C. Dorris.1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience,* 18: 477-481.

Williams, D. D. & H. B. Hynes. 1976. The ecology of temporary streams. I. The faunas of two Canadians streams. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie,* 61: 761-787.

Zabala, M.T. 1999. *El valle aluvial del Río Negro. Programa de Gestión Ambiental* (Tesis de Maestría). Facultad de Arquitectura y Urbanismo, UNNE.

Zalocar de Domitrovic, Y. y V. M. Asselborn. 2000. Análisis del fitoplancton de una laguna impactada por la descarga de un efluente textil (Corrientes, Argentina). En: E. G. Espindola, C. B. Paschoal, O. Rocha, M. B. C. Bohrer y A. Oliveira Neto (Eds.). *Ecotoxicología: perspectivas para o século XXI. RIMA*, San Carlos, Brasil: 407-424.

Zilli F.L. y A.M. Gagneten. 2005. Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo Cululú (río Salado del Norte, Argentina). *Interciencia,* 30(3): 159-165.

Zilli F.L. & L. Montalto. 2011. *Benthic invertebrates in the middle Paraná River floodplain (Argentina).* In: M.A. Alvarez (Ed.) *Floodplain*. Nova Sciences Publishers, Inc.: 99-126.

Valoración de la calidad biológica e integridad ecológica de sistemas fluviales del sur de la provincia de Córdoba

Utilización de índices biológicos, ecológicos y químicos

Ana M. Oberto
Carolina E. Ortiz
Romina E. Príncipe
Graciela B. Raffaini
Javier A. Márquez

Valoración de la calidad biológica e integridad ecológica de sistemas fluviales del sur de la provincia de Córdoba

Utilización de índices biológicos, ecológicos y químicos

Ana M. Oberto, Carolina E. Ortiz,
Romina E. Príncipe, Graciela B. Raffaini
y Javier A. Márquez

Resumen

En el centro del país se han utilizado los macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad ambiental de ríos y arroyos de la provincia de Córdoba. Se muestrea el bentos en dos periodos hidrológicos y como información complementaria la fracción derivante y los macroinvertebrados asociados a la vegetación marginal. Se calcularon índices métricos, el Índice Biótico Carcarañá (ICB) y el índice BMWP. Se incorporó la biota de riberas para estimar el índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER) y la caracterización química se realizó mediante el Índice de Calidad de Agua (ICA). El estado ecológico se estimó combinando las clases de calidad obtenidas de los índices, mediante ajustes del protocolo ECOSTRIMED. Los resultados obtenidos contribuyen a la caracterización del estado ecológico de los principales sistemas fluviales de la provincia.

Palabras clave: Ecosistemas lóticos, bioindicadores, índices, calidad del agua.

Abstract

Aquatic macroinvertebrates have been used in the center of the country in order to evaluate the environmental quality of rivers and streams of the Córdoba province. Benthos is sampled in two hydrological periods and the drift fraction and macroinvertebrates associated with marginal vegetation are also considered. Metric indexes, the Carcarañá Biotic Index and the BMWP index were calculated. Riparian biota was also incorporated to estimate the Riparian Space Quality Index and the chemical characterization was performed using the Water Quality Index. The ecological state was estimated by combining quality clases obtained from the indices, using adjustments of ECOSTRIMED protocol. The obtained results contribute to the characterization of the ecological state of the main river systems of the province.

Keywords: *Lotic ecosystems, bioindicators, indices, water quality.*

Introducción

En los últimos años la calidad ecológica de los ecosistemas fluviales se ha visto amenazada por la regulación de cauces, la contaminación orgánica e inorgánica, la invasión de especies exóticas y los cambios en el uso de la tierra. En consecuencia, se alteran las propiedades físico-químicas del agua afectando en forma directa la estructura de las comunidades fluviales. Los ecosistemas acuáticos permiten el desarrollo armonioso de numerosas especies de flora y fauna, e inclusive la población humana. Por esta razón, en las últimas décadas, se ha evidenciado un progresivo interés por desarrollar y aplicar metodologías que evalúan la calidad de los recursos hídricos e intentan predecir su evolución temporal (Gualdoni *et al.,* 2011).

Las metodologías utilizadas para la evaluación y monitoreo de diferentes ambientes acuáticos son la aplicación de índices tanto químicos como biológicos. Los primeros permiten evaluar la calidad del agua a partir de la estimación de diferentes variables que, dentro de parámetros normales y aceptables, indican un hábitat apto o apropiado para el desarrollo de la vida acuática. Los índices biológicos están basados en el estudio de la estructura de la comunidad acuática e integrados por diversos índices multimétricos, los cuales combinan información de su composición y estructura y permiten visualizar los cambios producidos por alguna perturbación. Estos índices multimétricos se componen de diferentes categorías: *medidas de riqueza*, las cuales describen el número total de taxones y el número de taxones presentes; *medidas de composición*, que incluyen las abundancias relativas de los taxones registrados y por lo tanto la contribución de cada taxón en el total del ensamble; *medidas de roles tróficos,* que proveen información sobre el balance de estrategias alimentarias en el total del ensamble y *medidas de tolerancia e intolerancia* donde se incluyen las abundancias de organismos tolerantes e intolerantes hallados en la comunidad (Barbour *et al.,* 1997; 1999). Estos índices se desarrollan utilizando categorías taxonómicas inclusivas como orden o familia para aplicarlos a nivel mundial, sin embargo, es necesario realizar ajustes regionales para obtener resultados más certeros.

Además de la aplicación de los índices mencionados anteriormente, es necesario realizar un análisis ecológico integral de la calidad fluvial del ambiente en estudio, con lo cual se ha propiciado la valoración del estado de salud de los espacios ribereños como complemento de estos índices. Por ello, la vegetación que delimita el espacio físico por el que discurre el río es un componente importante a considerar para establecer la calidad ecológica de un río. Este espacio ribereño constituye una zona de transición entre el sistema terrestre y acuático e influye sobre la calidad del agua, la conservación de la vida acuática y el funcionamiento de los ecosistemas

fluviales (Sweeney *et al.,* 2004), por lo cual, resulta trascendental incluir en los análisis de calidad del ambiente fluvial, el índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER) (Corigliano, 2008).

Importancia del sistema Carcarañá

La subcuenca Carcarañá, perteneciente a la Cuenca del Plata, comprende 48.150 km^2, entre los 31º 50' S - 65º W y 33º 50' S - 60º 49' W, en la Provincia de Córdoba. Esta red fluvial se encuentra en la provincia fitogeográfica del Espinal (Oyarzabal *et al.,* 2018). Los 2 grandes tributarios son el río Ctalamochita (Tercero) y el Chocancharava (Cuarto) cuyas cabeceras están en las Sierras de los Comechingones, entre los 1.500 a 900 msnm (Fig. 1).

El río Ctalamochita es continuo, mientras que el río Chocancharava forma los bañados del Saladillo, cuyo emisario es el río Saladillo, confluente del Ctalamochita para formar el Carcarañá. El río Ctalamochita posee una longitud de aproximadamente 307 km y su caudal medio es de 29,90 m^3.seg^{-1} en la ciudad de Villa María. El río Chocancharava presenta una longitud aproximada de 400 km, con un caudal medio de 3,50 m^3.seg^{-1} en la Ciudad de Río Cuarto. Su régimen es predominantemente pluvial con aportes nivales en las sierras y algún incremento primaveral por los deshielos en las cumbres serranas; sus caudales aumentan a fines de primavera (noviembre) y durante el estío.

La red hídrica de la subcuenca Carcarañá ha sufrido históricamente impactos puntuales y difusos, descargas cloacales sin tratamiento, vertido de efluentes industriales, de criaderos y explotaciones mineras, deforestación, embalses y principalmente cambios en el uso de la tierra.

Historia de uso de índices en la provincia de Córdoba

Primeros estudios

Gualdoni y Corigliano (1991) realizaron el primer ajuste regional de un índice biótico en la provincia de Córdoba, el Índice Biótico Carcarañá (IBC), el cual se basa en la tabla de conversión estándar de Ghetti (1986) aplicada en países europeos. Este índice describe la composición de la comunidad bentónica (conjunto de organismos que habitan el lecho fluvial), de la región

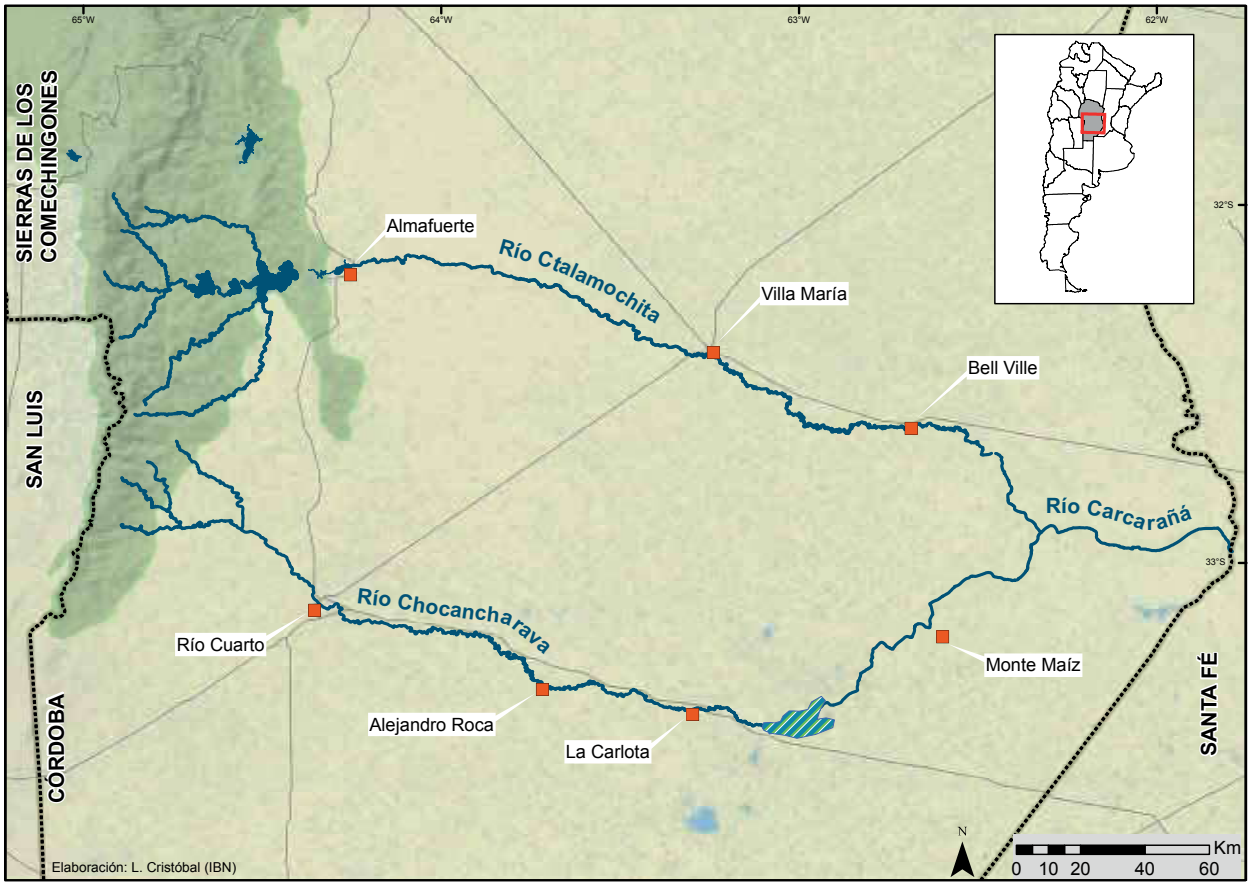


Figura 1: Mapa de la Subcuenca Carcarañá en la Provincia de Córdoba con los ríos Ctalamochita (Tercero) y Chocancharava (Cuarto).

centro-sur de la Argentina y permite diferenciar a una comunidad de referencia para los tramos de cabecera y piedemonte y una para los tramos de llanura. Se basó en el estudio de 21 estaciones de muestreo ubicadas en ríos, arroyos serranos y en los 2 colectores principales de la Provincia de Córdoba.

Durante la década del 90 se realizaron numerosos estudios de calidad de ecosistemas acuáticos basados en la integridad de la comunidad bentónica, desarrollados a escala territorial, que incluyeron los ríos Ctalamochita y Chocancharava (Gualdoni *et al.,* 1991; Gualdoni *et al.,* 1994 a, b; Corigliano, 1994; Corigliano & Malpassi, 1994; Oberto, 1997; Corigliano, *et al.,* 1998). El IBC se utilizó en la región centro del país, en localidades con grandes poblaciones humanas, para evaluar específicamente tramos fluviales donde se vertían efluentes cloacales e industriales.

En el año 1996, el IBC se empleó para un análisis biológico del río Huacha Corral (tributario del río de los Sauces, cuenca alta del Chocancharava) solicitado por el Poder Judicial de la Nación, Juzgado Federal de la Ciudad de Río Cuarto. Este curso fluvial recibía los efluentes de un emprendimiento minero dedicado a la extracción de fluorita (Corigliano *et al.,* 1996). Posteriormente, Oberto (1997) utilizó este índice en una piscifactoría ubicada en el arroyo Talita, tributario de la cuenca alta del río Chocancharava. Corigliano *et al.* (1998) compararon el IBC con índices métricos a los fines de estudiar la eficiencia de la metodología multimétrica. Se relevaron 18 estaciones de muestreo en 5 tramos afectados por diferentes perturbaciones: efecto de una piscifactoría, efecto embalse y efecto urbano e industrial en 3 ciudades del tramo de llanura (Río Cuarto, Villa María y Río Tercero). Este estudio señaló que la utilización de un sólo índice métrico puede no dar información correcta, sin embargo su combinación con otros índices proporciona un conocimiento más relevante y complementario.

La aplicación del IBC en la subcuenca Carcarañá se realizó a los fines de determinar limitaciones y alcances ante condiciones heterogéneas de deterioro ambiental (Corigliano, 1999). En este estudio se realizó un diagnóstico del valor indicativo de 86 taxones de macroinvertebrados bentónicos considerando las características autoecológicas y restricciones ecofisiológicas del linaje (nivel familia o género). Corigliano (1999) señaló que la aplicación del IBC es válida en tramos de impacto ambiental severo y no tiene el alcance para evaluar el efecto post-embalse, los impactos orgánicos no severos, los tramos no vadeables y los tramos de llanura afectados por crecidas. En todos los casos el índice se aplicó en dos períodos hidrológicos, alto y bajo caudal, y en general, en el caso de aguas contaminadas, los valores de mejor calidad se obtuvieron en el período de aguas altas debido al efecto de dilución (Corigliano, 1999).

En años posteriores, Boccolini *et al.* (2005) evaluaron la calidad ambiental de la sección del río Chocancharava en su tramo urbano y periurbano, mediante el uso de índices bióticos. Además, en este estudio, se incorporaron índices ecológicos en el cauce y en las riberas. Los sitios estudiados correspondieron a tramos que atraviesan la ciudad de Río Cuarto donde el río tiene características de anastomosado con diversos tipos de hábitats: canales principales y secundarios, barras de diferente tiempo de permanencia y remansos entre barras. Se seleccionaron 3 sitios de estudio: un tramo antes de la ciudad, un tramo medio del recorrido urbano y un tramo río abajo de la ciudad. A partir de los recuentos de macroinvertebrados bentónicos se calcularon índices multimétricos pertenecientes a las categorías: riqueza, composición y tolerancia/intolerancia (Barbour *et al.,* 1992; Corigliano *et al.,* 1998; Barbour *et al.,* 1999; Corigliano, 1999), dentro de esta última categoría se incluyó al Índice Biótico Carcarañá (Gualdoni & Corigliano, 1991). Además se realizó la evaluación de la calidad ambiental del sistema ripario, a través del índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) (Munné *et al.,* 1998; Ladson & White 1999; Ladson *et al.,* 1999). Los principales resultados obtenidos en este estudio demostraron que el CBR, indicó una degradación extrema en los tres sitios estudiados y la combinación de los métricos con el CBR señaló un estado ecológico general, de calidad mala, a excepción del sitio 3, en invierno, que reflejó un juicio de calidad pésimo.

Un estudio similar fue realizado por Gualdoni *et al.* 2011), donde se evaluó el estado ecológico de dos arroyos serranos que en tramos de piedemonte atraviesan comunas de interés turístico. El estudio se realizó en dos cursos fluviales que nacen en la vertiente oriental de las Sierras de los Comechingones, los arroyos Río de los Sauces y Piedras Blancas. El primero es tributario del río Ctalamochita, y el segundo del Chocancharava. Para evaluar la calidad de estos sistemas fluviales se combinaron índices bióticos de calidad del agua y del bosque de ribera. Los índices bióticos empleados fueron índices métricos y el Índice Biótico Carcarañá (IBC), y se determinó la calidad de los ecosistemas ribereños mediante el índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) (Munné *et al.,* 1998). Finalmente los resultados se integraron mediante una modificación del índice ECOSTRIMED (ECOlogical STatus RIver MEDiterranean) desarrollado originalmente para evaluar el estado ecológico de ríos mediterráneos (Prat *et al.,* 2000). El índice ECOSTRIMED valora de manera integral el ecosistema fluvial, incluyendo las riberas y la calidad del agua (Prat *et al.,* 2012). El valor de este índice se obtiene de la combinación de otros dos: un índice de calidad biológica basado en macroinvertebrados y un índice de valoración del estado de conservación de la zona ribereña. En ambos arroyos, los índices métricos determinaron que la calidad varió entre "moderadamente deteriorada" y "poco deteriorada", mientras que el IBC reveló una calidad "ambiente no contaminado" en todas las situaciones de muestreo. El CBR indicó

que el bosque de ribera presenta importantes alteraciones y degradación extrema en los tramos aledaños a las áreas de balnearios, mientras que en el resto, el grado de alteración se tradujo en juicios de calidad aceptable y buena. Al combinarse los resultados de los índices métricos con los del CBR, en ambos arroyos se obtuvieron juicios de calidad que indicaron un estado ecológico "bueno" y "moderado" en los tramos situados río arriba de las áreas de recreación y "moderado" aguas abajo de las mismas. En los ríos estudiados, los tramos más deteriorados son los cercanos a las áreas de recreación donde, si bien la calidad del agua presentó poco deterioro, el estado ecológico resultó alterado debido a la degradación o eliminación del bosque marginal.

Estudios recientes

Las cuencas sin desagüe en Argentina comprenden una amplia región al Oeste del meridiano 62º y al Norte del paralelo 40º. En la llanura pampeana de la provincia de Córdoba, entre los ríos Ctalamochita, Chocancharava y Popopis, se encuentran una serie de arroyos menores, arreicos, que descienden desde sus nacientes en depresiones téctonicas del piedemonte serrano y se derraman en la llanura. Estos arroyos tienen valor por su potencial uso como fuentes de agua potable, riego y recreación. Entre estos ambientes hídricos se encuentra el arroyo Achiras-del Gato (Fig. 2) en donde se realizó el estudio más actual referido a la aplicación de índices bióticos (Ortiz, 2016).

Este curso fluvial ha sido modificado durante los últimos años para favorecer las actividades de recreación, y durante la época estival recibe un aporte turístico que supera ampliamente el número de habitantes estable. El objetivo principal de este trabajo fue integrar información de base disponible referida al arroyo Achiras-del Gato (Gualdoni & Oberto, 2012) para caracterizar la calidad biológica basada en macroinvertebrados bentónicos, derivantes y asociados a la vegetación marginal. El estudio se realizó en dos sitios de muestreo, uno aguas arriba de una presa (A) y el otro aguas abajo (B) (Fig. 2), en el período hidrológico de aguas bajas. Se aplicaron índices bióticos tales como: índices métricos (con ajustes regionales), IBC y Biological Monitoring Working Party (BMWP), índices químicos como el índice de calidad del agua (ICA) y el de calidad del espacio ribereño (CER), el cual integra la calidad del bosque de ribera (CBR) (Prat *et al.*, 2000; Ladson & White 1999; Ladson *et al.*, 1999), Indicadores Alternativos de Biodiversidad (ISOLA, 2002) y una lista de las perturbaciones

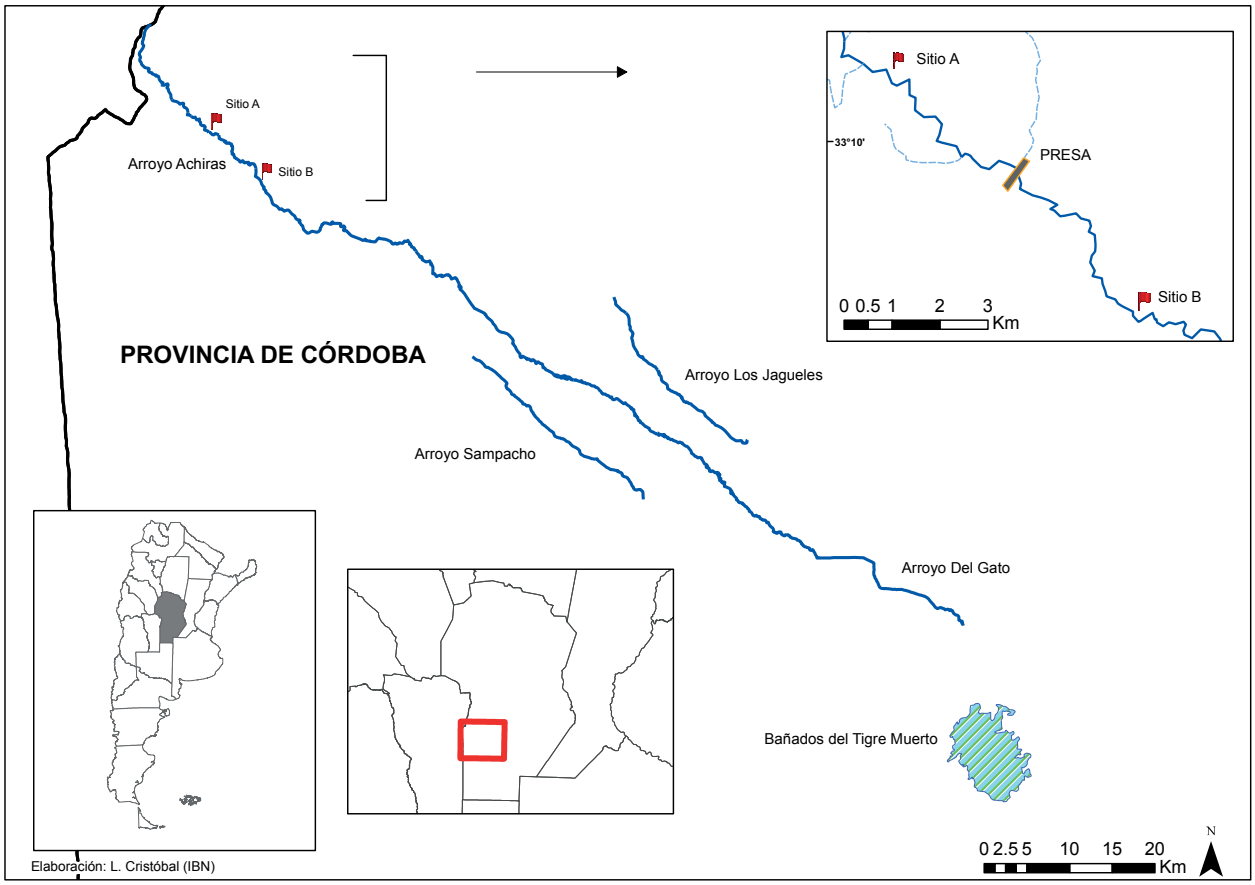


Figura 2. Cuenca del arroyo Achiras- del Gato, Córdoba, Argentina. Ubicación de los dos sitios de muestreo antes y después de la presa. (Adaptado de Caviglia, 2002).

e intervenciones humanas observadas (Suren *et al.,* 1998; Arribas *et al.,* 2002). Finalmente se combinaron los resultados de los índices aplicados utilizando una modificación del ECOSTRIMED para obtener la calidad ecológica del sistema fluvial. Los resultados obtenidos en esta investigación demostraron que los índices químicos y biológicos empleados revelaron buena calidad y que el ambiente fluvial se encuentra "poco deteriorado". Los índices utilizados en la ribera del arroyo demostraron que el sitio A presentó "buena" calidad y el sitio B una calidad "moderada". El estado ecológico definido por la combinación de los índices anteriores resultó en calidad "buena" para el sitio A y "moderada" para el B. Los arroyos arreicos de la llanura pampeana de la provincia de Córdoba están comenzando a ser estudiados, por lo cual este trabajo sienta las bases para una futura adecuación metodológica y un refinamiento del conocimiento faunístico.

Metodología de campo y laboratorio

En todos los estudios realizados se registraron las variables *in situ* tales como: ancho mojado, temperatura, profundidad, velocidad de corriente, pH, turbidez, conductividad y oxígeno disuelto (OD). Luego se colectó 1 litro de agua del arroyo en cada sitio, y en laboratorio se determinaron: sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos, sulfatos, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, fluoruros, dureza total y alcalinidad.

La comunidad bentónica, de macroinvertebrados, se colecta con redes Surber de 0.09 m^2 de superficie de marco y 300 µm de abertura de malla (Fig. 3A). Las muestras se preservan en formol 4% y se trasladan al laboratorio para su posterior identificación. Los individuos derivantes (organismos transportados por la corriente río abajo) se colectan con redes de deriva de 100 cm de largo, 300 µ de abertura de malla y un área de 24 x 8 cm (0,0192 m^2) (Fig. 3B) (Barbero *et al.,* 2013). Las redes se colocan durante 30 minutos en la mitad de la columna de agua para excluir el neuston (grupo de organismos que se encuentra encima o adherido a la parte inferior de la película superficial de agua) y el bentos (conjunto de organismos que habitan el fondo de los ecosistemas acuáticos), y entre las 9:00 y 11:00 h para evitar la deriva comportamental (transporte de organismos durante las horas de oscuridad). Una vez cumplido el tiempo establecido en el protocolo, las muestras se preservan en formaldehido 4% y se trasladan al laboratorio para su posterior identificación. Las muestras de macroinvertebrados asociados a la vegetación marginal se colectan mediante un muestreador de mano de 300 µm de abertura de malla durante 10 minutos (Fig. 3C). La identificación taxonómica se realiza hasta el máximo nivel de resolución posible, mediante el uso de claves (Wiederholm, 1983; Pérez, 1988; Lopretto & Tell, 1995; Epler, 2001; Domínguez & Fernández, 2009) y luego se conservan los organismos en frascos madre, en alcohol al 70%.



Figura 3: a) Red Surber para colectar la comunidad bentónica de macroinvertebrados. b) Redes de deriva ubicadas en el arroyo. c) Copo de mano para colectar macroinvertebrados asociados a la vegetación vegetación de las márgenes.

Índices

Como indicadores químicos se aplicó el índice ICA (Corigliano, 2008) el cual incluye variables obtenidas *in situ* mediante sensores portátiles a excepción de la demanda química de oxigeno (DQO) medida en laboratorio.

ICA

Se seleccionaron las variables requeridas por el índice y se calculó el ICA a partir de la fórmula:

$$ICA = \frac{\sum C \times P}{\sum P}$$

Donde: P: ponderación del peso relativo de cada variable, realizada a partir de su importancia sobre la vida acuática. C: valores del índice de cada variable normalizada de 0 a 100 (Tabla 1).

Indicadores biológicos

Se utilizó la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y asociados a la vegetación de la ribera para calcular los índices métricos propuestos por Barbour *et al.* (1997, 1999), el Índice Biótico Carcarañá (Gualdoni & Corigliano, 1991) y el índice BMWP (Armitage *et al.* (1983). El índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER) desarrollado por Corigliano (2008) fue aplicado por primera vez en el arroyo Achiras- del Gato (Ortiz, 2016).

Índices métricos

El método multimétrico propuesto por Barbour *et al*. (1995) utiliza un conjunto de medidas individuales que incluyen índices bióticos y ecológicos. Proveen diferentes atributos biológicos que integrados resultan útiles para evaluar el estado general de una comunidad en respuesta a una perturbación. Estos autores señalan que los índices multimétricos desarrollados a nivel regional son adecuados para áreas geográficas amplias pero con modificaciones menores. Debido a las diferencias biogeográficas los índices bióticos fueron ajustados según la composición biocenótica de cada área o región particular como señalan Gualdoni y Corigliano (1991). Por ello además de los índices propuestos por Barbour (1999), se consideraron en este estudio otros índices que incluyen la fauna propia del arroyo Achiras-del Gato y que permiten completar la calificación de la calidad del agua: *N° de taxones de Crustacea + Mollusca,* dentro de la categoría medidas de riqueza (Tripole & Corigliano, 2005), *% Crustacea + Mollusca; % Gasteropoda* incluidos en la categoría de medidas de composición y que representan a los organismos dependientes del calcio (Tripole & Corigliano, 2005) y *% Odontoceridae/Trichoptera*, dentro de la categoría de medida de composición. Este índice se consideró importante para el estudio en el arroyo Achiras-del Gato, ya que la familia Odontoceridae es sensible a la contaminación (Ortiz, 2016). La familia está representada por el género *Marilia*.

Índice biótico carcarañá (IBC)

El empleo del IBC requiere que la identificación de los macroinvertebrados esté definido por un límite taxonómico que involucra la identificación a familia o género según el grupo faunístico (Gualdoni & Corigliano 1991). Luego se utiliza una tabla estándar de doble entrada confeccionada según la sensibilidad de los macroinvertebrados bentónicos del sistema fluvial del Carcarañá. Una vez obtenido el valor del índice, se convierte en una clase de calidad de agua que varía entre I y V. Cada clase se corresponde con un juicio relativo al grado de contaminación.

Biological monitoring working party (BMWP)

Los índices basados en familias de macroinvertebrados permiten un análisis rápido *in situ* orientativo de la calidad del agua, sin muchas exigencias referidas a la facilidad y escaso costo para obtener los datos, y bajo esfuerzo taxonómico. Respecto de las familias de invertebrados presentes en los arroyos y ríos de la subcuenca Carcarañá se desarrolló el subíndice de calidad basado en el valor de tolerancia de las familias de invertebrados. El índice originalmente conocido como Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Armitage *et al.,* 1983), ha sido

Tabla 1. Interpretación de los valores del Indice de calidad del agua ICA.

Rango	Calidad	Puntaje	Color
>90-100	Muy Buena	5	Azul
>70-90	Buena	4	Verde
>50-70	Moderada	3	Amarillo
>25-50	Mala	2	Anaranjado
<25	Pésima	1	Rojo

usado en la Unión Europea y sufrido numerosas adaptaciones en otras regiones. En el arroyo Achiras-del Gato este índice se obtuvo sumando la puntuación correspondiente a cada familia presente en las muestras. A partir de esta sumatoria se obtuvo un puntaje que permitió emitir un juicio de calidad del agua. El puntaje asignado a cada una de las familias de invertebrados se encuentran citadas para la subcuenca Carcarañá (Príncipe & Corigliano, 2006; Corigliano *et al.,* 2005; Boccolini *et al.,* 2005).

Calidad del espacio ribereño (CER)

La aplicación de la Calidad del Espacio Ribereño (CER) utilizado en el arroyo Achiras-del Gato (Ortiz, 2016) se realizó en dos sitios de muestreo (A y B), recorriendo 100 metros río arriba del sitio A y 100 metros río abajo del sitio B, durante el período de aguas altas, cuando la vegetación se encuentra en su pleno desarrollo. El resultado del CER (Corigliano, 2008) se obtuvo mediante indicadores de la calidad del bosque de ribera (CBR) (Prat *et al.,* 2000; Ladson & White, 1999; Ladson *et al.,* 1999), de indicadores de biodiversidad (ISOLA, 2002) y mediante una lista de las perturbaciones e intervenciones humanas observadas (Suren *et al.,* 1998; Arribas *et al.,* 2002).

Calidad del bosque de ribera (CBR)

La calidad del bosque de ribera CBR es una adecuación del original "QBR" (Munné *et al.,* 1998) adaptado a las condiciones florísticas de la ecorregión del Espinal a la cual pertenece la región sur y sureste de la Provincia de Córdoba. Se utilizó una lista de los árboles presentes en la región para discriminar entre especies autóctonas e introducidas en los procesos de reforestaciones y arbolados de la zona (Cabrera, 1976; Kraus *et al.,* 1998; DeMaio, *et al.,* 2002, Vischi y Oggero, 2002). El CBR, se basa principalmente en cuatro variables con un puntaje máximo de 25 y que a su vez pueden presentar valores de 0, 5, 10, 25. La puntuación final es el resultado de la suma de los cuatro componentes y varía entre 0 y 100. Para el CBR adaptado por Corigliano (2008) se evalúan las riberas del río por separado a los fines de exponer asimetrías en el uso de ellas. En el estudio realizado en el arroyo Achiras-del Gato se consideraron ambas márgenes como lo establece Munné *et al. (*1998) en el QBR. Cuando no fue posible acceder a las dos riberas debido a inaccesibilidad, se consideró sólo una. El recorrido se llevó a cabo sobre la última terraza y las márgenes del arroyo. La aplicación del índice se llevó a cabo en un total de 16 tramos de 15 m cada uno; se consideraron 8 tramos por sitio, aguas arriba del sitio A y aguas abajo del sitio B.

Indicadores de biodiversidad

Se utilizaron los protocolos para cuantificar los indicadores de biodiversidad del corredor marginal como señala la metodología de la obtención de datos para interpretar ambientes urbanos (ISOLA, 2002). Mediante el uso de indicadores subrogados (substitutos) se realizó un diagnóstico rápido de la diversidad en especies. Algunas categorías usadas como "reclamos por fauna urbana" y "palomas urbanas" se encuentran protocolizadas en sistemas de información ambiental para el ambiente urbano (ISOLA, 2002). Por ejemplo, el número de reclamos (llamados telefónicos u otros) recibidos por alguna institución oficial respecto de la presencia de fauna urbana en ambiente no urbano, se incluye en la categoría "reclamos por fauna urbana" y se cuantifica. En otras se consideró el criterio del uso de especies o taxones que dan información predictiva sobre la biodiversidad total y se categorizó el número de especies de aves y de familias de lepidópteros como indicadoras de biodiversidad (Schulze *et al.,* 2004). Se seleccionaron un total de 8 variables. Cada variable recibe un puntaje que varía de 0 a 12,5. Este último valor representa la máxima biodiversidad que puede obtener la variable y la sumatoria de los valores de cada variable es el valor total del subíndice de biodiversidad (máximo 100) (Tabla 2). En relación al valor que se obtenga de este subíndice, se asigna un juicio o valoración, y una calidad al sitio en estudio.

En la categoría aves autóctonas, para obtener los puntajes requeridos por el protocolo, se utilizó una lista de la avifauna de la ecorregión del Espinal y sus valores indicativos (Corigliano, 2008). Para obtener el valor se procede a realizar avistajes desde un punto fijo durante una hora.

En el ítem Artrópoda Lepidoptera, Lepidóptera, se colectaron ejemplares de mariposas durante una hora con red entomológica. Posteriormente, los especímenes fueron acondicionados en sobres entomológicos e identificados hasta el nivel de familia en laboratorio. Finalmente, se contó la cantidad de familias encontradas para la asignación del puntaje correspondiente (Tabla 2).

Para el subíndice huellas y señales de animales silvestres se registró la presencia y se las clasifico detallando si corresponden a mamíferos, aves, reptiles y anfibios (Corigliano, 2008).

Subíndice de impactos

Se desarrolló una lista de intervenciones humanas o perturbaciones directas e indirectas (Arribas *et al.,* 2002; FISRWG, 1998). Se registraron 20 perturbaciones indirectas (en la zona ribereña) y 20 perturbaciones directas (en el cauce fluvial). La lista se confeccionó en 100 metros de recorrido en el tramo estudiado. El cálculo del subíndice se realizó adju dicando el valor de 100 puntos cuando el tramo no presenta ninguna perturbación. Al puntaje obtenido de las perturbaciones, se le asignó una clase y calidad de acuerdo a la Tabla 3.

Tabla 2. Protocolo de observación de indicadores de biodiversidad y porcentaje para el cálculo del subíndice (Corigliano, 2008).

Indicador de Biodiversidad	%	Puntos
Relación agua/ vegetación 0=sin vegetación; 5 = <30%; 7 < 50%; 12,5 => 50%		
Relación plantas silvestres / ornamentales y agrícolas 0 = ninguna planta silvestre; 5 =< 30%; 7 < 50%; 12,5 => 50%		
Nº de reclamos relacionados con la presencia de fauna urbana 0 = 5 reclamos; 5 = 3-4 reclamos ; 7 = 1-2 reclamos; 12,5 = ningún reclamo.		
Relación aves de áreas silvestres/ Aves de área urbana 0 = ningún ave silvestre; 5 =< 30% de aves silvestres; 7 =< 50% de aves silvestres; 12,5 => 50% de aves silvestres.		
Aves autóctonas 0 =< 15 ; 5 ≥ 15; 7 => 40; 12,5 => 70 Puntaje por especie de aves.		
Especies raras 0 = ninguna especie rara; 12 ≥ 1 especie rara.		
Artrópoda. Lepidóptera 0 = ningún papilionoideo; 5 = 1 familia; 7 = 2-3 familias; 12,5 = 4-5 familias avistadas.		
Huellas y señales de animales silvestres 0 = ninguna señal; 5 = 1-3 señales; 7 = 4-5 señales; 12,5=6- 10 señales.		
Total Máximo del índice 100 puntos		

Tabla 3. Conversión de valores del subíndice de impactos y su calidad correspondiente.

Puntuación	Juicio	Calidad	Clase	Color
>90	Sin alteraciones, estado natural.	Muy Buena	5	Azul
70-90	Ligeras perturbaciones.	Buena	4	Verde
50-70	Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia.	Moderada	3	Amarillo
25-50	Alteración intensa	Mala	2	Anaranjado
≤25	Degradación extrema	Pésima	1	Rojo

Finalmente, todos los indicadores (CBR, Biodiversidad e Impactos) se integran en un único índice de Calidad del Espacio Ribereño (CER). El máximo valor se calcula con la sumatoria de los máximos puntajes de los tres ítems interpretados como la condición ideal de referencia, adquiriendo un valor de 300.

Estado ecológico

Para estimar el estado ecológico del sistema en estudio, se utilizó una modificación del índice ECOSTRIMED (Prat *et al.,* 2000) adaptado para el río Chocancharava por Boccolini *et al.* (2005). Para ello se combinaron las clases de calidad obtenidas con los índices multimétricos y la valoración de la calidad del espacio ribereño (CER) en lugar del CBR que proponen Boccolini *et al.* (2005). De esta manera el índice ECOSTRIMED contempla la calidad de todo el arroyo Achiras–del Gato, brindando una información sistémica del estado ecológico, ya que considera los atributos biológicos y la valoración de las márgenes del mismo (Tabla 4).

A partir de la combinación de los indicadores químicos (ICA) y biológicos basados en macroinvertebrados

Tabla 4. Valoración del estado ecológico de los ambientes fluviales, modificado a partir del índice original ECOSTRIMED (Boccolini et al., 2005).

Métricos	CER				
	>285-225	>225-165	>165-90	>90-75	≤75
4	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
3	Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
2	Moderado	Moderado	Malo	Pésimo	Pésimo
1	Moderado	Malo	Pésimo	Pésimo	Pésimo

(BMWP) (Tabla 5) se utilizó un índice para la calidad del agua (Corigliano, 2008).

A los fines de integrar mayor información aún, se empleó una combinación entre la calidad del agua (ICA-BMWP) y el índice de calidad del espacio ribereño (CER) (Tabla 6) lo que resulta en la calidad ambiental (Corigliano, 2008).

Finalmente, y como aporte nuevo a la valoración de la calidad ecológica del arroyo Achiras-del Gato, se realizó una combinación de las clases de calidad del IBC y el CER (Tabla 7).

Discusión

En las últimas décadas, a nivel mundial, las agencias gubernamentales, ambientales, universidades y diversas organizaciones, se han preocupado por evaluar el impacto antrópico que afecta a los recursos hídricos a través del estudio de las propiedades químicas, físicas y biológicas del agua, utilizando diferentes programas de monitoreo. Numerosas variables son utilizadas en los planes de monitoreo, sin embargo, estas variables en general requieren de un tratamiento e interpretación que resulta en una tarea compleja en ciertos casos. En muchas ocasiones, en el proceso de valoración

Tabla 5. Índice para la calidad del agua combinando los indicadores químicos (ICA) y biológicos basados en macroinvertebrados (BMWP) (Corigliano, 2008).

	ICA				
BMWP	**5**	**4**	**3**	**2**	**1**
5	Excelente	Buena	Moderada	Mala	Muy Mala
4	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
3	Bueno	Moderada	Moderada	Mala	Pésima
2	Moderado	Moderada	Moderada	Mala	Pésima
1	Moderada	Mala	Mala	Pésimo	Pésima

Tabla 6. Índice Síntesis de la calidad ambiental combinando el índice de calidad del agua (ICA-BMWP) y el índice de calidad del espacio ribereño (CER) (Corigliano, 2008).

ICA-BMWP	CER				
	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Muy Buena	Muy Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Buena	Buena	Buena	Moderada	Mala	Pésima
Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Mala	Pésima
Mala	Mala	Mala	Mala	Mala	Pésima
Pésima	Pésima	Pésima	Pésima	Pésima	Pésima

Tabla 7. Integridad ecológica (estado ecológico) del arroyo Achiras–del Gato combinando las clases de calidad del IBC y el CER.

IBC	CER				
	>285-225	>225-165	>165-90	>90-75	≤75
5	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
4	Bueno	Bueno	Moderado	Malo	Pésimo
3	Moderado	Moderado	Moderado	Malo	Pésimo
2	Malo	Malo	Malo	Malo	Pésimo
1	Pésimo	Pésimo	Pésimo	Pésimo	Pésimo

de la calidad ambiental se incurre en la pérdida de información o en gastos que no justifican los resultados obtenidos.

Los principales análisis que se realizan para evaluar la calidad de los sistemas fluviales consisten en la medición de parámetros físico-químicos, los cuales brindan información rápida de la calidad del agua, y pueden ser monitoreados con mayor frecuencia, sin embargo no aportan información de su influencia sobre los organismos acuáticos. Los organismos reaccionan, no sólo a factores posibles de analizar directamente sino a un complejo que incluye otros agentes que escapan al análisis corriente. Además reflejan un conjunto temporal de condiciones y no las condiciones momentáneas que nos proporciona un análisis físico-químico (Margalef, 1982). Esta información integral y conservada en el tiempo por la biota del río y la de su ribera, es aportada por los métodos biológicos, los cuales están basados en la observación y medición de las comunidades de seres vivos que habitan los ambientes fluviales (Armitage *et al.,* 1983; Barbour, 1997, 1999; Alba-Tercedor & Pujante, 2000). Es recomendable entonces, la utilización de indicadores fisicoquímicos y biológicos en la evaluación del estado ecológico de los recursos hídricos (Orozco *et al.,* 2005).

La aplicación de los índices multimétricos resulta relativamente simple de calcular (Barbour *et al.,* 1999). Cada métrico evalúa un aspecto de la comunidad que es sensible al deterioro basándose en el conocimiento empírico de los atributos biológicos y respondiendo a grados variables de perturbaciones ambientales. Estos índices, cuando están debidamente construidos, evitan ambigüedades y combinan la visión biológica con el rigor estadístico (Resh *et al.,* 1995). Los valores del IBC en algunas de las investigaciones realizadas en la región centro del país no indicaron deterioros entre los sitios estudiados ni mostraron cambios entre diferentes años estudiados. Estos resultados se asocian a que el IBC está diseñado para evaluar impactos ambientales severos y puntuales, por ejemplo las alteraciones que provoca una piscifactoría, y no tiene el alcance para evaluar cambios hidrológicos por embalses o crecientes que demoran un cierto tiempo en manifestarse. Sin embargo, el empleo del IBC permitió dar una rápida respuesta solicitada por una entidad del Poder Judicial de la Nación, ante una situación severa de deterioro de la calidad biológica del agua en un río que recibía los efluentes de una mina de fluorita. Por ello, su utilización resulta importante por su relativa sencillez y rapidez en lo que respecta a su aplicación. Por lo tanto es necesario complementarlo siempre que sea posible, con otros índices biológicos como los índices multimétricos. Estos índices analizan los atributos estructurales de las comunidades (Corigliano, 1999) y aunque esto demande mayor tiempo (en contar individuos) y conocimiento refinado de la fauna local para la identificación de organismos bentónicos hasta la categoría de género, proporcionan importante información complementaria. De esta forma, para lograr un correcto juicio de calidad ecológica es necesario incluir una amplia variedad de índices que analicen diferentes atributos que componen el ambiente fluvial.

La utilización periódica de metodologías basadas en el análisis de componentes biológicos de los ambientes fluviales ofrece una manera rápida de proporcionar información a los entes responsables para que puedan implementar gestiones sostenibles que incluyan, no sólo la evaluación y el control de los ecosistemas fluviales, sino también su conservación y restauración como parte del patrimonio natural de futuras generaciones.

Perspectivas futuras

En el estudio realizado en el año 2016 en el arroyo Achiras-del Gato, por primera vez se incluyó en el análisis a lepidópteros, aves y vegetación, los cuales están considerados en el Índice de Calidad Ribereño (CER) propuesto por Corigliano (2008). Esto proporcionó valiosa información complementaria a los índices biológicos de calidad de agua, brindando a su vez una valoración holística del sistema fluvial. En consecuencia, para futuros monitoreos de los cursos de agua del sur de la Provincia de Córdoba se sugiere la incorporación de índices que valoren el estado de otras comunidades acuáticas tales como peces y algas perifíticas, y también indicadores del estado

de conservación de la zona ribereña y las comunidades biológicas que allí se desarrollan, posibilitando de esta manera un estudio integral del ecosistema fluvial.

Agradecimientos

Los autores de este manuscrito agradecen a la Secretaria de Ciencia y Técnica de la UNRC por los subsidios a diferentes proyectos en el marco de los cuales se realizaron todas estas investigaciones. También al Dr. Pablo Brandolin por su colaboración en la confección del mapa de la subcuenca Carcarañá y especialmente a la Dra. María del Carmen Corigliano y a la Dra. Cristina M. Gualdoni por haber sido las pioneras en los estudios limnológicos de la subcuenca Carcarañá, posibilitando así la formación de numerosos recursos humanos y la consolidación de un equipo de trabajo, que aún continúa afrontando e intentando resolver desafíos, después de más de 25 años.

Bibliografía

Alba-Tercedor, J., & A. M. Pujante. 2000. Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. In *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Proceedings of an International Workshop held in Oxford, UK, on 16-18 September 1997* (pp. 207-216). Freshwater Biological Association (FBA).

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.

Arribas, C., Guarnizo, P., Saldaña, T., & C. Fernández-Delgado. 2002. Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadiamar y estado de conservación de su vegetación riparia. III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación de Aguas: "La Directiva Marco del agua: realidades y futuros", Fundación Nueva Cultura del Agua y Universidad de Sevilla. Sevilla, España.

Barbour, M. T., Graves, C. G., Plafkin, J. L., Wisseman, R. W., & B. P. Bradley. 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental toxicology and chemistry*, 11(4): 437-449.

Barbour, M. T., Stribling, J. B., & J. R. Karr. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria. Biological assessment and criteria. *Tools for water resource planning and decision making. CRC Press, Boca Raton,* 63-77.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & J. B. Stribling. 1997. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers. *USEPA, Washington*.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. *USEPA, Washington*.

Boccolini, M. F., Oberto, A. M., y M. del C. Corigliano. 2005. Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biología Acuática,* 22: 59-69.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. Tomo II. Fascículo 1. Buenos Aires, Acme.

Corigliano, M. del C. 1994. El efecto de los embalses sobre la fauna planctónica y bentónica de río Ctalamochita. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto,* 14: 23-38.

Corigliano, M. del C. 1999. Índices bióticos: aplicaciones y alcances. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina,* 58(1-2): 193-201.

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.

Corigliano, M. del C. y R. Malpassi. 1994. Macroinvertebrados marginales de dos ríos de llanura. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto,* 12: 31-41.

Corigliano, M. del C., Gualdoni, C. M. y A. M. Oberto. 1996. Análisis biológico del río Huacha Corral: Determinación de la calidad del agua mediante la aplicación de índices bióticos. Informe Científico Técnico realizado por solicitud del Poder Judicial de la Nación: Juzgado Federal de la Ciudad de Río Cuarto.

Corigliano, M. del C., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 1998. Macroinvertebrados bentónicos en el examen de calidad ambiental de ecosistemas acuáticos en la Subcuenca Carcarañá. *Anales del XVII Congreso Nacional del Agua, Santa Fe, Argentina*, *Tomo 5*: 24-32.

Corigliano, M. del C., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 2005. Distribución altitudinal de macroinvertebrados en paisajes fluviales rurales y urbanos en Subcuencas del río Carcarañá, Pcia. de Córdoba. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto,* 25(2): 125-142.

Demaio, P. H., Medina, M., y U. O. Karlin. 2002. Árboles nativos del centro de Argentina. Colin Sharp, L.O.L.A., Buenos Aires.

Domínguez, E. y H. R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología* (p. 307). Tucumán, Fundación Miguel Lillo.

Epler, J. H. 2001. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina* (p. 526). Crawford, South Carolina.

FISRWG. 1998. *Stream Corridor restoration: Principles Processes and Practices*. Federal interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG).

Ghetti, P. F. 1986. I macroinvertebrati nell' analisi di qualitá dei corsi d'aqua. Manuale di applicazione. Prov. Aut. di Trento, Trento, 111 pp.

Gualdoni, C. M. y M. del C. Corigliano. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto,* 11(1): 43-49.

Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 1994a. La aplicación de índices bióticos en la subcuenca del río Chocancharava (Cuarto). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto,* 14(1): 39-53.

Gualdoni, C. M., Oberto, A. M. y G. B. Raffaini. 1994b. Evaluación de la calidad biológica de los ambientes lóticos de la subcuenca del Río Ctalamochita (Tercero) (Córdoba, Argentina). *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto*, 14(1): 65-80.

Gualdoni, C. M., Duarte, C. A., y E. A. Medeot. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología austral,* 2: 149-162.

Gualdoni, C. M.,y A. M. Oberto. 2012. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. *Iheringia Série Zoologia*, 102(2): 177-186.

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.

Kraus, T. A., Bianco, C. y C. Núñez. 1998. *Los ambientes naturales del sur de Córdoba*. Río Cuarto: Editorial de la Fundación UNRC.

Ladson, A. R., & L. J. White. 1999. *An index of stream condition: Reference manual*. Waterways Unit, Department of Natural Resources and Environment.

Ladson, A. R., White, L. J., Doolan, J. A., Finlayson, B. L., Hart, B. T., Lake, P. S., & J. W. Tilleard. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology*, 41(2): 453-468.

Lopretto, E. C., y G. Tell. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur.

Margalef, R. 1982. *Ecología*. Barcelona, Omega. 951 pp.

Munné, A., Solá, C., 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.

Oberto, A. M. 1997. Valoración biológica del vertido de una piscifactoría en un arroyo serrano. *Libro de resúmenes del II Congreso Argentino de Limnología*. Buenos Aires.

Orozco, C., Perez, A., Gonzalez, M. N., Rodriguez, F. y J. Alfayate. 2005. *Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química*. Tercera Edición. Madrid, España, Thomson Editoriales, Spain Parainfo S. A.

Ortiz, C. E. 2016. *Caracterización del estado ecológico de un arroyo serrano de mediano orden del sur de Córdoba* (Tesis de grado). Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales.

Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I. y M. Oesterheld. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología austral*, *28*(1): 040-063.

Pérez, G. R. 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Antioquia, Colombia, Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis".

Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Solà, C. y N. Bonada. 2000. ECOSTRIMED. Protocolo para determinar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. Área de Medio Ambiente. Diputación de Barcelona. Barcelona, *40*.

Prat, N., Rieradevall, M. y P. Fortuño. 2012. Metodología FEM para la evaluación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Barcelona: Universidad de Barcelona (España)*.

Principe, R. E. & M. del C. Corigliano. 2006. Benthic, drifting and marginal macroinvertebrate assemblages in a lowland river: temporal and spatial variations and size structure. *Hydrobiologia*, *553*(1): 303-317.

Resh, V. H., R. H. Norris & M. T. Barbour. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20(1): 108-121.

Schulze, C. H., Waltert, M., Kessler, P. J., Pitopang, R., Veddeler, D., Mühlenberg, M., Gradstein, S. R., Leuschner, C., Steffan-Dewenter, I. & T. Tscharntke. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological applications*, *14*(5): 1321-1333.

Suren, A. M., Snelder, T. & M. Scarsbrook. 1998. *Urban stream habitat assessment method (USHA)*. NIWA. Christchurch, New Zealand.

Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J., Hession, W. C. & R. J. Horwitz. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(39): 14132-14137.

Tripole, E. S. & M. del C. Corigliano. 2005. Acid stress evaluation using multimetric indices in the Carolina stream (San Luis, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1):101-114.

Vischi, N. y A. Oggero. 2002. Bosque autóctono el Espinal: Un área protegida. Universidad Nacional de Río Cuarto.

Wiederholm, T. 1983. Chironomidae of Holarctic region: keys and diagnoses. Part 1. *Larvae Entomol Scand Suppl,* 19: 1-457.

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

Alberto Rodrigues Capítulo
Nora Gómez

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

Alberto Rodrigues Capítulo y Nora Gómez

Resumen

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

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

Abstract

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

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

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

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

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

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

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

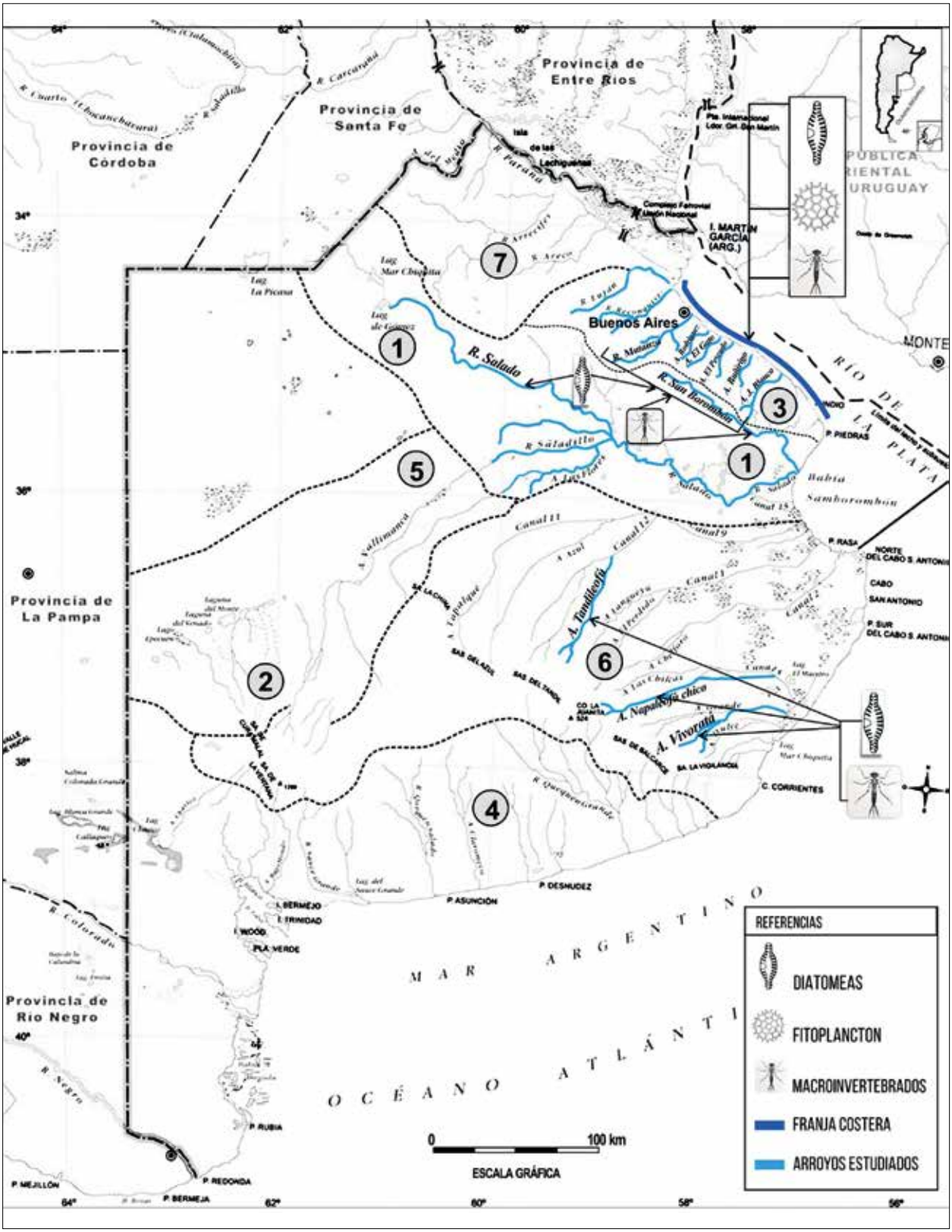


Figura 1: Cuencas hidrográficas de la provincia de Buenos Aires (modificada de Frenguelli, 1956; Ringuelet, 1962): (1) Sistema del río Salado; (2) Cuenca endorreica derivada del noroeste de las sierras de la Ventana. (3) Afluentes del estuario del Río de Plata; (4) Cursos de agua con pendiente hacia el océano Atlántico originados en las sierras de la Ventana y las colinas de las sierras de Tandil; (5) Sistema del arroyo Vallimanca que drena hacia el río Salado; (6) Cursos con pendiente atlántica derivados del noreste de las sierras de Tandil y Balcarce; (7) Afluentes del río Paraná. Se indican los cursos de agua en los cuales se emplearon índices bióticos y las comunidades biológicas empleadas en cada caso.

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

La escasa pendiente de la región por la que discurren estos ríos, con un régimen irregular del caudal, suele provocar el estancamiento del agua durante la estación seca, lo cual favorece el desarrollo de algunas comunidades bióticas como es el caso del plancton (conjunto de organismos que viven suspendidos en la columna de agua). Asimismo, el desarrollo de macrófitas (plantas acuáticas) es una característica distintiva de estos cursos de agua, a las que se reconoce como elementos claves en la estructuración de estos sistemas acuáticos (Feijoó y Lombardo, 2007; Feijoó *et al.,* 2011, 2012). Por ejemplo, en la orilla de los arroyos y bañados es frecuente observar la presencia de juncales, totorales y pajonales mixtos. También se visualizan plantas semisumergidas de los géneros *Ceratophyllum* (cola de zorro), *Myriophyllum* (helechito de agua)*, Stuckenia* (espiga de agua), *Ludwigia* (duraznillo de agua), entre otros, o de plantas flotantes como *Lemna, Spirodella* (lentejas de agua), *Azolla* (helechito de agua), *Pistia* (repollito de agua), etc. Esta diversidad de macrófitas también favorece el desarrollo del epifiton (comunidad de organismos microscópicos que viven sobre las plantas) (Giorgi *et al.,* 1998). El fondo de los arroyos también alberga al epipelon (comunidad de organismos adaptada a vivir en los sedimentos finos que incluyen bacterias, protozoos, pequeños invertebrados y microalgas entre las que se destacan las diatomeas y las cianobacterias) (Gómez *et al.,* 2009). La variedad de hábitats que ofrecen las plantas acuáticas y los que se encuentran en el lecho de los cauces son aprovechados por una diversa y numerosa comunidad de macroinvertebrados y peces (Rodrigues Capítulo *et al.,* 2010).

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

Empleo de indicadores biológicos

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

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



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

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

Índices bióticos

La primera aproximación al empleo de la biota para evaluar la contaminación de los sistemas fluviales pampeanos se remonta al trabajo de Fernández y Schnack (1977), quienes relacionaron el impacto de los efluentes de un frigorífico sobre la biota de un arroyo de la localidad de La Plata. Para esta finalidad utilizaron índices de diversidad y el índice de *rankings* de Kendall. En tanto el primer requerimiento por parte de un organismo de gestión para emplear indicadores bióticos data de la década del noventa, cuando la Secretaría de Ambiente de la Nación decide utilizar biomonitores para evaluar y monitorear el grado de contaminación de la cuenca Matanza-Riachuelo. La motivación de este requerimiento estuvo fundamentada en la propuesta de un plan de rehabilitación para este curso de agua. En este estudio se presentan los primeros resultados empleando diatomeas bentónicas así como meso y macroinvertebrados presentes en el bentos y en macrófitas (INCYTH-CETUAA-ILPLA, 1995). De esta manera se incorporó por primera vez un criterio biológico que contemplaba el grado de perturbación que generaba la actividad urbano-industrial, con el objeto de ofrecer una herramienta de monitoreo que contribuyera a la gestión del saneamiento de dicha cuenca (Rodrigues Capítulo *et al*., 1997; Gómez y Rodrigues Capítulo, 1997). En este monitoreo se emplearon los índices de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963), de saprobiedad (Sladecek, 1973), de Déficit de especies (o taxones) de Kothé (1962) (Gómez, 1999). También se diseñó un índice que

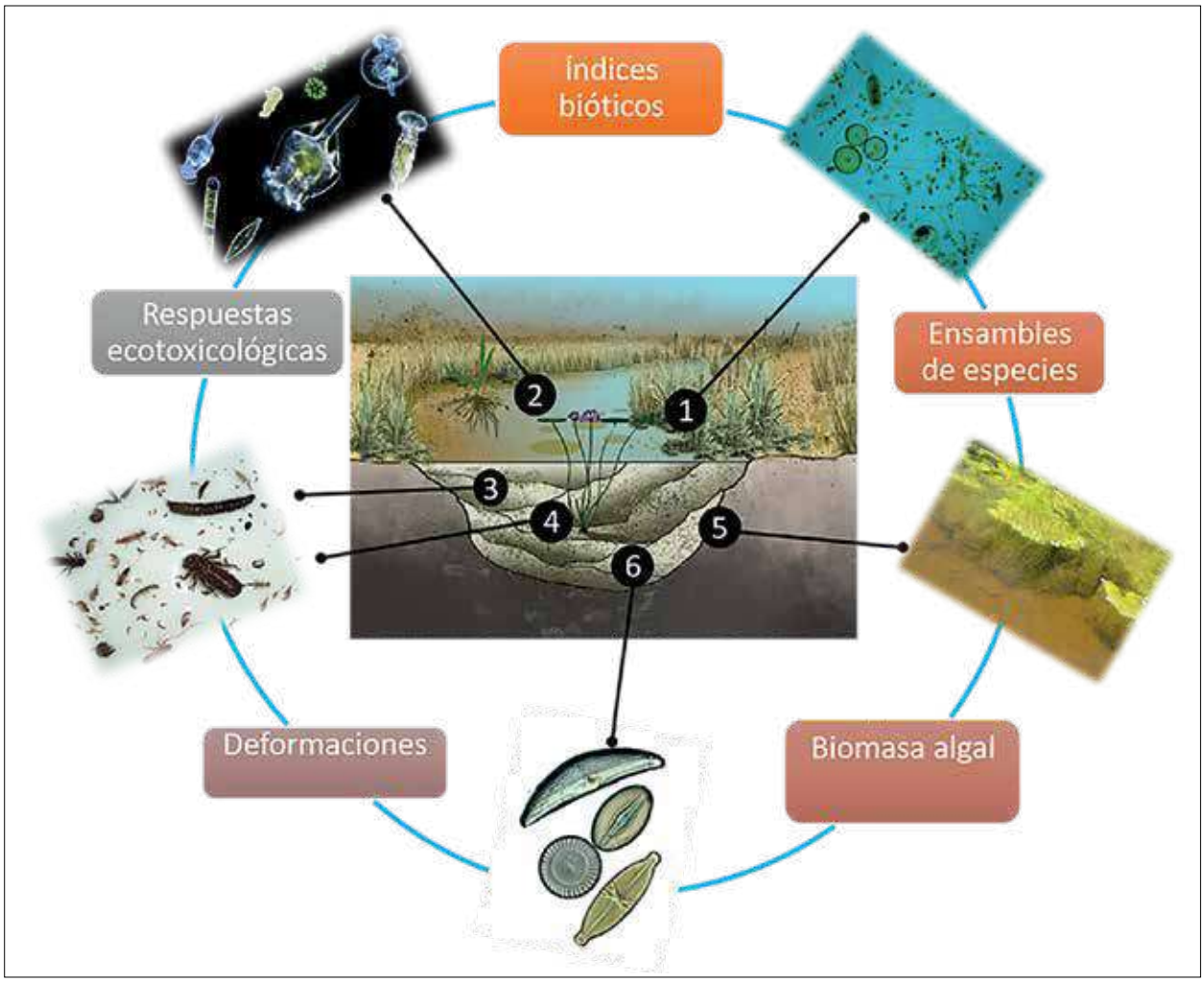


Figura 3: Metodologías y principales comunidades o asociaciones de especies utilizadas de forma frecuente en el monitoreo de ríos y arroyos pampeanos. Los recuadros coloreados indican diferentes niveles de análisis de los bioindicadores, mientras que los números corresponden a: 1) fitoplancton, 2) zooplancton,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

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

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

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

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

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

Índices de ribera

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Consideraciones finales

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

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

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

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

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

Bibliografía

ACUMAR. 2010: http://www.bdh.acumar.gov.ar/bdh3/analisisdemuestra _listado.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Feijóo, C. & R. Lombardo. 2007. Baseline Water Quality and Macrophyte Assemblages in Pampean Streams: A Regional Approach. *Water Research,* 41(7): 1399-410.

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

Ferrari, L. 2015. La ecotoxicología aplicada a la evaluación de la contaminación de los ríos: El caso del Río Reconquista. *Ciencia e Investigación,* 65: 17-35.

Frenguelli, J. 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la provincia de Buenos Aires, *Publ. L.E.M.I. T.,* 2 (62): 1-19.

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

Giorgi, A., Feijoó, C., Calviño, P & F. Duttweiler. 1998. Annual Variation of Periphyton Biomass in Two Plain Streams with Different Macrophyte Abundance. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 26: 1698-701.

Giorgi, A. & L. Malacalza. 2002. Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment,* 75: 107-119.

Gómez, N. 1998. Use of epipelic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza- Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research* , 32: 2029-2034.

Gómez, N. 1999. Epipelic diatoms of a high contamined basin from Argentina (Matanza-Riachuelo river): biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2: 301-309.

Gómez N. 2014. Phytoplankton of the Río de Plata Estuary. In: Phytoplankton of Argentina and the Antarctic Peninsula. *In Advances in Limnology,* 65: 444.

Gómez N. y J. Cochero. 2013. Desarrollo de un índice del hábitat para el sector costero de agua dulce del Río de la Plata (Franja Costera Sur). *Ecología Austral*, 23: 18-26.

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

Gómez, N., Licursi, M., Bauer. D., Ambrosio, E. & A. Rodrigues Capítulo. 2012. Assessment of Biotic Integrity of the Coastal Freshwater Tidal Zone of a Temperate Estuary of South America through Multiple Indicators. *Estuaries and Coasts,* 35 (5): 1328-39.

Gómez N., Licursi, M., Bauer, D. E. Hualde, P. R. y M.V. Sierra. 2003. Reseña sobre las modalidades de estudio mediante la utilización de microalgas en la evaluación y monitoreo de algunos sistemas lóticos pampeanos bonaerenses. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica,* 38 (1-2): 93-103.

Gómez, N., M. Licursi, y M.V. Sierra. 2008. Estudio de los biofilms del río Uruguay en el área de Gualeguaychú y zonas aledañas. En Proyecto de Vigilancia Ambiental en el Río Uruguay en el Área de Gualeguaychú y Zonas Aledañas. Segundo Informe de Avance. Asistencia Científica y Técnica de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata: 213 p.

Gómez, N. & I. O'Farrell. 2014. Phytoplankton from Urban and Suburban Polluted Rivers». *Advances in Limnology,* 65:127-42.

Gómez, N. y A. Rodrigues Capítulo. 1997. Empleo de indicadores biológicos en la costa bonaerense del Río de la Plata. *Rev. Museo. Fac. Cs. Nat.*, 9: 41-44.

Gómez, N. y A. Rodrigues Capítulo. 2001. Los bioindicadores y la salud de los ríos. Gaviño Novillo, M. (Edit) 2001 Indicadores ambientales 2000, Actas del V Seminario Internacional Ingeniería y Ambiente, Documentos del Departamento de Hidráulica H.doc Nº 3, Serie Gestión Ambiental, Facultad de Ingeniería-UNLP, La Plata, Argentina, 109-118.

Gómez N., Sierra M. V., Cochero J., Licursi M. & D.E. Bauer. 2009. Epipelic biofilms as indicators of environmental changes in lowland fluvial systems. In: *Biofilms: Formation, Development and Properties*. Hauppauge New York: Nova Science.

Gómez, N. Sierra, V. Cortelezzi, A. & A. Rodrigues Capítulo. 2008. Effects of Discharges from the Textile Industry on the Biotic Integrity of Benthic Assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 69: 472-79.

Graça M.A.S., Rodrigues Capítulo, A., Ocon, C. & N. Gómez. 2002. In situ tests for water quality assessment: a case study in Pampean rivers. *Water Research,* 36: 4033-40.

Granitto, M., Rosso, J., Boveri, M.B. 1, y M.M. Rennella. 2016. Impacto del uso del suelo sobre la condición de ribera en arroyos pampeanos y su relación con la estructura de la comunidad de peces. *Biología Acuática,* 31: 19-27.

Herkovits, J., Rodrigues Capítulo, A., Servant, T. R., Pérez-Coll, C., Gómez N, Muñoz L., Domínguez, O., Cortelezzi, A. y M. Licursi. 2007. Estudio ecotoxicologico del arroyo Las Conchitas (Buenos Aires). I. Toxicidad en agua y sedimentos. II. Parámetros fisico-químicos y relevamiento de la biota. En: *Salud Ambiental y Humana: Una Visión Holistica*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Buenos Aires: 50-54.

INCYTH-CTUAA-ILPLA.1995. *Evaluación de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir del estudio de la comunidad bentónica*. Report. Buenos Aires. 150 pp.

INDEC. 2010. *Publicación del Censo Nacional de Población, hogares y Viviendas. Censo del Bicentenario*. Resultados definitivos. Serie B N° 2. Argentina. *http://www.indec.gov.ar*

Kothè, P. 1962. Der «Artenfehlbetrag», ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorflutuntersuchungen. *Dt. Gewässerkdl. Mitt.* 6: 60-65.

Lajmanovich R.C., Peltzer, P.M., Attademo, A.M., Cabagna-Zenklusen, M.C. y C. M. Junges. 2012. Los agroquímicos y su impacto en los anfibios: un dilema de difícil solución. *Revista Química Viva*, 3:184-198.

Lavarías, S., Ocon, C., López van Oosterom, V., Laino, A., Medesani, D. A., Fassiano, A., Garda, H., Donadelli, J, Ríos de Molina, M., & A. Rodrigues Capítulo. 2017. Multibiomarker Responses in Aquatic Insect Belostoma Elegans (Hemiptera) to Organic Pollution in Freshwater System. *Environmental Science and Pollution Research,* 24: 1322-37.

Licursi, M. 2005. *Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas en sistemas lóticos pampeanos* (Tesis doctoral N° 0859). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Disponible en: http://hdl.handle.net/10915/4475.

López van Oosterom, M.V. 2014. *Relaciones tróficas de los principales macroinvertebrados en sistemas lóticos de la llanura pampeana: su relación con la calidad de agua* (Tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata sedici.unlp.edu.ar, http://hdl.handle.net/10915/33754.

Maccor, T. 1997. *Comunidades zooplanctónicas del río Luján: su uso como indicadoras de impacto ambiental* (Tesis). Universidad CAECE.

Magdaleno, A., Puig, A., De Cabo, L., Salinas, C., Arreghini, S., Korol, S., Bevilacqua, S., López, L. & J. Moretton. 2001. Water Pollution in an Urban Argentine River. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 408-415.

Modenutti, B. E. 1987. Caracterización y variación espacial del zooplancton del Arroyo Rodríguez (Prov. de Buenos Aires, Argentina). An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Uiv. Autón. México, 14: 21-28.

Momo, F.R. y M.A. Casset. 1989. Zooplancton (Copepoda y Cladocera) del arroyo Las Flores, afluente del río Luján. XIV Reunión Arg. de Ecología.

Ocon, C. S., Rodrigues Capítulo, A. & A. Paggi. 2008. Evaluation of zoobenthic assemblages and recovery following petroleum spill in a coastal area of Río de la Plata estuarine system, South America. *Environmental Pollution,* 156, 82-89.

Ossana, N. A. 2011. *Biomarcadores de contaminación acuática: estudios en los ríos Luján y Reconquista* (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Disponible en: http://digital.bl.fcen.uba.ar/collection/tesis/document/tesis_n5070_Ossana.

Peluso, M. L. 2011. *Evaluación de efectos biológicos y biodisponibilidad de contaminantes en sedimentos del Río de la Plata y afluentes* (Tesis doctoral). Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Disponible en: wttp://hdl.handle.net/10915/18420.

Peluso, M. L., A. Salibián y A. E. Ronco. 2016. Esquema para la categorización de la peligrosidad de sedimentos de fondo contaminados de sistemas fuviales. *Limnetica*, 35: 159-174.

Ringuelet, R. 1962. *Ecología Acuática Continental*. Buenos Aires, Eudeba: 137 p.

Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. en Simposios IV Cong. Arg. de Entomología, Mar del Plata. *Rev. Soc. Ent. Argentina,* 58: 208-217.

Rodrigues Capítulo, A., Paggi A.C., César I.I. y M. Tassara. 1997. Monitoreo de la calidad ecológica de la cuenca Matanza Riachuelo a partir de los meso y macroinvertebrados. Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires. 18 al 24 septiembre de 1997: 138.

Rodrigues Capítulo, A., Cortelezzi A., Ocón C., Spaccesi F., Armendáriz L., Ferreira A.C., López V. y E. S. Ambrosio. 2008. Capítulo 3: Bentos del tramo inferior del Río Uruguay en el área de Gualeguaychú y zonas aledañas. Estado actual de las poblaciones de macro y meso invertebrados y su relación con la posible contaminación producto de las industrias papeleras (Entre Ríos, Argentina) (3 informes: 2007-2008). Convenio SAYDS (Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación), Universidad Nacional de la Plata-FCNyM-ILPLA), 213 p.

Rodrigues Capítulo, A., Gómez N., Giorgi A. & C. Feijoó. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hidrobiología,* 657: 53-70.

Rodrigues Capítulo, A., Ocón C. S. y M. Tangorra. 2003. Una visión bentónica de ríos y arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 21: 1-18.

Rodrigues Capítulo, A., Tangorra M. & C. Ocón. 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-19.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Antecedentes y perspectivas

María Angélica Gil
Jorgelina Daruich
Liliana Elizabeth Moreno
José Humberto Ulacco

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

Antecedentes y perspectivas

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

Resumen

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

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

Abstract

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

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

Introducción

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

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

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

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

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

Área de estudio

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

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

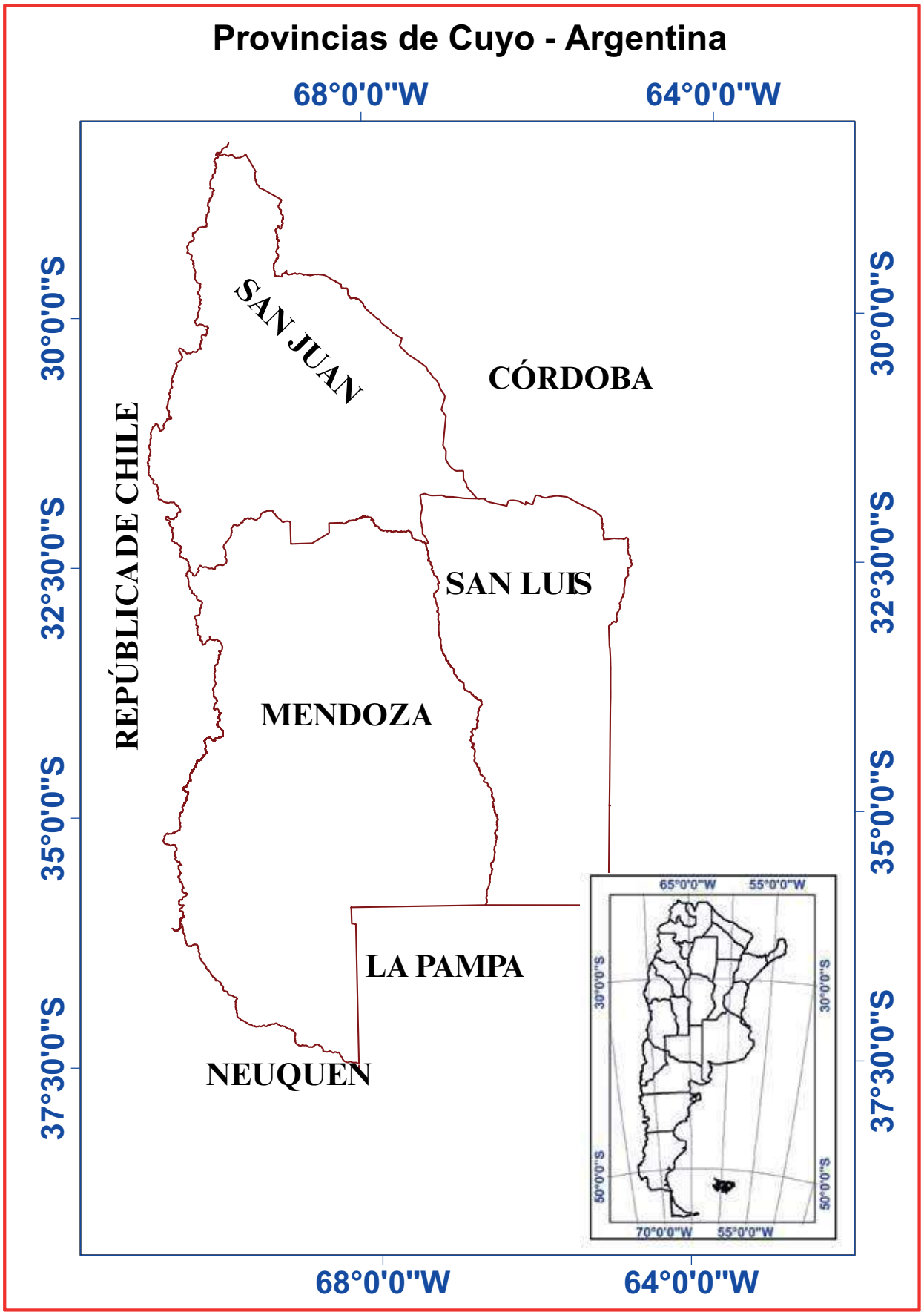


Figura 1. Provincias argentinas que integran la región de Cuyo.

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

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

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

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

Los recursos hídricos de la provincia de San Luis

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

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

En la zona de las sierras nacen numerosos arroyos que alimentan a los ríos Conlara y Quinto, de carácter endorreico. Sólo el río Quinto alcanza a desaguar en el río Salado en época de grandes crecidas. Varios de estos ríos y arroyos son embalsados para regular sus caudales, para riego y consumo humano. En el límite occidental de la provincia está el río Desaguadero, también llamado Salado, el cual configura un complejo sistema denominado Sistema del Desaguadero que, desde la segunda mitad del siglo XIX y especialmente a lo largo del siglo XX, ha sufrido una importante disminución de los caudales con la consecuente tendencia a la desaparición de las Lagunas de Guanacache (en las fronteras de San Luis, Mendoza y San Juan). También se advierte la transformación en salina de la Laguna de El Bebedero y la desecación del río homónimo. En la actualidad el gobierno de San Luis ha iniciado tareas de recuperación de este ambiente, lo que acentúa la necesidad del conocimiento de la biota autóctona y el monitoreo de estos ecosistemas.

Estudios de la calidad de agua en San Luis

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

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

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

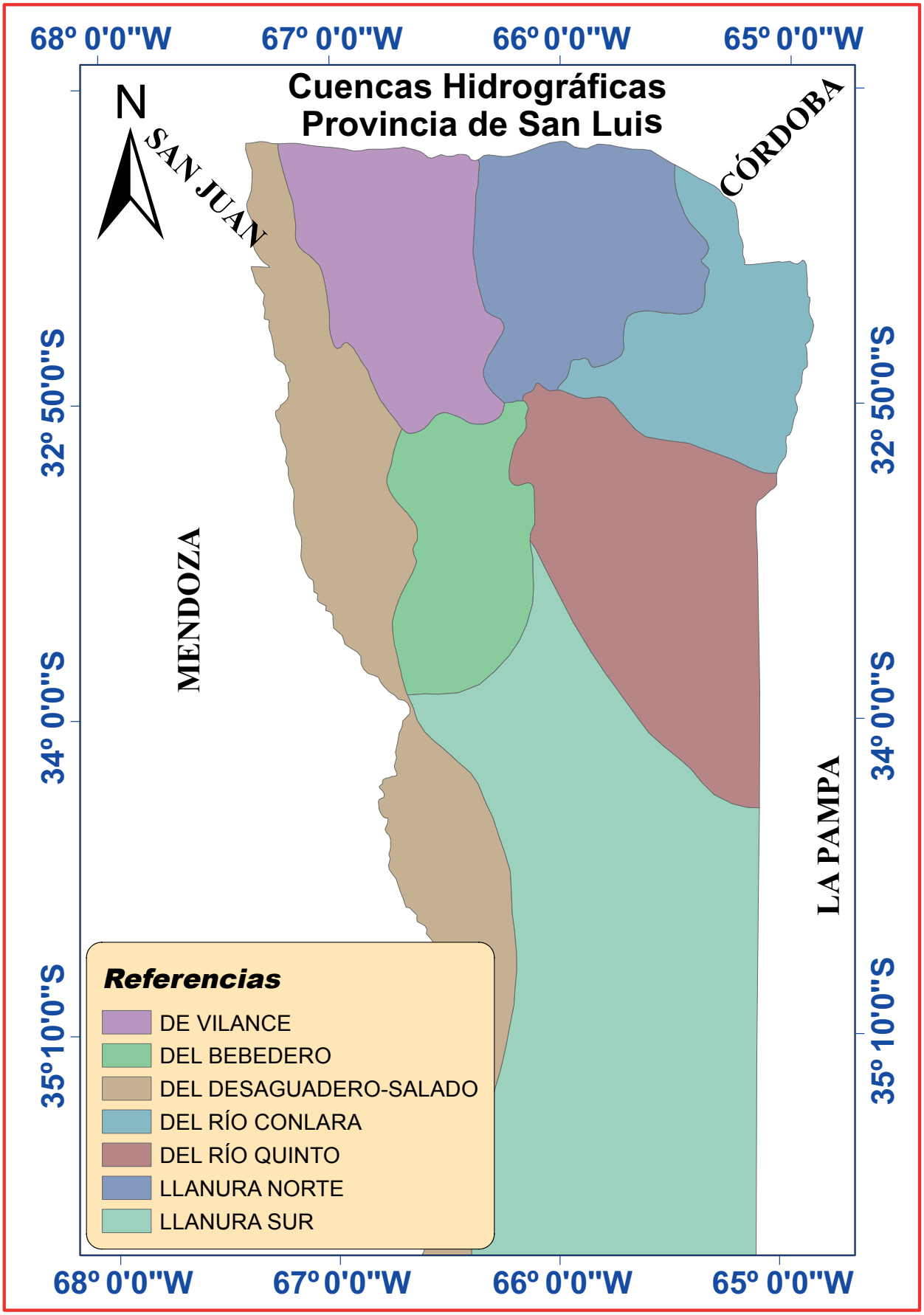


Figura 2. Cuencas Hidrográficas de la provincia de San Luis.

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

Además de los trabajos relacionados con el macrozoobentos, ya mencionados, en la provincia de San Luis se destacan, para la zona central de la provincia, otros estudios que consideran la diversidad de diferentes grupos tales como Hidracáridos (Quiroga *et al*., 2010), Simúlidos (Gil *et al.*, 1998), Tricópteros (Vallania *et al.*, 1998; Gil *et al.,* 2001), Efemerópteros (Nicola *et al.*, 2013) y Chironomidae (Medina y Paggi, 2004). También se llevaron a cabo análisis sobre el rol funcional de algunas especies de tricópteros en las cuencas del Quinto (Gil *et al.*, 2006) y del Bebedero (Gil *et al.*, 2008) así como la relación entre la regulación de los ríos y la distribución de los grupos funcionales de macroinvertebrados (Vallania y Corigliano, 2007). En todos los casos los resultados de los trabajos evidencian que la calidad del ambiente se va deteriorando hacia las desembocaduras de los ríos, debido a la presencia de asentamientos urbanos y por el aumento en la construcción de diques en las últimas décadas, como se muestra en la Tabla 1.

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

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

- La materia orgánica que sustenta gran parte del metabolismo del sistema es autóctona, representada principalmente por algas epilíticas y macrófitas.

- La fauna íctica en las zonas descritas se ve afectada negativamente por la presencia de diques.

Tabla 1: Diques de la provincia de San Luis[1]

Nombre	Superficie (ha)	Volumen (hm³)	Inauguración (año)
Embalse La Florida	650	105	1953
Embalse Potrero de los Funes	91	6.80	1927
Dique La Huertita	430	47.00	1981
Dique Nogolí	170	25. 80	2003
Dique paso de las Carretas	75	105.00	1982
Dique Villa General Roca	45	1.70	1956
Dique Cruz de Piedra	154	12.50	1931
Dique San Felipe	128	81	1956
Dique Antonio Esteban Agüero	107	19.30	2001
Dique Luján	27	3.60	2001
Dique Las Palmeras	186	24.00	2010
Dique Saladillo	296	50	2011
Dique La Sepultura/ Piscu Yaco	12	30	2010
Dique Boca del Río	138	8.54	2012
Dique Paso Grande			Proyectada su construcción
Dique Quines			Proyectada su construcción
Dique La Estrechura	45	sin datos	2012
Dique Estancia Grande	16	20	2012
Confluencia de los ríos Cañada Honda y Las Carpas[2]			Proyectada su construcción
Papagayos			Proyectado su construcción

1. Extraído de: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/rlc/utf017arg/estudio/riegointegral/areasexistentes/Anexos/PROVINCIA_DE_SAN_LUIS.pdf
2. http://agenciasanluis.com/notas/2018/04/01/san-luis-tendra-dos-nuevos-diques-que-llevaran-mas-agua-al-sur-y-a-merlo/

• La provincia de San Luis posee el 83 % del total de las especies citadas para la cuenca hidrográfica del río Quinto.

• Se registraron siete nuevas especies en el sistema hidrográfico del río Quinto en la provincia de San Luis: *Astianax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iheryngii*, *Cheirodon interruptus, Hoplias malabaricus*, *Pimelodellia laticeps*, *Hipostomus cordovae* y *Ramdhidea quelen* y se amplió la distribución hacia el noroeste de la Argentina de *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata*, *Gambusia affinis*, *Cnesterodon desemmaculatus, Australoheros facetus, Oncorhynchus mykiss*.

• La ictiofauna de la cuenca estuvo influenciada por el hidroperíodo, la granulometría del sustrato, el caudal y la cobertura vegetal.

• Existe un aumento de abundancia relativa total, riqueza taxonómica, grupo de números tróficos y diversidad de los ensambles ícticos hacia las secciones de menor altitud.

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

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

Otro de los grupos reconocidos por su sensibilidad a las alteraciones ambientales es el de las algas, que también fue abordado en la provincia de San Luis. Daruich *et al.,* (2013) analizaron las respuestas de las microalgas a los disturbios antrópicos, observando especies más tolerantes a la presencia de materia orgánica como *Melosira varians*, *Navicula tripunctata*, *Oscillatoria limosa*, *Gomphonema parvulum* y *Coelastrum microporum,* y algunas especies de euglenófitas. Teniendo en cuenta estos resultados, se centralizó el estudio en la comunidad de diatomeas, ya que sumado a la amplia distribución de este grupo, se dispone de una extensa información sobre las exigencias ecológicas de un considerable número de especies (López Fuerte y Siqueiros Beltrones, 2011). También se aplicó el IDP (índice de diatomeas pampeano) propuesto por Gómez y Licursi (2001) en tres cuencas de la provincia. El empleo del índice reflejó un deterioro en la calidad del agua que puso de manifiesto la actividad antrópica: los sitios de los tramos medios y finales de las cuencas estudiadas albergaron especies que prefieren ambientes enriquecidos con nutrientes y materia orgánica. Además, la taxocenosis de diatomeas mostró una sustitución de especies más sensibles por otras que toleran mayores concentraciones de materia orgánica (Daruich *et al.*, 2018).

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

Calidad del agua de Mendoza

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

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

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

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

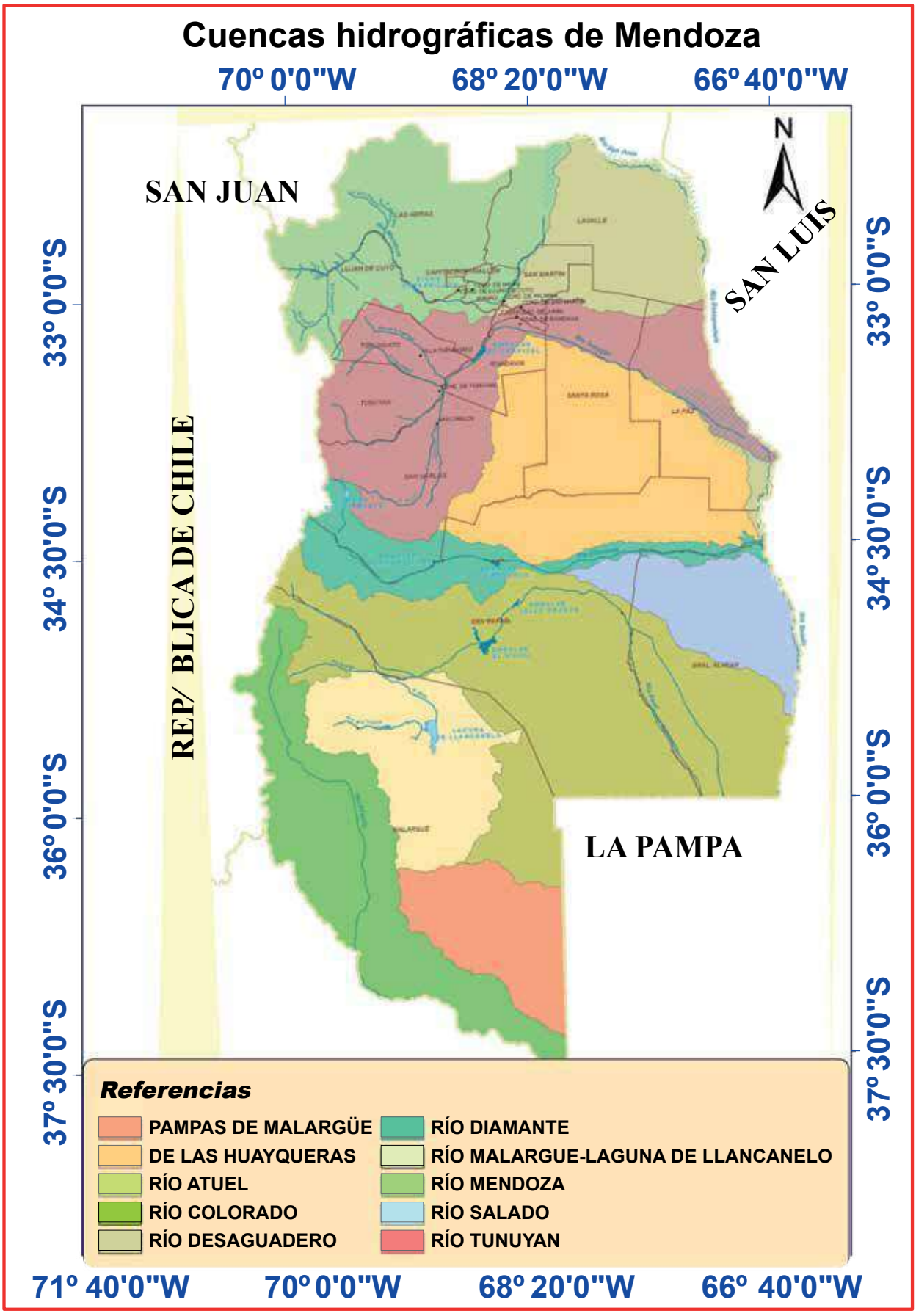


Figura 3. Cuencas hidrográficas de Mendoza.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Calidad del agua de San Juan

La provincia de San Juan limita al noreste con La Rioja, al sureste con San Luis, al sur con Mendoza y al oeste con la República de Chile. Posee 89.651 km² de superficie, en donde prima un relieve montañoso intercalado por valles y travesías bajo un clima predominantemente templado seco, con una marcada escasez de cursos hídricos superficiales.

La superficie de la provincia se divide en cuatro cuencas hidrográficas. Los principales ríos pertenecen a las cuencas del río San Juan y río Jachal, ambos alimentados por la fusión de las nieves cordilleranas. Las restantes cuencas son la del Río Bermejo, Gualilán y Río del Valle-Pampa de las Salinas (Fig. 4). Las alteraciones producidas por la acción humana consisten en trasvasamientos de cuencas, construcción de embalses, cambios en el uso del suelo, etc., que resultan en un deterioro de las cuencas (Vich *et al*., 2016). Sin embargo, al momento de realizar el presente trabajo no se contó con estudios de indicadores biológicos que confirman estas afirmaciones.

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

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

Consideraciones finales

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

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

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

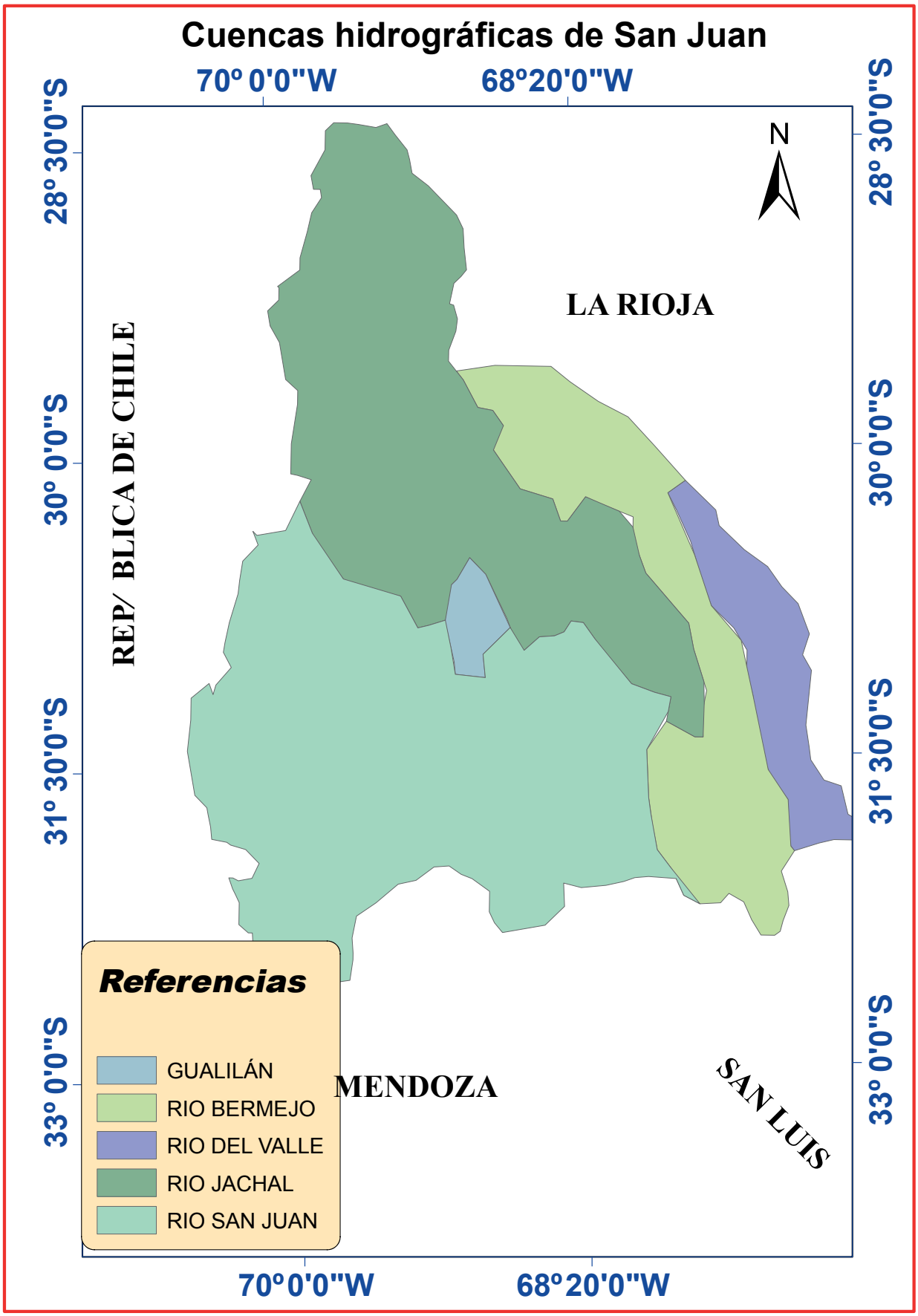


Figura 4. Cuencas hidrográficas de la provincia de San Juan.

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

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

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

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

Los índices bióticos empleados hasta el presente requieren de una validación, paso necesario para su aplicación en distintos ambientes acuáticos del área de Cuyo. Para ello será necesario contar con una base de datos más amplia que permita seleccionar cuál de los índices bióticos existentes es el más adecuado, adaptándolo en caso que lo requiera, o bien generar nuevos índices locales. Además, es oportuno incluir en futuras evaluaciones limnológicas de los ambientes áridos y semiáridos otros grupos biológicos poco considerados hasta la fecha, como plantas vasculares, aves y mamíferos, que son comunidades bióticas que pueden indicar la salud ecosistémica de lagos y ríos de la región.

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

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

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

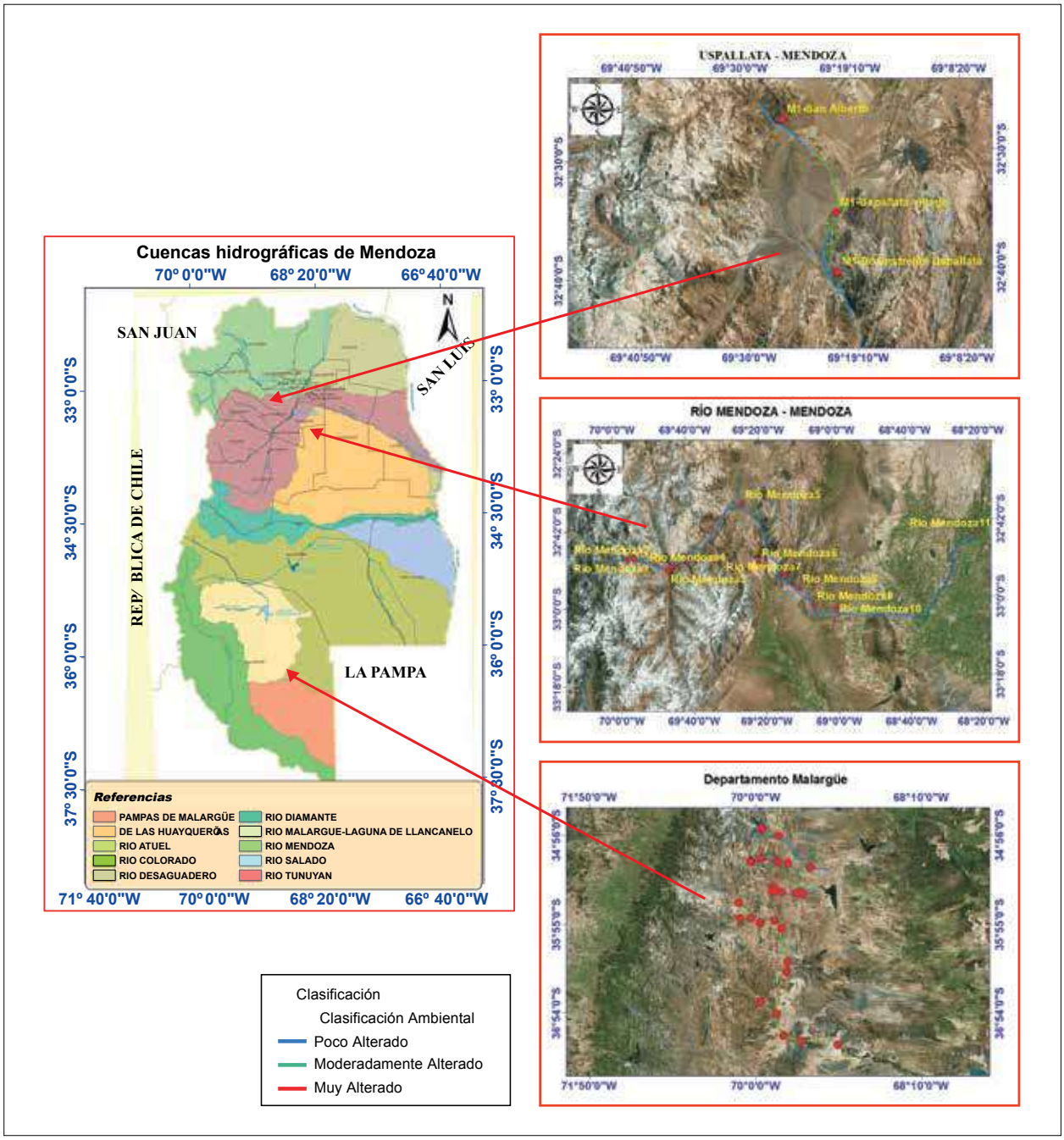


Figura 5a. Cuencas hidrológicas estudiadas en la provincia de Mendoza.

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

En resumen, los métricos aportan información valiosa para determinar el estado de los ambientes acuáticos, pero es necesario contar con más conocimiento ya que, por ejemplo, los índices confeccionados para una región no siempre pueden ser aplicados exitosamente en otros ambientes, si no se conoce la composición específica de la biota asociada a los distintos ambientes acuáticos. Queda en claro la necesidad de contar con especialistas de los distintos grupos para aportar solidez a los trabajos por medio de una identificación taxonómica lo más rigurosa posible y el conocimiento de las demandas ecológicas de cada especie con el fin de generar índices de aplicación local.

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

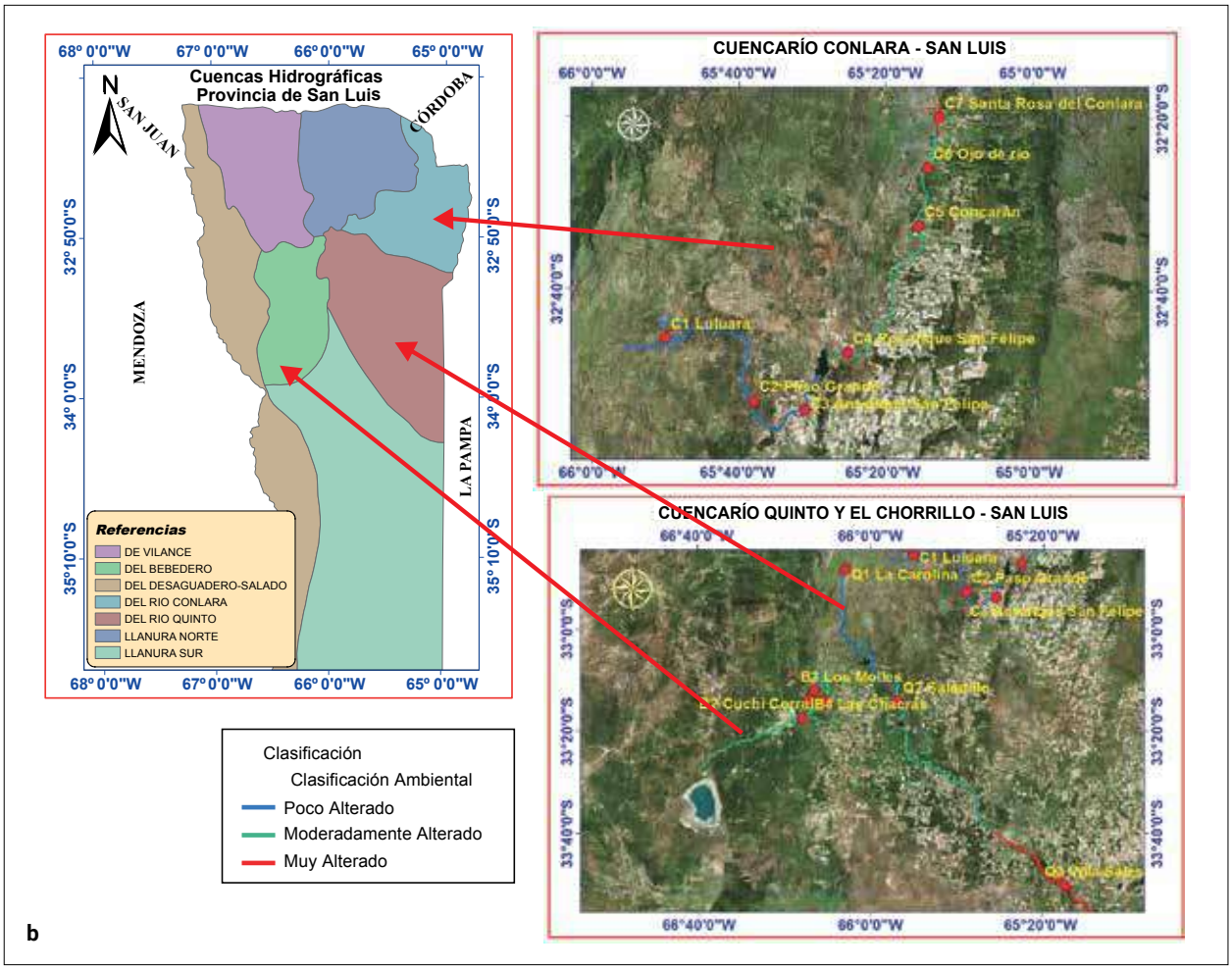


Figura 5b. Cuencas hidrológicas estudiadas en la provincia de San Luis.

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

Agradecimientos

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

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

Bibliografía

Acosta, J. C., A. Laspiur, G. Blanco y H. J. Villavicencio. 2016. Ictiofauna de San Juan: diversidad y distribución. En: Eduardo Martínez Carretero y Eduardo García (Eds.), *San Juan Ambiental*, Cap. XIII, pp 237-257.

Arratia, G., M. B. Peñafort y S. Menu-Marque. 1983. Peces de la región de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta*, 7: 48-107.

Álvarez, L. M., A. A. Astié, G. O. Debandi & E. E. Scheibler. 2014. Effect of food availability and habitat characteristics on the abundance of Torrent Ducks during the early breeding season in the central Andes, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology*, 126(3): 525-533.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería; Tomo 2 fasc.1. Acme, Buenos Aires. p 85.

Carrascosa, H., M. Negrelli, M. Ramírez y H. Bracamonte. 2016. Recursos minerales de San Juan. En: Eduardo Martínez Carretero y Eduardo García (Eds.), *San Juan Ambiental*, Cap VII pp. 117-140.

Ceci, J. H. y C. C. Cruz Coronado. 1981. Geología de la Provincia de San Luis: Recursos Hídricos Subterráneos. *VIII Congreso Geológico Argentino*. San Luis. Pp. 301-322.

Daruich, J., S. Tripole, A. Gil & A. Vallania. 2013. Algal and Cyanobacterial communities in two rivers of the province of San Luis (Argentina) subjected to anthropogenic influence. *Acta Limnologica Bra siliensia*, 25 (1): 79-90.

Daruich, G. J, M. A. Gil, y L. E. Moreno. 2018. Diatomeas empleadas en la evaluación de la calidad del agua en 3 cuencas de la provincia de San Luis (Argentina). *Natura Neotropicalis*, 2(48): 19-35.

Diblasi, A., E. Bustos y G. J. Bustamante. 2015. Estructura del ensamble de peces y su fuente alimentaria como aporte a la pesca deportiva Capítulo Cuenca del Tunuyán - Arroyo Grande de la Quebrada - Oasis Centro - Valle de Uco. Informe final provincia de Mendoza Consejo Federal de Inversiones.

Garelis, P. y M. A. Bistoni. 2010. Ictiofauna de la cuenca endorreica del Río Quinto (San Luis, Argentina). *Natura Neotropicalis,* 41 (1 y 2): 19-30.

Garelis, P. 2012. *Caracterización de la ictiofauna de la cuenca del río Quinto (Popopis) en la provincia de San Luis (Argentina)* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de San Luis. Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia.

Gil, M., A. Vallania y M. Corigliano. 1998. Abundancia y distribución de Sumuliidae (Diptera) en arroyos de las sierras de San Luis, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*. 57 (1-4): 33-38.

Gil, M., P. Garelis y E. Vallania. 2001. Utilización del recurso alimenticio por los tricópteros en rabión y pozón en un arroyo serrano de zona semiárida (San Luis, Argentina). Presentado en el *IV Congreso Latinoamericano de Ecología.* Jujuy, Octubre 2001.

Gil, A., P. Garelis y A. Vallania. 2006. Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el Río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana*, 70(2): 206-209.

Gil, A., S. Tripole & P. Garelis. 2008. Feeding habits of *Smicridea (Rhyacophylax) dithyra* Flint, 1974 (Trichoptera: Hydropsichidae) larvae larvae in the Los Molles stream (San Luis-Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20 (1): 1-4.

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

Gómez, A. M, D. Naranjo, A. Martínez y D. Gallego. 2007. Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y el Salado (Girardota–Antioquia, Colombia). *Rev. Fac. Nac. Agron*. Medellín. 60(1): 3735-3749.

Gualdoni, C. M. y M. del C. Corigliano. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista de la Universidad Nacional de Río IV* , 11(1): 43-49.

Gutiérrez, F. R. 2007. *Efectos de la alteración del hábitat sobre las poblaciones de anuros del río quinto en Villa Mercedes (San Luis, Argentina)* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de San Luis. facultad de Química, Bioquímica y Farmacia.

Launois, L., J. Veslot, P. Irz & C. Argillier. 2011. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators*, 11 (6): 1572-1583.

López, H. L., R. C. Menni, M. Donato & A. M. Miquelarena. 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *Journal of Biogeography,* 35: 1564–1579.

López Fuerte, F. O. y D. A. Siqueiros Beltrones. 2011. Diatomeas como indicadores de la calidad ecológica de los oasis de Baja Californias Sur. México. CONABIO. *Biodiversitas*, 99: 8–1.

Martínez, F. 2011. Estudio de las Condiciones ecológicas de los ríos de Malargüe (Provincia de Mendoza, Argentina). Informe final en el marco del plan rector de pesca del departamento de Malargüe 2009-2011.

Medina, A. y A. Paggi. 2004. Composición y abundancia de Chironomidae (Diptera) en un río serrano de zona semiárida

(San Luis, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina,* 63 (3-4): 107-118.

Miserendino, M. L. & L. A. Pizzolón. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11, 137-148.

Nicola, D., A. Gil & S. Tripole. 2013. New record and distribution of *Baetodes huaico* Nieto (Ephemeroptera: Baetidae) from the province of San Luis, Argentina. *Check list*, 9 (1):73-75.

Peralta, P. y V. Fuentes. 2005. Fitobentos, fitoplancton y zooplancton litoral del bañado de Carilauquen, Cuenca de Llancanelo, Mendoza, Argentina. *Limnética,* 24 (1-2): 183-198.

Perez-Iglesias, J.M. 2011. *Evaluación de los efectos tóxicos de dos contaminantes de relevancia ambiental sobre larvas de anuros autóctonos de la provincia de San Luis* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de San Luis. Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia.

Quiroga, C., A. Vallania & B. Rosso de Ferradás. 2010. Structure and distribution of Hydrachnidia (Parasitengona-Acari) in the sub-basin of de Grande River (Superior Basin of Quinto River. San Luis-Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (3) 287-294.

Scheibler, E. E. y G. Debandi. 2008. Spatial and temporal patterns in the aquatic insect community of a high altitude Andean stream (Mendoza, Argentina). *Aquatic Insects,* 30 (2): 145-161.

Scheibler, E. E. & N. F. Ciocco. 2011. Distribution of Macroinvertebrate assemblages along a saline wetland in harsh environmental conditions from Central-West Argentina. *Limnologica*, 41: 37-47.

Scheibler, E. E., M. C. Claps & S. A. Roig-Juñet. 2014. Temporal and altitudinal variations in benthic macroinvertebrate assemblages in an Andean river basin of Argentina. *Journal of Limnology*, 73(1):76-92.

Scheibler. E. E., M. C. Melo, S. I. Montemayor & A. M. Scollo. 2016. Abundance, Richness, Seasonal and Altitudinal Dynamics of Aquatic True Bugs (Heteroptera) in Mountain Wetlands of Argentina. *Wetlands*, 36:265-274.

Tripole, S. 2003. *Caracterización de la comunidad bentónica en un arroyo serrano en condiciones extremas de acidez* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de San Luis, p. 144.

Tripole, S. & M del C. Corigliano. 2005. Acid stress evaluation using multimetric índices in the Carolina stream (San Luis-Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1): 101-114.

Tripole, S., P. Gonzalez, A.Vallania, M. Garbagnati & M. Mallea. 2006. Evaluation of the impact of acid mine drainage on the chemistry and the macrobenthos in the Carolina Stream (San Luis- Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 114: 377-389.

Tripole, E., A.Vallania & M. del C. Corigliano. 2008. Benthic macroinvertebrate tolerance to wáter acidity in the Grande river sub-basin (San Luis, Argentina). *Limnetica*, 27 (1): 29-38.

Vallania, E. A., P. A.Garelis, E. S. Tripole y M. A. Gil. 1996. Un índice biótico para las Sierras de San Luis (Argentina). *Revista UNRC*, 16(2) 129–136.

Vallania, E., A. Medina y M. Sosa. 1998. Estructura de la comunidad de Trichoptera en un arroyo regulado de la provincia de San Luis, Argentina. Revista de la. Sociedad Entomológica Argentina 57 (1-4): 7-11.

Vallania, A. & M. del C. Corigliano. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the grande river (San Luis, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 124: 201-209.

Vich, A., C. Lauro, F. Bizzotto, E. Vaccarino y F. Manduca. 2016. Recursos hídricos superficiales. En *San Juan Ambiental*, Eduardo Martínez Carretero y Eduardo García Editores, pp. 141-167.

Villanueva, M y A. de la Mota. 1994. Peces II Ictiogeografía de Mendoza. Serie Monográfica *Pichiciego*, 6:1-10.

Villanueva, M. y V. Roig. 1995. La ictiofauna de Mendoza. Reseña histórica, introducción y efectos de especies exóticas. *Multequina*, 4: 93-104.

Woodiwiss, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 14: 443-447.

Los indicadores biológicos en la Patagonia

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

María Laura Miserendino
Luis Beltrán Epele
Cecilia Brand
Luz María Manzo

Los indicadores biológicos en la Patagonia

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

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

Resumen

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

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

Abstract

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

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

Introducción

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

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

Macrófitas

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

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

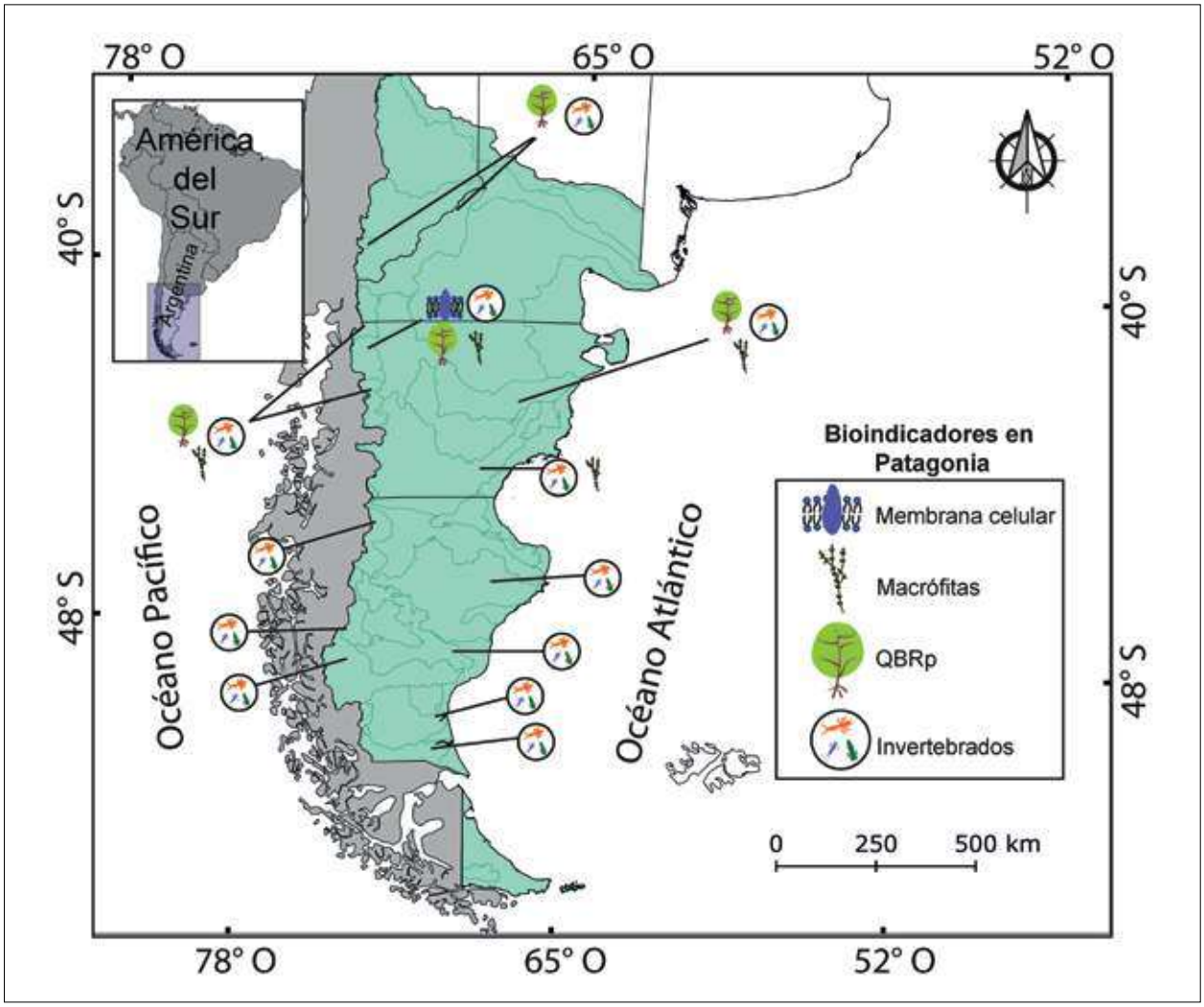


Figura 1: Bioindicadores utilizados en estudios de calidad de agua en distintas cuencas patagónicas incluyendo cursos fluviales y mallines.

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

Índice de condición de hábitat

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

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

Índice de calidad de ecosistemas de ribera patagónicos: QBRp

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

Macroinvertebrados

Ambientes fluviales

En ámbitos fluviales patagónicos, los macroinvertebrados aparecen como valiosos indicadores de disturbio y de degradación ambiental. Las primeras evaluaciones de calidad de agua en ríos urbanos (Miserendino, 1995) demostraron cambios profundos en la composición de especies por el vertido de efluentes cloacales sin tratar en el sistema Esquel-Percy (Pcia. del Chubut). A partir de allí, y con un mejor conocimiento de estas comunidades, se propusieron métricas e índices bióticos adaptados a la región, el IAP (Índice Andino Patagónico) y el BMPS (Biotic Monitoring Patagonian Stream) (Miserendino y Pizzolón, 1999; Pizzolón y Miserendino, 2001). En estos trabajos se demostró la respuesta de estas métricas a variables ambientales indicadoras de contaminación como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), el oxígeno disuelto, la conductividad y los sólidos suspendidos. Las valoraciones se hicieron en secuencias estacionales, entre las que se destaca el estiaje (verano) como un momento adecuado para evaluaciones de calidad de agua. Los índices también fueron válidos para evidenciar procesos de depuración espontáneos en el sistema, acompañando los cambios en los parámetros ambientales. Esto es, la recomposición de la comunidad de invertebrados en respuesta a la disminución de la DBO_5 e incremento de oxígeno, entre otros.

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

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

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

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

Los índices propuestos también han servido para investigar qué efectos producen las distintas prácticas o formas del uso de la tierra incluyendo el desarrollo silvopastoril y las intervenciones forestales (Brand y Miserendino, 2011; Miserendino *et al.*, 2011). Asimismo han permitido evaluar la recuperación de arroyos en ámbitos urbanos, cuando se han puesto en marcha sistemas de depuración de efluentes a través de sistemas de filtros verdes (humedales artificiales). En otros ámbitos urbanos como el Arroyo Las Minas (Cholila), donde el impacto derivó del disturbio físico como el dragado, la riqueza total de macroinvertebrados y la del grupo EPT fueron las métricas que mostraron respuestas más marcadas (Miserendino *et al*., 2008). En este trabajo, además, se pudieron comparar algunos beneficios resultantes de la depuración de efluentes por la puesta en marcha de la planta de tratamientos de aguas residuales, comparando los valores de parámetros ambientales y métricas de macroinvertebrados del estudio llevado a cabo por Pizzolón y colaboradores (1997). En otros casos, como el de la cuenca del Esquel, no se observó recuperación en años posteriores a la construcción de la planta, aunque los factores pueden relacionarse con el sub-dimensionamiento de los módulos de la planta de tratamiento de efluentes domiciliarios. A la fecha se continúa con los estudios a escala de cuenca teniendo en cuenta las investigaciones realizadas en las últimas décadas. Recientemente, a través de los rasgos funcionales de las especies de la comunidad de macroinvertebrados, fue posible establecer un perfil de características resultante del disturbio proveniente de urbanizaciones. Los rasgos que caracterizarían sitios altamente deteriorados serían: ciclos de vida largos (>1año), cuerpo altamente esclerotizado, ausencia de estadíos aéreos y grupo funcional colector recolector (Brand y Miserendino, 2016).

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

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

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

Ambientes lénticos: Mallines

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

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

El trabajo de Macchi (2017), se desarrolló en mallines (ubicados en las cercanías de San Carlos de Bariloche, Río Negro), utilizando los invertebrados acuáticos para evaluar diferencias entre bosque y estepa, y usos de la tierra (referencia, ganado y urbano). Este estudio comprendió dos períodos de muestreo e incluyó invertebrados del bentos (además de los de columna de agua). El autor destaca que los mallines de bosque serían naturalmente más diversos que los de estepa, pero que en ambos ambientes, tanto la riqueza taxonómica como la diversidad disminuirían en función de un aumento de los disturbios antrópicos. Además se destaca la utilización de 8 métricas que respondieron a los impactos producidos tanto por las urbanizaciones como por el ganado (por ej. riqueza taxonómica), disturbios que entre otros, disminuyen la complejidad estructural de los humedales mediante la alteración de las comunidades de macrófitas. Asimismo, propone utilizar los invertebrados hallados en la columna de agua y no los del bentos ya que esta comunidad es menos diversificada.

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

Indicadores a nivel de membrana celular

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

Conclusiones

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

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

Bibliografía

Assef, Y., C. Horak & M. Boquet. 2014a. Characterisation of the multixenobiotic resistance (MXR) mechanism in the freshwater snail *Physa acuta* from Patagonia (Argentina). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research,* 48: 86-96.

Assef, Y., M.L. Miserendino & C. Horak. 2014b. Assessing the responses to multixenobiotic in species of macroinvertebrates inhabiting a post-urban reach of the Esquel stream (Patagonia, Argentina). *Water, Air and Soil Pollution,* 225: 2164.

Asueta, R.C. 2017. *Análisis y caracterización de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca superior del río Gallegos - Santa Cruz. Su aplicación para la evaluación de la calidad ambiental de un recurso hídrico afectado por la extracción y uso del carbón para la generación de energía* (Tesis de Magíster Manejo y Gestión de Recursos Naturales en Patagonia). Universidad Patagonia Austral.

Asueta, R., A. Súnico, J. Vallejos, J. Martin, G. Guglielminetti y P. Aguas. 2014. Aplicación de índices bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos en la cuenca superior del río Gallegos (Patagonia Austral, Argentina). XXVI Reunión Argentina de Ecología.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Brand, C. y Y. Assef. 2014. Registro de poblaciones establecidas de la especie *Physa acuta* en tramos post urbanos del Arroyo Esquel (Chubut, Argentina): ¿una nueva invasión? XXVI Reunión Argentina de Ecología.

Brand, C. & M.L. Miserendino. 2011. Characterizing Trichoptera trophic structure in rivers under contrasting land use in Patagonia, Argentina. In: Proceedings of the 13th International Symposium on Trichoptera. K. Majecka, J. Majecki & J. Morse (Eds). *Zoosymposia,* 5: 29-40. ISSN 1178-9905.

Brand, C. & M.L. Miserendino. 2015. Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian mountain streams. *Water Air and Soil Pollution,* 226: 370.

Brand, C. y M.L. Miserendino. 2016. Rasgos ecológicos de comunidades de macroinvertebrados sometidas a disturbios urbanos en Patagonia. *Acta Zoológica Lilloana.* VII Congreso Argentino de Limnología, 60: 17.

Epele, L.B. & M. Archangelsky. 2012. Spatial variation of water beetle communities in arid and semi-arid Patagonian wetlands and their value as environmental indicators. *Zoological Studies,* 51: 1418-1431.

Epele, L.B. & M.L. Miserendino. 2015. Environmental Quality and aquatic invertebrate metrics relationships at patagonian wetlands subjected to livestock grazing pressures. *PLoS ONE,* 10(10): e0137873.

Epele, L.B. & M.L. Miserendino. 2016. Temporal dynamic of invertebrate and aquatic plant communities at three intermittent ponds in livestock grazed Patagonian wetlands. *Journal of Natural History,* 50 (11-12): 711-730.

Epele, L.B., L.M. Manzo, M. Grech, P. Macchi, A.Ñ. Claverie, L. Lagomarsino & M.L. Miserendino. 2018. Disentangling natural and anthropogenic influences on Patagonian pond water quality. *Science of the Total Environment,* 613-614: 866-876.

Horak C.N. & Y.A. Assef. 2017. Influence of water temperature on the MXR activity and P-glycoprotein expression in the freshwater snail, *Physa acuta* (Draparnaud, 1805). *Zoological studies,* 56: 27.

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

Kutschker, A., L. Epele & M.L. Miserendino. 2014. Aquatic plant biodiversity and environmental relationships in grazed northwest Patagonian wetlands, Argentina. *Ecological Engineering,* 64: 37-48.

Kutschker A., G. Papazian y M.L. Miserendino. 2013. Índices de valoración del hábitat y calidad de bosques de ribera como herramientas en la restauración del Río Percy, Patagonia Argentina. III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica, II Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y III Simposio Nacional de Restauración Ecológica. 29-31 agosto, Bogotá, Colombia.

López, M.E. 2015. *Estructura de las comunidades pleustónicas de macroinvertebrados en lagunas de la Patagonia extra-andina (Provincia de Santa Cruz) con y sin introducción de peces* (Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Universidad de Buenos Aires.

Macchi, P.A. 2007. *Calidad del agua en ecosistemas fluviales utilizando macroinvertebrados bentónicos. Cuenca del Arroyo Pocahullo, San Martín de los Andes* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional del Comuahue. Neuquén.

Macchi, P.A. 2008. Degradación de la calidad del agua del arroyo Durán. I Jornadas de Ciencias Naturales en la Patagonia. *Biodiversidad y Conservación*, 119.

Macchi, P.A. 2017. *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores ecológicos de cambios en el uso del suelo en mallines del sudoeste de la Provincia de Río Negro* (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de la Plata.

Macchi, P.A., C. Dufilho y M. Rodilla. 2006. *Aplicación de índices bióticos de macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad del agua de la cuenca del arroyo Pocahullo*. XXII Reunión Argentina de Ecología, p. 171.

Manzo, L.M. 2016. *Correspondencia entre los ensambles de invertebrados acuáticos de mallines aislados de Santa Cruz y las clasificaciones del paisaje: Implicancias para la conservación* (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional de la Patagonia "SJB". Facultad de Ciencias Naturales.

Macchi, P., R. Palma y B. Kohlmann. 2016. Biomonitoreo como herramienta estandarizada para la evaluación de los efectos de uso de plaguicidas en cuencas agrícolas. FAO. Regional Conference for Latin America and the Caribbean. FAO-IAEA. México.

Masi, C. y M.L. Miserendino. 2009. Usos de la tierra y distribución de la materia orgánica particulada béntica en ríos de cordillera Patagónica (Chubut, Argentina). *Ecología austral,* 19: 185-196.

Mauad, M. 2013. *Comparación y aplicabilidad de índices bióticos para evaluar calidad de aguas en ambientes lóticos del Parque Nacional Nahuel Huapi* (Tesis de Doctorado). Ciencias Naturales Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP.

Mauad, M., M.L. Miserendino, M.A. Rizzo & J. Massaferro. 2015. Assessing the performance and the inter-annual variation of macroinvertebrate metrics in the Chalhuaco-Ñireco System (Northern Patagonia, Argentina). *Iheringia, Série Zoologia,* 105(3): 348-358.

Miserendino, M.L. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos en un arroyo andino. *Ecología Austral,* 5: 133-142.

Miserendino, M.L. 2005. *Guía de campo. Índice de valoración de hábitat para ríos de montaña*. López Bernal, P. y J. Bava (Eds.). CIEFAP. GTZ. DGByP. UNPSJB.

Miserendino, M.L. 2007. Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). *Annales of Limnology,* 43(3): 133-145.

Miserendino, M.L. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid patagonian river. *Biodiversity & Conservation,* 8 (7): 1921-1943.

Miserendino, M.L. & L.A. Pizzolón. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasieliensia,* 11(2): 137-148.

Miserendino, M.L. & 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 (3): 525-539.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Aspectos métricos de la bioindicación

Daniel Andrés Dos Santos
María Celina Reynaga

Aspectos métricos de la bioindicación

Daniel Andrés Dos Santos y María Celina Reynaga

Resumen

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

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

Abstract

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

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

Introducción

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

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

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

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

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

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

Sobre métricas y aplicación de índices

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

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

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

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

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

Metodología de curvas roc

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

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

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

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

Especificidad y sensibilidad son los conceptos claves a partir de los cuales se construye la curva ROC. Supongamos que adoptamos como valor de corte #Familias = 9.5 (Tabla 2). En el contexto de este ejemplo, se considerarán casos "positivos" o "negativos" aquellos sitios cuya riqueza sea superior o inferior, respectivamente, al valor de corte. En la regla de decisión para el test, un resultado positivo se identifica así con la condición de preservado, mientras que se asimila como impactado al test negativo. Al contrastar la clasificación real de los ríos con la diagnosis resultante tras aplicar #Familias (umbral = 9.5), surge esta tétrada de alternativas diagnósticas: 1) verdaderos positivos (VP), son aquellos ríos reputados por el índice como saludables y que están efectivamente preservados, 2) falsos negativos (FN), son los ríos en buenas condiciones que dan un índice bajo, 3) verdaderos negativos (VN), ríos en malas condiciones concordantes con el valor bajo del índice, 4) falsos positivos (FP), ríos expuestos a impacto antrópico pero clasificados erróneamente en estado conservado por el valor de la métrica empleada. Conociendo el número de instancias imputadas a cada una de estas alternativas, es posible calcular la sensibilidad y especificidad, para el punto de corte que les origina, de la siguiente forma:

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

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

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

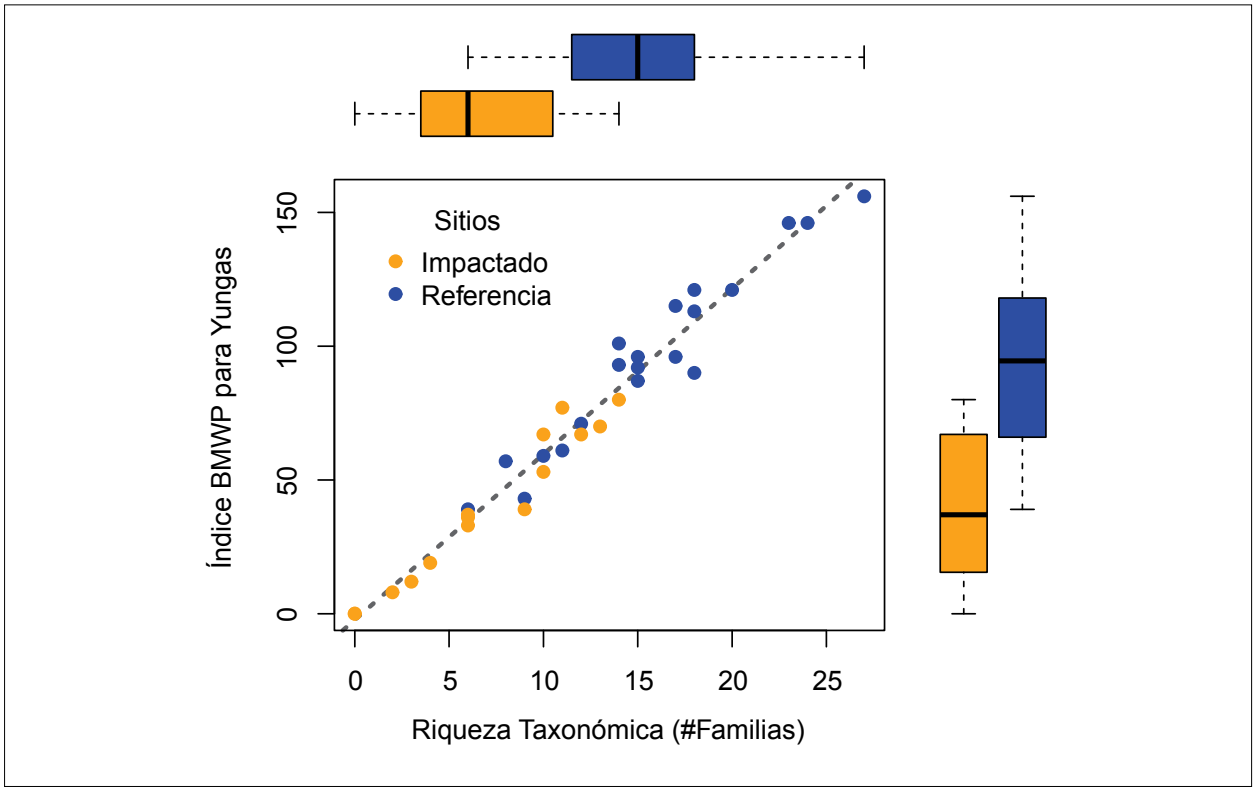


Figura 1. Correlación entre los valores de dos índices bióticos implementados en ríos montanos de Yungas. Adviértase además la segregación de estos valores en función de la pertenencia a las clases de referencia e impacto. Línea punteada: recta de regresión lineal simple. Se emplean diagramas de caja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

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

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

= 13.5 (Tabla 3), la especificidad trepa ostensiblemente de 60% a 93% respecto del umbral anterior, y la sensibilidad desciende en menor medida de 85% a 70%. Si recorremos todos los posibles valores de corte a lo largo de la escala métrica del índice, y unimos los respectivos puntos descriptos por el par (1 - especificidad, sensibilidad), obtendremos nuestra curva ROC (Fig. 2). A título de referencia, en los gráficos de curvas ROC se traza también una diagonal que va desde un extremo (100% especificidad, 0% sensibilidad) hasta el opuesto (0% especificidad, 100% sensibilidad). Esta diagonal se conoce como línea del azar o diagonal de la no-discriminación, puesto que representa al tipo de curva ROC que describiría un clasificador azaroso (e.g. arrojar una moneda al aire) para asignar las observaciones a las categorías de preservado o perturbado.

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

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

Riqueza taxonómica (# Familias)

Umbral *(Threshold)*	Especificidad *(Specificity)*	Sensibilidad *(Sensibility)*
-Inf	0.00	1.00
1	0.13	1.00
2.5	0.20	1.00
3.5	0.27	1.00
5	0.33	1.00
7	0.53	0.95
8.5	0.53	0.90
9.5	0.60	0.85
10.5	0.73	0.80
11.5	0.80	0.75
12.5	0.87	0.70
13.5	0.93	0.70
14.5	1.00	0.60
16	1.00	0.45
17.5	1.00	0.35
19	1.00	0.20
21.5	1.00	0.15
23.5	1.00	0.10
25.5	1.00	0.05
Inf	1.00	0.00

Umbrales óptimos

Índice BMWP adaptado a Yungas

Umbral *(Threshold)*	Especificidad *(Specificity)*	Sensibilidad *(Sensibility)*
-Inf	0.00	1.00
4.0	0.13	1.00
10.0	0.20	1.00
15.5	0.27	1.00
26.0	0.33	1.00
34.5	0.40	1.00
36.5	0.47	1.00
38.0	0.53	1.00
41.0	0.60	0.95
48.0	0.60	0.90
55.0	0.67	0.90
58.0	0.67	0.85
60.0	0.67	0.80
64.0	0.67	0.75
68.5	0.80	0.75
70.5	0.87	0.75
74.0	0.87	0.70
78.5	0.93	0.70
83.5	1.00	0.70
88.5	1.00	0.65
91.0	1.00	0.60
92.5	1.00	0.55
94.5	1.00	0.50
98.5	1.00	0.40
107.0	1.00	0.35
114.0	1.00	0.30
118.0	1.00	0.25
133.5	1.00	0.15
151.0	1.00	0.05
Inf	1.00	0.00

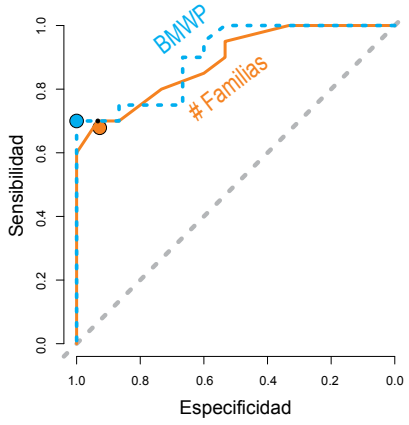


Figura 2. Gráfico de curvas ROC (del inglés Receiver Operating Characteristic, o Característica Operativa del Receptor) de dos métricas diagnósticas de calidad ecológica de ríos (#Familias y BMWP'). La línea de no-discriminación es la diagonal punteada. El eje X tiene aquí la escala invertida, pero la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

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

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

El valor AUC es una medida sintética de precisión clasificatoria independiente de la prevalencia de casos positivos y negativos en la muestra bajo estudio. Otra ventaja de este estadístico es su equivalencia con el test de rangos de Wilcoxon (Hanley & McNeil, 1982). Podemos interpretarlo como el valor promedio de sensibilidad para todos los valores posibles de especificidad, y viceversa. Corresponde también al valor de probabilidad que un ítem seleccionado al azar del conjunto de casos impactados, respecto de otro ítem extraído al azar del lote preservado, tenga un valor de índice coincidente con lo establecido por la regla de decisión. Así, para BMWP', donde la regla subyacente de clasificación es Preservado > Perturbado, su valor calculado de AUC = 0.90 significa que para un par de sitios seleccionados al azar de sus respectivos conjuntos de conservación, el sitio preservado exhibirá un valor de BMWP' superior al del sitio perturbado en el 90% de las veces.

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

Enfoque multimétrico con propuesta *fuzzy* de agregación

Índices multimétricos

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

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

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

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

Lógica difusa (fuzzy logic). Conceptos introductorios

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

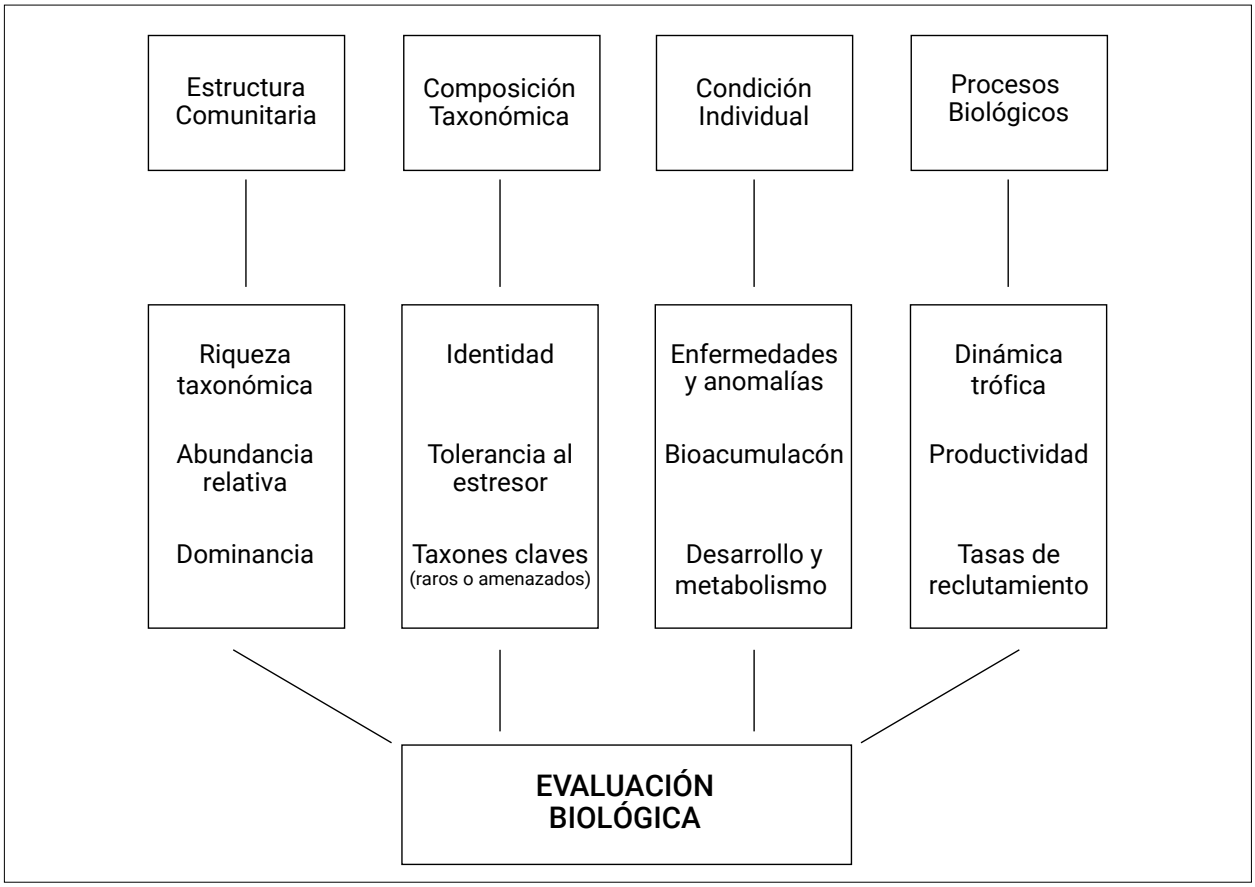


Figura 3. Compartimentalización de los atributos que, en un escenario óptimo de trabajo, deberían ser incorporados en un enfoque multimétrico de medición dentro de un programa de biomonitoreo. Modificado de Barbour *et al.*, (1995).

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

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

Para comprender un poco más las diferencias entre lógica difusa y lógica clásica, nos apoyaremos en el ejemplo tradicional de clasificar a una persona, tras medir su estatura, en una de estas tres etiquetas: "alta", "mediana" o "baja". En lógica clásica, los conjuntos son nítidos (*crisp sets*) y mutuamente excluyentes; una persona pertenece a una y solo una de las tres categorías. Para decidir sobre la pertenencia o no a una categoría, se establecen valores de corte. Supongamos que el umbral de pertenencia para la clase "alta estatura" fuere > 1,80 m y para la clase "baja estatura" < 1,50 m. Según este proceder, una persona de 1,79 m sería considerada equivalente a otra de 1,51 m y diferente de otra la cual midiera 1,81 m. Pareciera que al haber optado por la delineación de grupos nítidos, perdemos capacidad para captar graduaciones en las diferencias entre miembros de diferentes clases. Sin embargo, si dispusiéramos de una herramienta para caracterizar las alturas de forma que las transiciones fueran suaves, estaríamos reproduciendo la realidad clasificatoria mucho más fielmente. Y allí reside el atractivo de la lógica difusa.

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

Razonamiento difuso. Implicación y decodificación

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

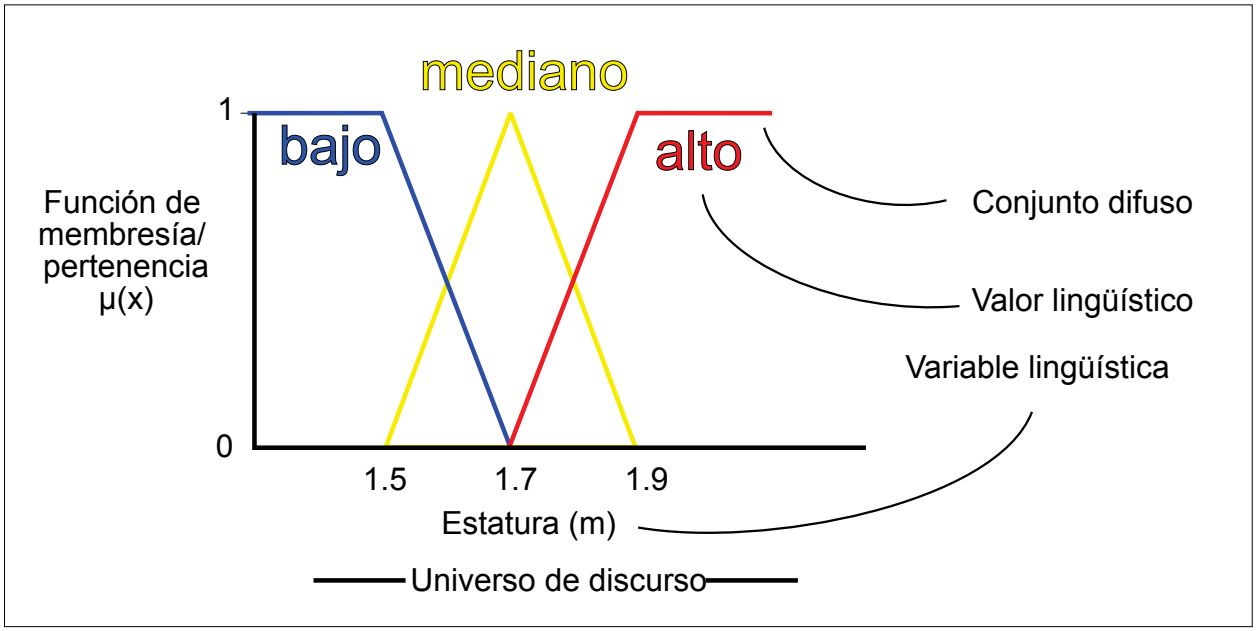


Figura 4. Ilustración de 3 conjuntos difusos asociados con la variable lingüística estatura, teniendo como valores lingüísticos a bajo, mediano y alto. Las funciones de pertenencia son de tipo L para bajo, Lambda o Triángulo para el mediano y Gamma para el alto. Se escogieron estas funciones porque trasladan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

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

Formulación esquemática de un modelo difuso de bioindicación

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

1. Transformación difusa o *fuzzification* — Convertimos nuestros insumos (métricas basadas en bioindicadores) y resultado de salida (índice sintético de calidad ecológica) en valores lingüísticos, definiendo rangos y funciones de membresía.

2. Desarrollo de un esquema inferencial constituido por reglas SI-ENTONCES que se desprenden del conocimiento general que provee la investigación ecológica.

3. Decodificación — Convertimos nuestro resultado a una salida numérica concreta que permitirá interpretar el caso analizado. La técnica más frecuentemente usada es el método del centroide que es un promedio ponderado por la membresía.

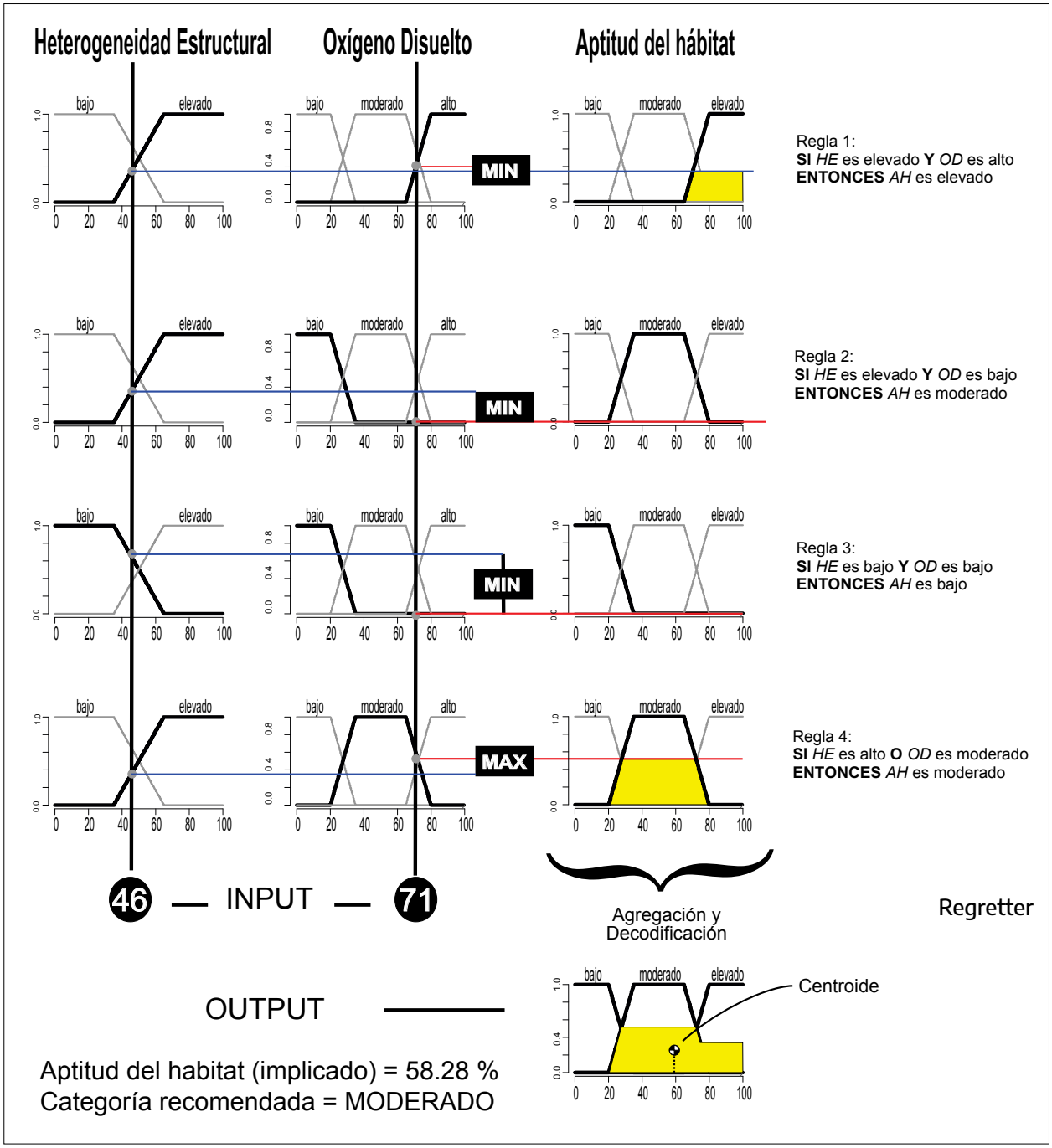


Figura 5. Ejemplo de proceso *fuzzy* para evaluación de calidad ambiental en ríos, con los valores normalizados de 46 y 71, respectivamente, para las variables de entrada *(inputs)* de heterogeneidad estructural *(HE)* y concentración de oxígeno disuelto *(OD)*. El valor de la variable de salida *(output)*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

Tras revisar trabajos de distinta procedencia geográfica, pero con el interés común de diseñar y aplicar índices de integridad biótica calculados a partir del bentos de arroyos montanos (e.g. USA: Stribling & Dressing, 2015; Hughes *et al.,* 2009; Alemania: Böhmer *et al.,* 2004; Korea: Jun *et al.,* 2012; Caribe: Black *et al.,* 2010), advertimos que ciertas métricas son seleccionadas con regularidad: riqueza taxonómica, porcentajes de algún grupo funcional alimentario, abundancia relativa tanto de quironómidos como de miembros del grupo EPT. Es por ello, que en una formulación esquemática de sistema *fuzzy* hemos incluido 4 variables lingüísticas encarnadas por estas 4 directrices métricas recurrentes. Reservamos lugar para otra variable con un universo expandido en el rango [0, 100] y que reflejará el diagnóstico del estado ecológico y tendrá tres valores: bueno, regular y malo. Esta variable

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

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

Completitud taxonómica %: Unidades sistemáticas presentes en una muestra respecto del total esperado. Por ejemplo, si en una muestra logran observarse sólo 5 familias de insectos acuáticos de un conjunto total esperado de 10 familias, entonces su completitud en términos porcentuales será 50%. La razón o cociente entre lo observado (O) y esperado (E) se suele consignar en la literatura como cociente OE, y su versión porcentual se deriva multiplicándolo por 100. Tiene un único valor denominado completitud y su valor de membresía es extraído a partir de una función sigmoidea.

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

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

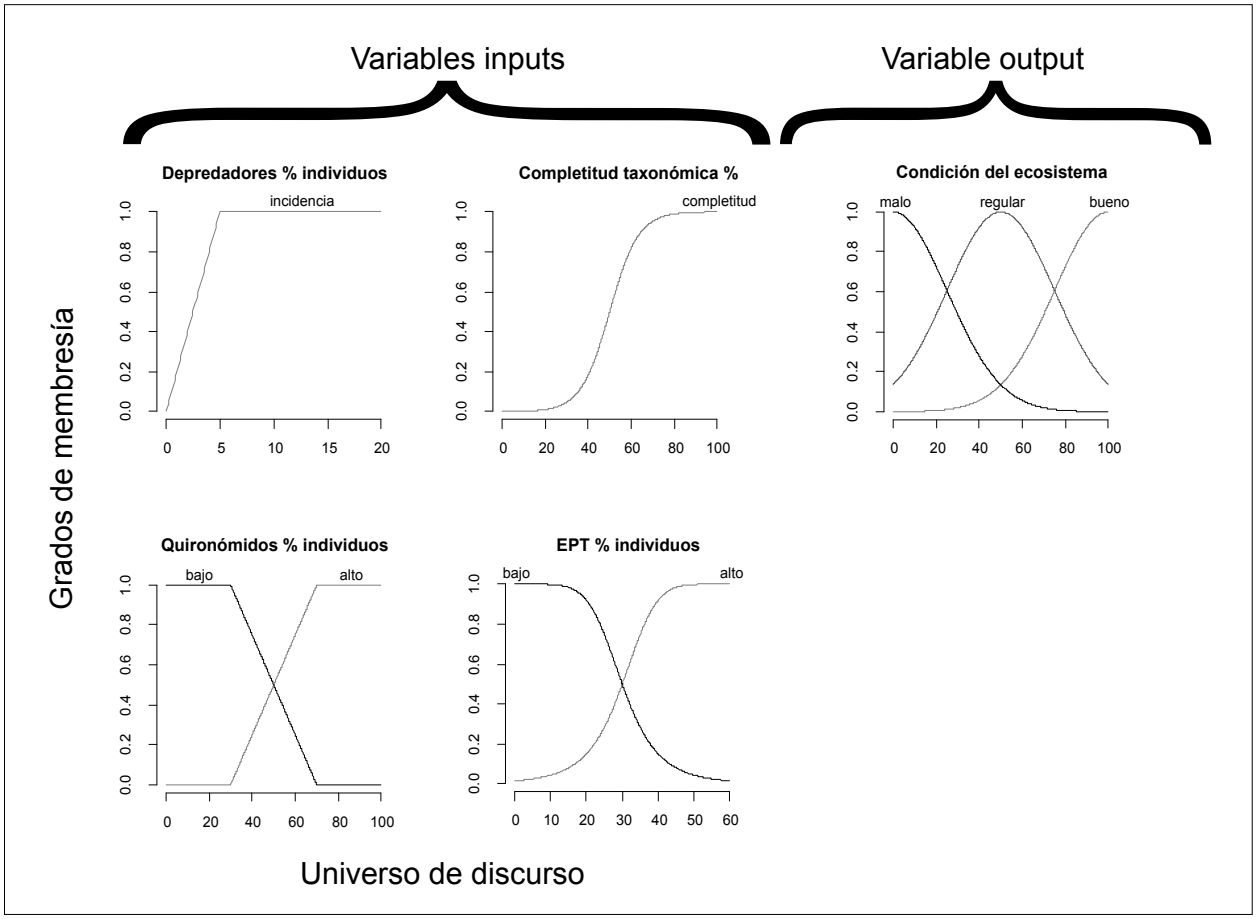


Figura 6. Funciones de membresía que describen un sistema *fuzzy* esquemático. Este sistema sería aplicable para ríos montanos y está destinado a integrar o agregar la información de múltiples fuentes (índices bióticos que se comportan como *inputs*) en un valor concreto que oficie de índice de calidad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

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

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

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

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

Una aplicación con datos reales

Buscamos en la literatura científica producida fuera del ámbito de nuestro grupo de trabajo, alguna publicación sobre cálculo de índices bióticos en la Argentina, con macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, ríos montanos como objeto de estudio y con una tabla disponible de abundancia de organismos x sitios muestreados. Utilizamos el trabajo de Colla *et al*., (2013) donde los autores muestrean el bentos del río El Tala (Catamarca) en 5 sitios distribuidos a lo largo de un gradiente altitudinal. Los sitios, numerados del 1 al 5, no evidencian en principio señales de impacto antrópico aunque sí se menciona que existen asentamientos humanos en las inmediaciones de los sitios 2 y 3. A partir de la tabla con datos crudos publicada por los autores, procedimos a calcular las métricas ligadas a las variables lingüísticas de nuestro esquemático sistema *fuzzy* presentado en el acápite anterior (Tabla 4).

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

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

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

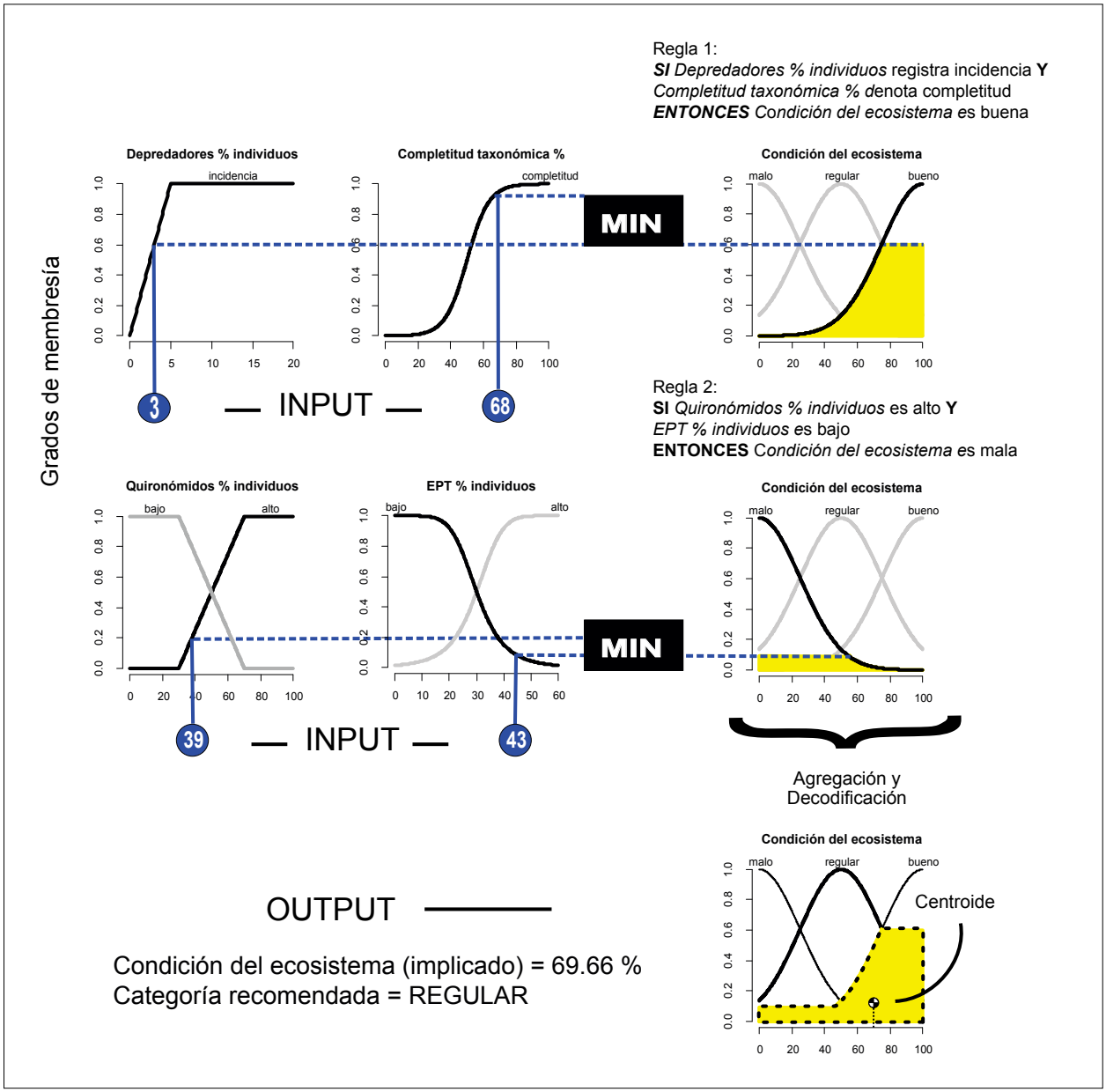


Figura 7. Implementación del sistema inferencial *fuzzy* presentado en la **Figura 6.** Los datos para las variables de entrada corresponden a las métricas individuales calculadas para el Sitio V **(Tabla 4).** Las conjuntos *fuzzy* parciales implicados (obtenidos tras aplicación de las respectivas reglas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

Conclusión

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

Agradecimientos

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

Bibliografía

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

Armitage PD, Moss D, Wright JF. & MT. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Res,* 17: 333 -347.

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

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

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

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

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

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

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

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

Domínguez, E. & H.R. Fernández. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. *Conservación de la Naturaleza 12.* Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

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

Gleick, P.H. 2003. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science*, 302: 1524-1528.

Gutiérrez, J. D., Riss, W. & R. Ospina. 2004. Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá-Colombia/Application of fuzzy logic as bioindication tool for the water quality with aquatic macroinvertebrates in the Sabana de Bogotá-Colombia. *Caldasia*, 161-172.

Hanley, J. A. & B. J. McNeil. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143: 29-36.

Hantke-Domas, M. 2011. Avances legislativos en gestión sostenible y descentralizada del agua en América Latina. Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), LC/W.446, Santiago, Chile, http://www.cepal.org/

Hart, D. D. & A. J. K. Calhoun. 2010. Rethinking the role of ecological research in the sustainable management of freshwater ecosystems. *Freshw Biol*, 55: 258–269.

Hawkins, C.P. 2006. Quantifying biological integrity by taxonomic completeness: its utility in regional and global assessments. *Ecol Appl,* 16: 1277-1294.

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

Hughes, D. L., Gore, J., Brossett, M. P., & J. R. Olson. 2009. *Rapid bioassessment of stream health*. CRC Press.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2): 363-375.

Jun, Y. C., Won, D. H., Lee, S. H., Kong, D. S. & S. J. Hwang. 2012. A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(10): 3599-3628.

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

Karr, J.R. & D. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.

Lermontov, A., Yokoyama, L., Lermontov, M. & M. A. S. Machado. 2011. A fuzzy water quality index for watershed quality analysis and management. In *Environmental Management in Practice*. InTech.

Paisley, M.F.D., Trigg, J. & W. J. Walley. 2013. Revision of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Res Applic*, 30: 887-904.

Popper, K. R. 1935. *Logik der Forschung: zur Erkenntnistheorie der moderner Naturwissenschaft*. Verlag von Julius Springer.

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

Richter, B.D., Mathews, R., Harrison, D.L. & R. Wigington. 2003. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. *Ecol. Appl.* 13: 206–224.

Rosenberg, D.M. & V.H. Resh. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M., Resh, V. (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9.

Sandin, L. & D. Hering. 2004. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia,* 516: 55–68.

Schneider, E.D. 1992. Monitoring for Ecological Integrity. Chapter 79 in d. D.H. McKenzie, D.E. Hyatt, & V.J. McDonald, *Ecological Indicators*, Vol. 2, e, pp. 1403-1419. Elsevier Applied Science, New York.

Silvert, W. 1997. Ecological impact classification with fuzzy sets. *Ecological Modelling*, 96(1-3): 1-10.

Stribling, J.B. & S.A. Dressing. 2015. Technical Memorandum #4: Applying Benthic Macroinvertebrate Multimetric Indexes to Stream Condition Assessments, October 2015. Developed for U.S. Environmental Protection Agency by Tetra Tech, Inc., Fairfax, VA, 14 p.

Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O, *et al.,* 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature,* 467:555–561.

Walley, W.J. & H.A. Hawkes. 1996. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 River Quality Survey of England and Wales. *Wat Res,* 30: 2086 -2094.

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

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

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

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

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

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

María Celina Reynaga
Daniel Andrés Dos Santos

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

María Celina Reynaga y Daniel Andrés Dos Santos

Resumen

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

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

Abstract

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

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

La percepción de la naturaleza por parte de la sociedad

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

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

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

Los indicadores biológicos: herramientas pedagógicas

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

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

Experiencias analizadas

La enseñanza de la biología debe ser viva y práctica, cualquier tema que se estudie en clase se convierte en nuevas habilidades a través de la investigación directa y la vivencia inmediata. En una encuesta realizada a estudiantes de profesorado de biología sobre las experiencias vividas durante su carrera, distinguieron las actividades de laboratorio y las salidas de campo como modelos a implementar para ilustrar la teoría desde un sentido de demostración (Pastorino *et al.,* 2016). La idea de relevancia de la ciencia escolar es clave para facilitar la reflexión sobre las finalidades de la enseñanza de las ciencias. Por ejemplo, pueden formularse finalidades de la enseñanza de las ciencias de carácter útil y eminentemente práctico (conocimientos de ciencia que pueden hacer falta para la vida cotidiana), democráticas (conocimientos y capacidades necesarios para participar como ciudadanos responsables en la toma de decisiones sobre asuntos públicos y polémicos que están relacionados con la ciencia y la tecnología) o para desarrollar ciertas capacidades generales muy apreciadas en el mundo laboral (trabajo en equipo, iniciativa, creatividad, habilidades para comunicarse, etc.) y no solamente conocimientos para proseguir estudios científicos (Acevedo-Díaz, 2004). Todos estos puntos pueden ser integrados a partir de la experiencia de trabajo en los ambientes fluviales, con el estudio de su biodiversidad y potencial bioindicador. Como referencia, exponemos tres experiencias realizadas en la Argentina:1) El Taller #Exploracuátic@s que surgió en La Plata en el año 2014, bajo el nombre de "Explorando el ambiente acuático y sus habitantes" como iniciativa de muchos de los integrantes del Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" (ILPLA, CONICET-Universidad Nacional de La Plata); 2) Talleres en la escuela rural de Villa Alpina. Estos surgieron como una iniciativa del grupo de investigación de Ecología Acuática de la Universidad de Río Cuarto de Córdoba que desde hace casi 10 años estudia los efectos de la forestación con pinos exóticos sobre los arroyos de las sierras de Córdoba. 3) La iniciativa "Aprendiendo a cuidar el agua", una acción conjunta entre el IBN (Instituto de Biodiversidad Neotropical, CONICET-UNT) y la asociación civil Hermanos de la Tierra, realizada en diferentes escuelas rurales de la provincia de Tucumán.

¿Ante qué problemas ambientales se enfrentan los talleristas?

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

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

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

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

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

¿Con qué herramientas pedagógicas cuentan los talleristas?

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

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

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

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



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

Dos Santos *et al*., 2011). El trabajo se desarrolla directamente en campo, se extraen los insectos y se calcula un índice muy simple en el que se otorga un punto por cada uno de estos organismos que aparezca en la muestra. De acuerdo a ese valor se estima el estado ecológico del río. Si aparecen los cuatro grupos, está en buen estado y si no hay ninguno está muy contaminado. Estas actividades simples que se hacen con fines educativos permiten que



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

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

¿Qué cambios percibieron en los alumnos?

La experiencia de los investigadores del ILPLA generó una articulación con la Escuela Nº 724. Ello es una clara muestra de la presencia del proyecto en el barrio, sobre todo por el modo espontáneo de desarrollo. Las posibilidades de continuar trabajando en el barrio son muchas. Existe un compromiso barrial destacable y muchos niños participan de estas actividades, e incluso varios vecinos se han acercado a diversas propuestas, como una visita al Museo de La Plata o la limpieza colectiva del arroyo. Un ejemplo de los logros alcanzados con este trabajo se observa en el cambio de mirada registrado cuando van dejando de decirle "zanjón" y comienzan a decirle "arroyo" (Garcia de Souza *et al*., 2017).

Los trabajos desarrollados por el grupo de la UNRC propiciaron, en la localidad destinataria, un debate que dejó en evidencia que los participantes de los talleres reconocían más rápidamente a las especies de árboles exóticas que a las nativas. También quedó en evidencia que era necesaria más información, como por ejemplo buscar diferentes estrategias de manejo de las plantaciones, de modo de reducir sus impactos y conservar el recurso acuático (Cibilis *et al*., 2017).

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

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

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

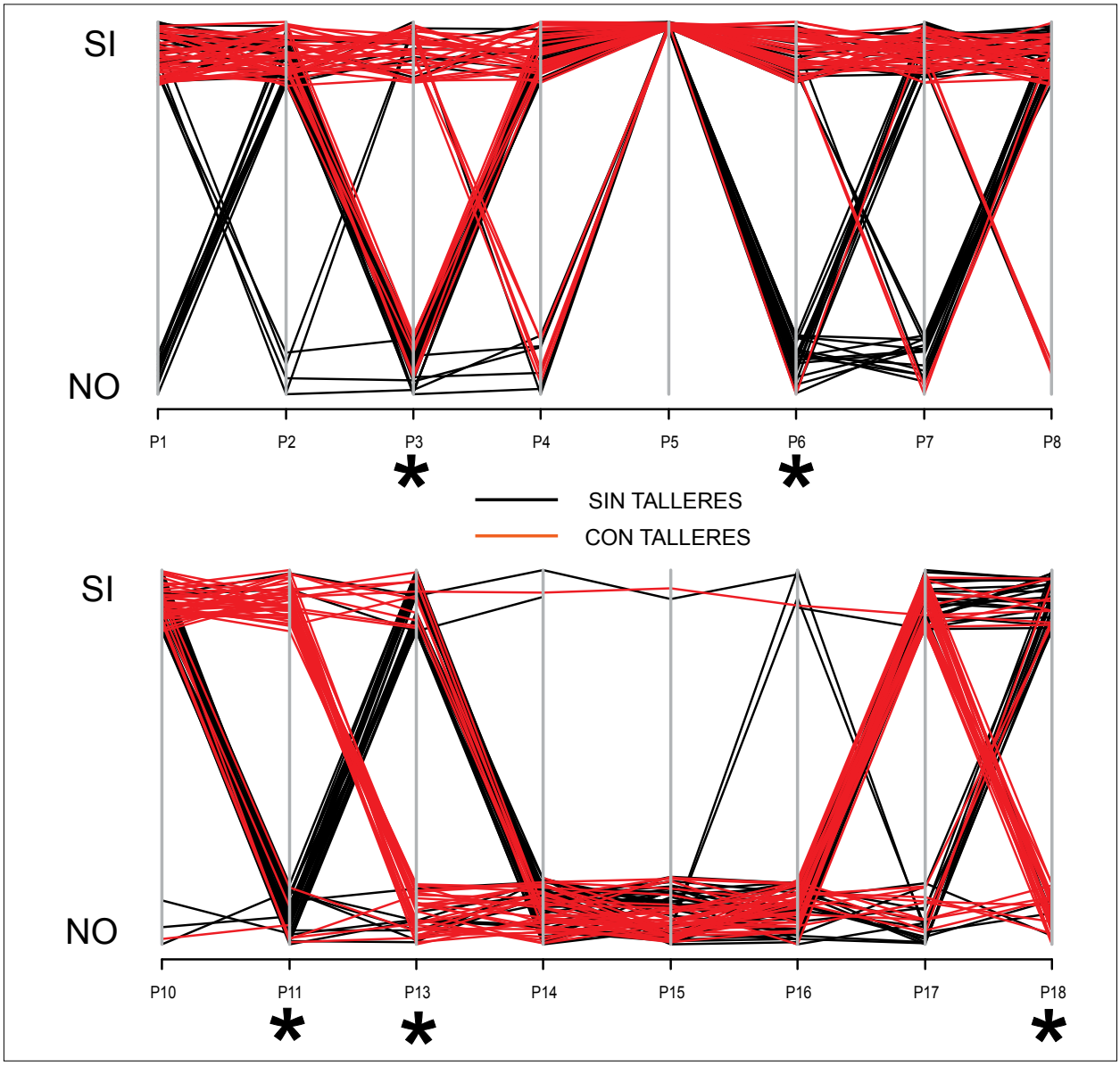


Figura 3. ***Textile plot*** diagrama de coordenadas paralelas que refleja el conjunto de respuestas a un cuestionario suministrado a alumnos de dos establecimientos educativos de Raco (Tucumán). Cada hilo representa el perfil de respuestas de un alumno. Las respuestas son binarias: sí o no. Con asterisco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

pertenecer al mismo contexto socio-cultural y poseer igual oportunidad de acceso a los ríos, los niños con capacitación y sin capacitación tuvieron diferentes actitudes frente a la problemática de la contaminación: los primeros creen necesaria la prevención para evitar la contaminación; los segundos, que basta con limpiar o remediar lo dañado (Tabla 2). Aproximarse a un río y entrenarse en el reconocimiento de su entomofauna es una actividad educativa trascendente. Esta afirmación está avalada por la experiencia preliminar de haberse dictado talleres de educación ambiental consistentes en el muestreo de insectos acuáticos para inferir la calidad ecológica de las aguas. El efecto en los asistentes es la de inducir un cambio sobre la percepción del ecosistema acuático, y las actitudes tendientes a su conservación son del tipo participativo/preventivo en vez de la respuesta estereotipada de remediación. Los insectos acuáticos pueden ser una llave maestra para cambiar la mirada hacia los cursos agua. Esta experiencia podría ampliarse con la incorporación de otros potenciales indicadores (ej, peces, macrófitas, algas, etc.) como así también reconocer cuando una ribera está en buen estado para obtener una visión más abarcativa del estado de los cursos de agua.

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

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

Discusión

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

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

Agradecimientos

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

Bibliografía

Acevedo-Díaz, J. A. 2004. Reflexiones sobre las finalidades de la enseñanza de las ciencias: educación científica para la ciudadanía. *Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias*, 1: 3-16.

Bögeholz, S. 2006. Nature experience and its importance for environmental knowledge, values and action: recent German empirical contributions. *Environmental Education Research,* 12, 65-84.

Cibilis, L., R. E. Príncipe y J. A. Márquez. 2017. Los pinos y el agua: ¿qué nos cuentan los arroyos serranos? En: M. Melgar, A. Chiecher y P. Paoloni (Compiladoras). *Otro café, por favor! Los científicos y sus relatos*. ISBN: 978-987-688-242-2. UniRío Editora, Río Cuarto: 159-171.

Covich, A. 2006. Protección de la biodiversidad del bentos para asegurar procesamiento de materia orgánica y servicios del ecosistema: importancia de los invertebrados fragmentadores en redes de drenaje. *Ecotropicos,* 19: 109-127.

Del Carmen, L. 2000. Los Trabajos Prácticos. En: F. J. Perales Palacios y P. Cañal de León (Dir.). *Didáctica de las Ciencias Experimentales. Teoría y práctica de la enseñanza de las ciencias*. Alicante, España: Alcoy, Marfil: 267-287.

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

Emmerich D., C. Molineri, J. Giordano, D. Dos Santos, M.C. Reynaga, A.L. González Achem, C. Nieto, F. Romer, J. Moreno y J. Babot. 2016. Aprendiendo a cuidar el agua, cuidamos a toda la vida. Lineamientos y resultados del trabajo con alumnos y docentes de las escuelas rurales de Raco (Tucumán) a partir de los insectos acuáticos como bioindicadores. *Acta zoológica lilloana,* 60: 94-95.

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

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

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

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

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

Indicadores ecosistémicos: metabolismo y descomposición

Adonis Giorgi
Carolina Vilches
Ana Torremorell
Ricardo Albariño

Indicadores ecosistémicos: metabolismo y descomposición

Adonis Giorgi, Carolina Vilches, Ana Torremorell y Ricardo Albariño

Resumen

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

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

Abstract

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

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

Introducción

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

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

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

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

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

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

Estimación del metabolismo del ecosistema

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

$$PPB = PPN + R$$

Ambos procesos metabólicos (PPN y R) involucran cambios en el O_2 disuelto en el agua, en la biomasa (Carbono ganado o perdido) y en el CO_2. Como técnicamente resulta más fácil medir con alta precisión el oxígeno disuelto en el agua, la mayor parte de los estudios ecológicos estiman la producción y respiración a través de cambios en el O_2 disuelto. De ese modo, las tasas de producción de O_2 pueden usarse directamente para cuantificar la producción de la comunidad.

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

En los ríos, en caso de utilizar esta metodología, también es necesario estimar el intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera, producto de la presión parcial de ese gas en el agua y estimar cuánto de la variación de oxígeno se debe a la acción biológica y cuánto a la acción física de difusión o intercambio con la atmósfera por turbulencia (Generaux y Hemond, 1992). Así puede conocerse si un arroyo produce durante el día más, menos o igual a lo que consume. A este tipo de mediciones se las conoce como estimaciones del metabolismo del ecosistema (Marzolf *et al*., 1998). Este tipo de mediciones se han realizado en arroyos pampeanos para estudiar su funcionamiento en distintas épocas del año así como condiciones de pluviosidad (Vilches y Giorgi, 2010; Acuña *et al*., 2011; Leggieri *et al*., 2013).

Estimación de la descomposición de hojarasca

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

Aplicación de ambos indicadores

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

Metabolismo

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

Descomposición

Con el objeto de utilizar la tasa de descomposición (k) como índice de calidad ecológica de los arroyos, se siguen los criterios de Gessner y Chauvet (2002) quienes proponen tres grados o niveles de impacto: 0, 1 y 2. Los autores establecieron estos valores en base a estudios previos de descomposición, en arroyos con distinto grado de impacto antrópico. De ese modo, el grado 0 indica que el funcionamiento del arroyo se encuentra severamente comprometido; el grado 1, que el arroyo se encuentra impactado; y el grado 2 indica que no hay evidencia de impacto (Tabla 2). En definitiva, basándose en la relación entre la tasa k en tramo impactado y la tasa k en tramo referencia o bien en la relación entre la tasa k en bolsa de malla gruesa y la tasa k en malla fina, se establece el grado de impacto del arroyo objeto de estudio. Cuando el impacto sobre la descomposición es nulo o leve, se espera que el cociente k_i:k_r es decir el cociente entre las tasas de descomposición de hojarasca entre el tramo impactado y el de referencia sea cercano a 1. En las mismas condiciones de bajo impacto ambiental, se espera que el cociente k_g:k_f puntúe entre 1,2 y 1,5, lo que significa que la descomposición adjudicada a la actividad de alimentación de los invertebrados detritívoros (aquellos que ingresan en las bolsas de malla gruesa) ronda entre el 20 y el 50% de la descomposición total. Cabe aclarar que se consideraron como tramos de referencia a aquellos que no estaban sometidos al impacto que se quería evaluar más allá de su grado de conservación. De todos modos, en los casos ejemplificados se eligieron tramos con bajo nivel de impacto antrópico.

Casos de estudio

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

Metabolismo

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

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

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

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

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

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

De acuerdo a los resultados obtenidos se observó que el arroyo La Choza se encuentra muy impactado, con puntaje cero en todos los parámetros relacionados al metabolismo, mientras que el arroyo Giles no presenta impacto o el impacto es leve para la mayor parte de los parámetros. El arroyo Salgado presenta puntaje cero cuando se relacionan los sitios impactados y referencia, es decir, el índice es cero, indicando que se encuentra altamente impactado (Tabla 3).

Descomposición

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

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

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

días. Las bolsas de descomposición se confeccionaron con dos tipos de malla: fina (0,5 mm de abertura) y gruesa (20 mm). Inicialmente se colocaron 25 bolsas de descomposición de cada malla con 5 g de hojas de álamo en cada tramo. Simultáneamente se colocaron en condiciones de laboratorio 10 bolsas de cada malla en contenedores plásticos con agua de arroyo. Estas bolsas se retiraron a las 24 y 48 horas a fin de cuantificar la pérdida de peso por lixiviado de las sustancias solubles presentes en las hojas en una situación temprana (Boyero *et al.*, 2016) Las bolsas colocadas en los tramos de arroyo fueron retiradas a los 15, 30, 48, 77 y 103 días. En el laboratorio, el material vegetal fue lavado, secado y pesado. En ambos tramos de los tres arroyos se usaron los valores de peso seco remanente en las bolsas en función del tiempo para ajustar modelos de regresión exponencial negativos (curvas de decaimiento o descomposición) en las que la pendiente es la tasa de descomposición k.

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

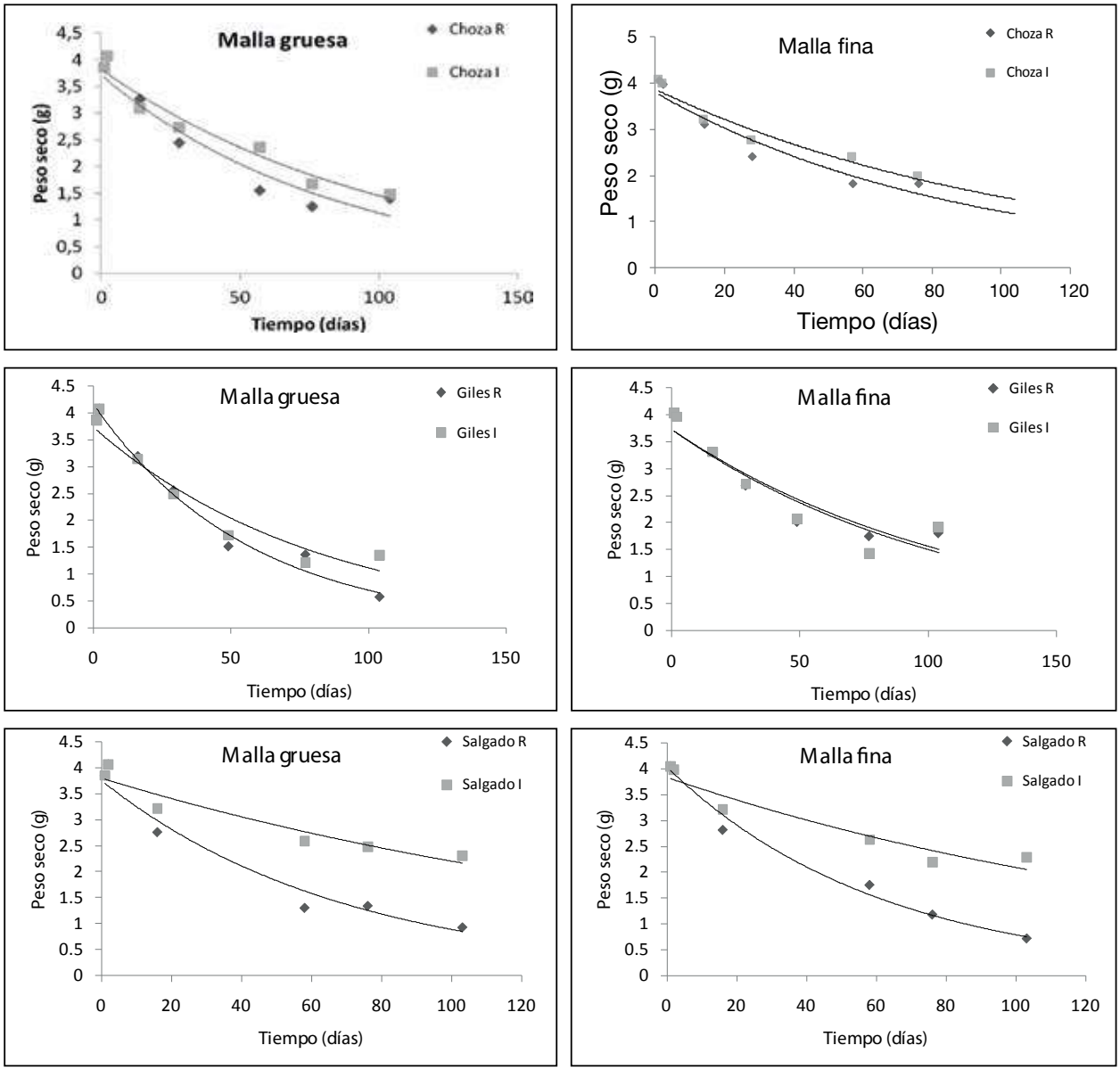


Figura 1. Pérdida del material vegetal de las bolsas de hojas de álamo para el análisis de la descomposición, determinado mediante el peso (g). El gráfico representa el peso seco remanente en función del tiempo de exposición del material vegetal en los tres arroyos: La Choza, Giles y Salgado. R: tramo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

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

La Tabla 4 presenta los valores absolutos de las tasas de descomposición de los tramos impactados para cada tipo de malla y el grado de impacto propuestos luego de una amplia revisión bibliográfica de resultados de diversas regiones (Gessner y Chauvet, 2002). Al analizar las tasas de descomposición determinadas con malla fina, se observó que los tres arroyos se encuentran impactados; mientras que al analizar las tasas halladas con malla gruesa, el arroyo Giles presentó un grado 2, correspondiente a arroyos sin evidencia de impacto. La diferencia entre malla gruesa y fina reside en que en las primeras pueden ingresar los invertebrados, muchos de los cuales intervienen en proceso de raspado y fragmentación de la hojarasca, En cambio, la malla fina impide el ingreso de invertebrados y sólo permite el de bacterias y hongos. En la tabla 5 se presentan los cocientes de las tasas de descomposición de las hojas colocadas en bolsas de malla gruesa y fina. Siguiendo la clasificación de Gessner y Chauvet (2002), los arroyos Choza y Salgado presentan el mismo grado de impacto (nivel medio), mientras que en el arroyo Giles el sitio de referencia se encuentra más afectado que el sitio impactado. La variable que se pone a prueba al realizar el estudio con dos tipos de bolsas (malla gruesa y malla fina) es el efecto de los invertebrados en la descomposición.

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

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

Arroyos	**La Choza**		**Giles**		**Salgado**	
Tipo de malla	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa
Tasas K (d^{-1})	0,009	0,009	0,009	0,012	0,006	0,005
Grado	1	1	1	2	1	1

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

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

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

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

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

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

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

Bibliografía

Acuña, V., C. Vilches & A. Giorgi. 2011. As productive and slow as a stream can be- the metabolism of a Pampean stream. *Journal of North American Benthological Society,* 30: 71–83.

Albariño, R.J. & E.G. Balseiro. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 181–192.

Boyero, L.R., G. Pearson, C. Hui, M.O. Gessner, J. Pérez , M.A. Alexandrou , M.A. Graça, B.J. Cardinale, R.J. Albariño, M. Arunachalam, L.A. Barmuta, A.J. Boulton, A. Bruder, M. Callisto, E. Chauvet, R.G. Death, D.I. Dudgeon , A.C. Encalada, V. Ferreira, R. Figueroa, A.S. Flecker, J.F.Jr.Gonçalves, J. Helson, T. Iwata , J. Jinggut, C.M. Mathooko, C. Mathuriau, M.S. Erimba, C.M. Moretti, A. Ramírez, L. Ratnarajah, J. Rincon & C.M. Yule. 2016. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceeding Biological Sciences,* 27: 283.

Cairns, J. Jr., P. McCormick & B. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1-44.

Dale, V.H & S. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3–10.

Ferreiro, N., A. Giorgi, L. Leggieri, C. Feijoó & C. Vilches. 2011. Phosphorus enrichment affects immobilization but no litter decomposition or exoenzymatic activities in a Pampean stream. *International Review of Hydrobiology*, 96(3): 209-220.

Gantes, P., A. Marano, A. Sánchez Caro, L. Rigacci y M. Sciorra. 2007. El proceso de descomposición en arroyos de la cuenca del río Luján (Buenos Aires) con distinta vegetación ribereña. III Reunión Binacional de Ecología. La Serena, Chile.

Genereux, D.P. & H. Hemond. 1992. Determination of gas exchange rate constants for a small stream on walker branch watershed, Tenessee. *Water Resources Research*, 28: 2365-2374.

Gessner, M.O. & E. Chauvet. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12: 498-510.

Giorgi, A., C. Feijoó & G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14 (7): 1699-1718.

Leggieri, L., C. Feijoó, A. Giorgi & V. Acuña. 2013. Seasonal weather effects on hydrology drive the metabolism of non-forest lowland streams. *Hydrobiologia ,* 716 (1): 47-58.

Marzolf. E.R., P.J. Mulholland & A.D Steinman. 1998. Reply: improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1786-1787.

Mora-Gómez, J., A. Elosegi, S. Duarte, F. Cássio, C. Pascoal & A. M. Romaní. 2016. Differences in the sensitivity of fungi and bacteria to season and invertebrates affect leaf litter decomposition in a Mediterranean stream. *FEMS Microbiology Ecology*, 92 (8): 1-13.

Pascoal, C. & F. Cássio, 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (9), 5266-5273.

Poi de Neiff, A.P., M, E, Galassi & M. C. Franceschini. 2009. Invertebrate Assemblages Associated with Leaf Litter in Three Floodplain Wetlands of the Paraná River. *Wetlands,* 2009, 29: 896.

Young, R. G., C. D. Mathaei & C. R. Towsend. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assesing river ecosystem health. *Journal of North American Benthologic Society*, 27 (3): 605–625.

Vilches, C. & A. Giorgi. 2010. Metabolism in macrophyte-rich stream exposed to flooding. *Hydrobiologia*, 654: 1: 57-65.

Whiles, M. R. & J. B. Wallace 1997. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia*, 353 (1), 107–119.

Indicadores de alerta temprana

Natalia A. Ossana
Bettina L. Eissa

Indicadores de alerta temprana

Natalia A. Ossana y Bettina L. Eissa

Resumen

Cuando se enfrentan a un estresor ambiental, los animales pueden responder de distinta manera. Dentro de estas respuestas se encuentran las que se conocen como "respuesta temprana", las cuales pueden servir como indicadores para monitorear contaminantes ambientales, ya sea algún tóxico o un ambiente perturbado.
Este capítulo desarrolla ejemplos de aplicación utilizando peces dulceacuícolas, tales como: a) comportamentales (modificaciones de la conducta natatoria); b) bioquímicos (actividad de enzimas de biotransformación y detoxificantes tales como la glutatión-S-tranferasa (GST) y el contenido de Glutation (GSH); c) fisiológicos: alteraciones en la asimilación, excreción, metabolismo. Este tipo de indicadores permite registrar daños en los organismos como modificaciones de la conducta natatoria, en la actividad de enzimas o en el metabolismo energético. Cuando los animales están sometidos a una situación de estrés ambiental, cuantificar estos parámetros sirve como indicador de alerta temprana.

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

Abstract

Animals under environment stressors can response in a different way. These responses include those known as "early response." In this chapter, we will give examples of this type of response which can serve as early warning indicators to monitor environmental pollutants, whether it is a toxic or a polluted environment.
This chapter will develop examples of the application of early alert/warning indicators in freshwater fishes, such as: a) Behavioral: modifications of swimming behavior. b) Biochemical: studies of the biotransformation and detoxifier enzymes activities such as glutathione-S-transferase (GST) and Glutathione content (GSH). c) Physiological: alteration in the assimilation, excretion and metabolic rates. These types of indicators allow registering damage as well as changes in swimming behavior, in enzymes or energy content and its distribution in the organism. When animals are in contact with a pollutant, quantifying these parameters is useful as early warning indicators.

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

Introducción

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

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

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

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

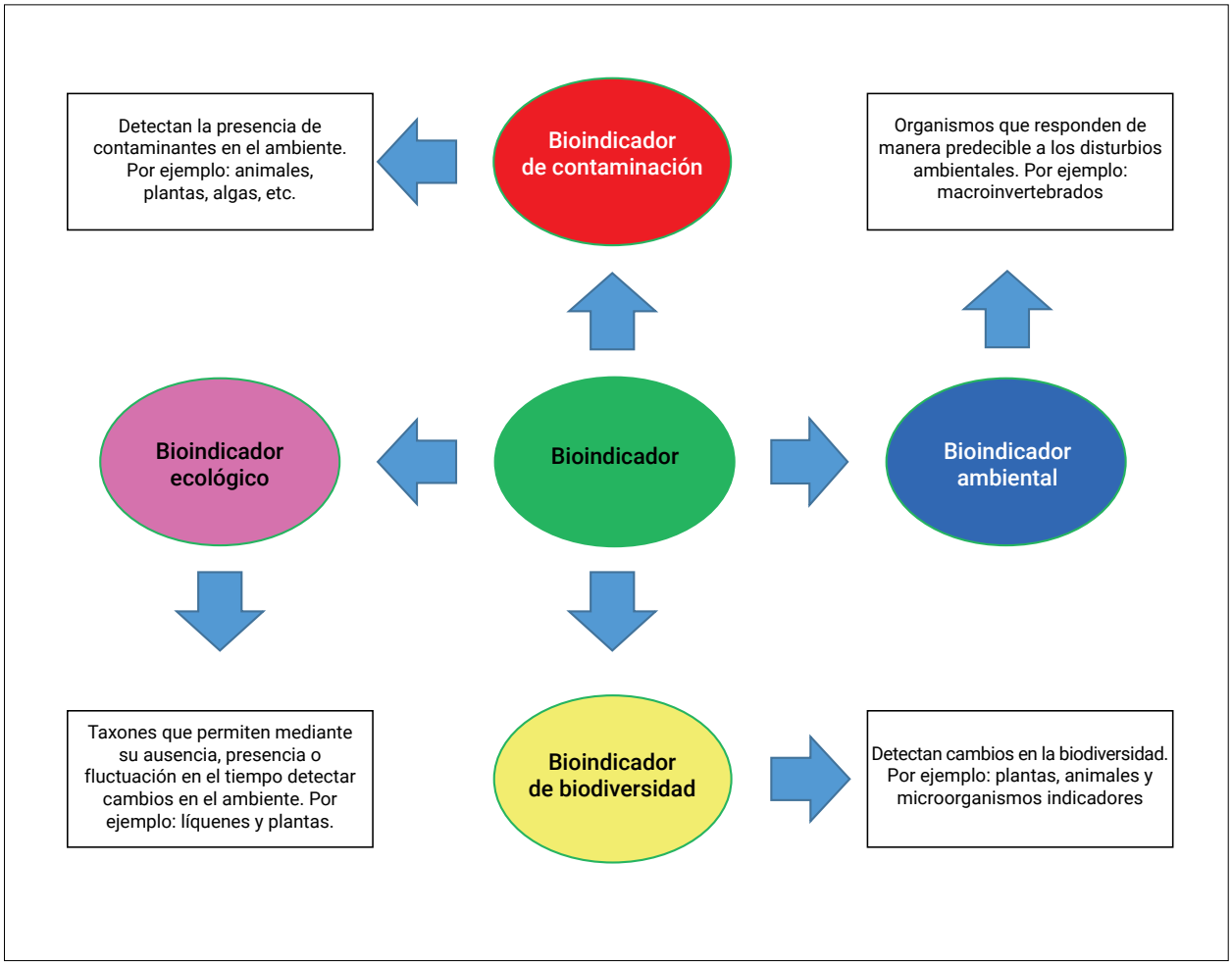


Figura 1: Sub-tipos de bioindicadores (extraído de Parmar *et al.,* 2016).

Ventajas de los bioindicadores de alerta temprana

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

a) Pueden determinarse los impactos sobre la biota.

b) Pueden monitorearse los impactos sinérgicos, aditivos y antagónicos de varios contaminantes, ya que en la naturaleza un individuo rara vez se ve afectado por un solo contaminante.

c) Pueden ser utilizados tanto para el diagnóstico en etapa temprana, así como para monitorear los efectos nocivos de las toxinas para las plantas y los animales.

d) La información que brindan no se limita al momento del muestreo, pues son de carácter integrador de los perfiles físico-químicos pasados y presentes.

e) Son una alternativa económicamente viable en comparación con otros sistemas de medición especializados ya que no se requiere de equipamiento costoso que además demande un largo período de entrenamiento para su uso.

Los peces como bioindicadores

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

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

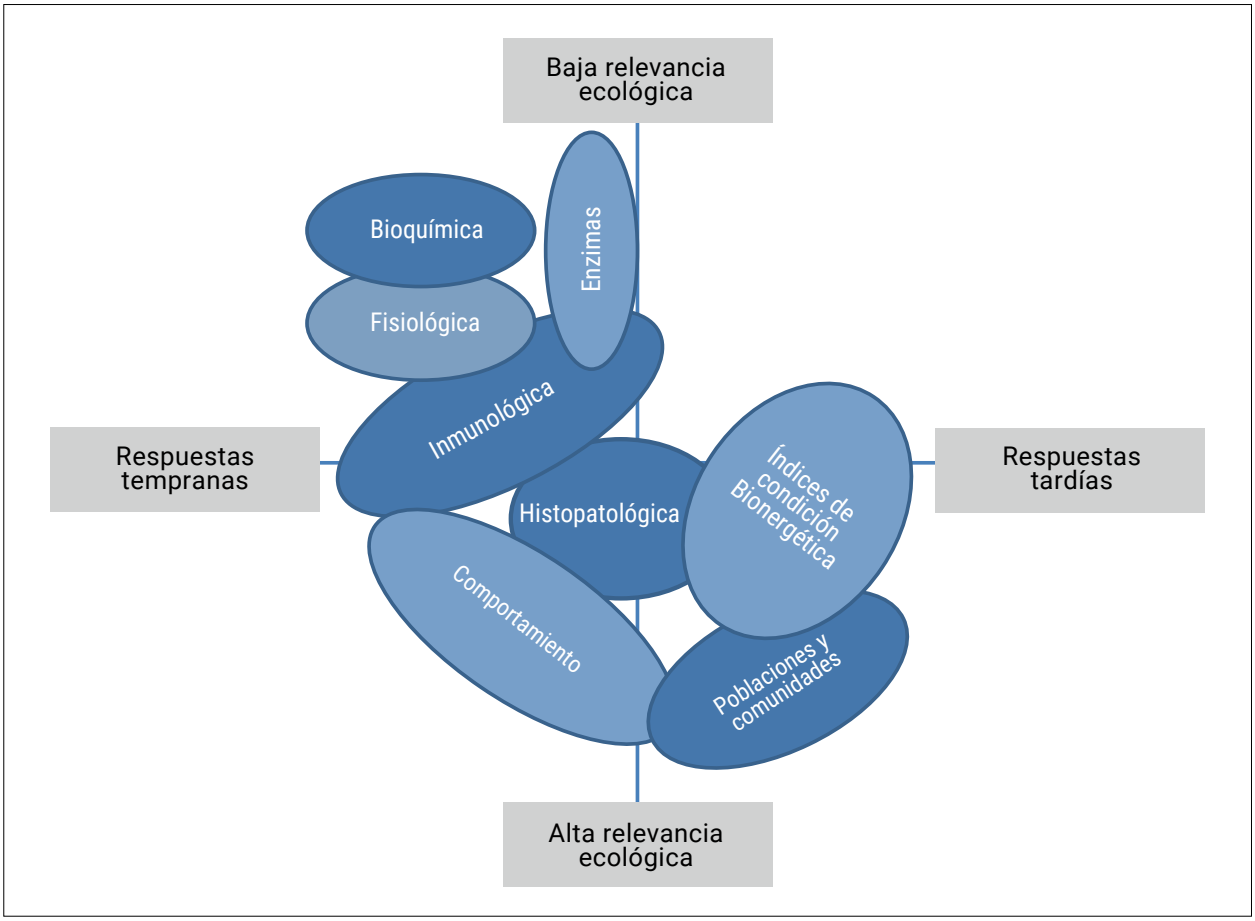


Figura 2. Niveles de respuestas biológicas en peces (adaptado de Adams, 1990).

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Ejemplos de aplicación

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

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

A) Biomarcadores comportamentales

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

Diseño experimental utilizado

Los bioensayos realizados en el PRODEA comprendieron un período de aclimatación y uno de exposición a un tóxico, en este caso un metal pesado, el Cadmio (Cd) y un contaminante de preocupación emergente, el Ibuprofeno (un analgésico). Además, también se evaluaron esas respuestas luego de exposiciones a muestras ambientales del río Luján y Reconquista (Eissa *et al*., 2009b; Castañé *et al.*, 2013; Ferro, 2017).

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

Tóxicos utilizados

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

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

Parámetros comportamentales evaluados

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

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

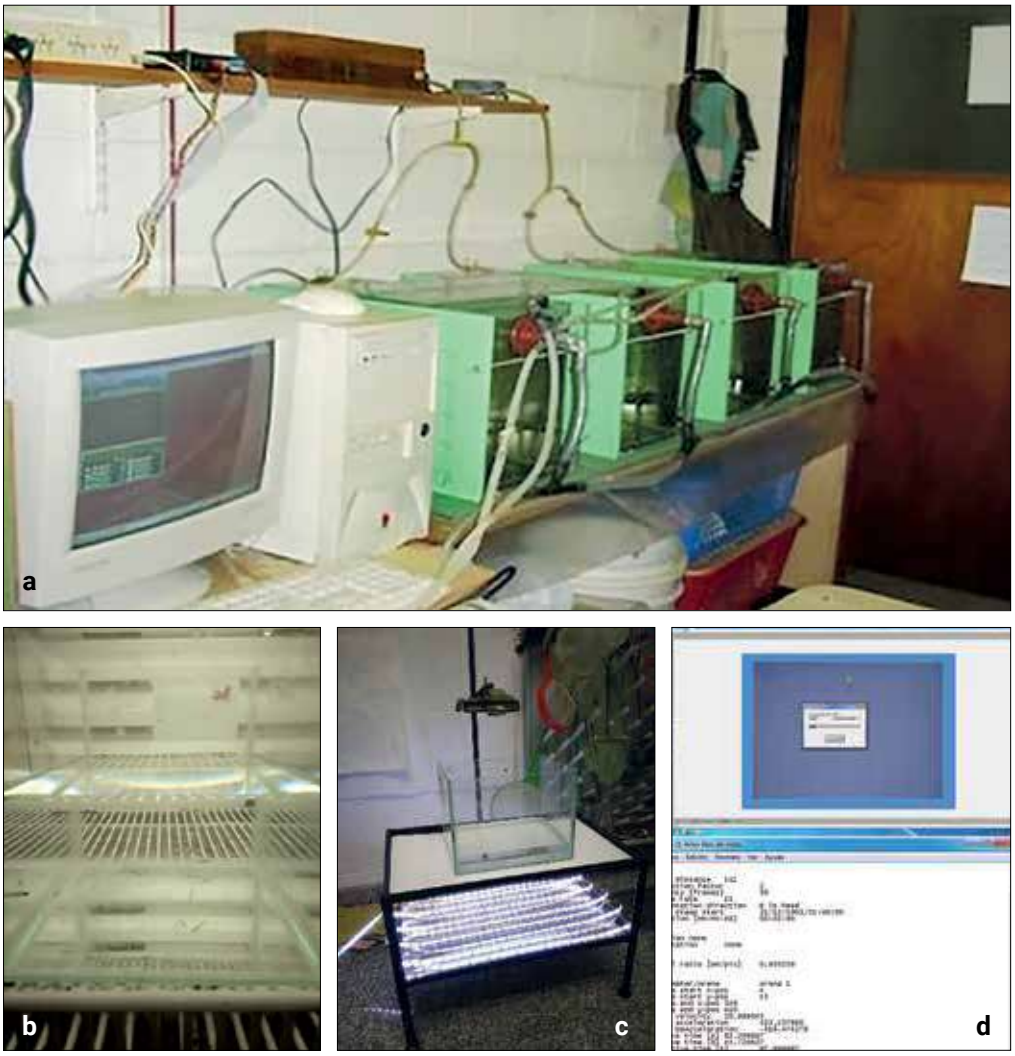


Figura 3: a) Peceras experimentales conectadas a una computadora con los softwares Virtual Fish y Jonás, b) Pecera utilizada con el *software* LoliTrack (Etapa de aclimatación), c) Etapa de Exposición y filmación, d) Planilla de datos y obtención de resultados.

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

donde *i* = día de la experimentación

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

Resultados obtenidos

Exposición a Cadmio

En la Tabla 1 se muestran los valores obtenidos en *Cyprinus carpio* (la carpa común), *Australoerus facetum* (chanchita) y *Astyanax fasciatus* (mojarrita), en condiciones control y expuestos a tres concentraciones subletales de Cadmio evaluados con Virtual Fish y Jonás.

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

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

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

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

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

Exposición a agua proveniente del río Reconquista

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

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

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

Resulta interesante que se pudieron observar alteraciones de casi todos los parámetros natatorios, aun en los ensayos realizados con agua de un sitio caracterizado como de polución leve. Esto indica que la alteración de los parámetros natatorios resulta ser sensible y de rápida aparición, lo que la constituye en un excelente indicador de alerta temprana.

Exposición a agua proveniente del río Luján

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

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

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

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

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

	Índice de Actividad natatoria					
Cyprinus carpio	Control	M.J.Garcia	Control	Jáuregui	Control	Ruta 6
Invierno 2005	1,14 ± 0,22	1,07 ± 0,14	1,01 ± 0,06	1,06 ± 0,13*	1,02 ± 0,06	1,42 ± 0,47*
Verano 2006	1,01 ± 0.72	1,07 ± 0,12	1,03 ± 0,11	1,07 ± 0,14	1,02 ± 0,08	2,04 ± 0,79*

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

Exposición a Ibuprofeno

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

Los parámetros natatorios de las hembras no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (controles vs. expuestos) pero sí se observó que las hembras que fueron expuestas a este analgésico tienden a tener valores entre un 5 y un 10% menores que sus controles. En el caso de los machos las diferencias en la velocidad son significativas, desarrollando una velocidad media 50% mayor que la de los machos control (Ferro, 2017) (Tabla 4).

B) Biomarcadores bioquímicos

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

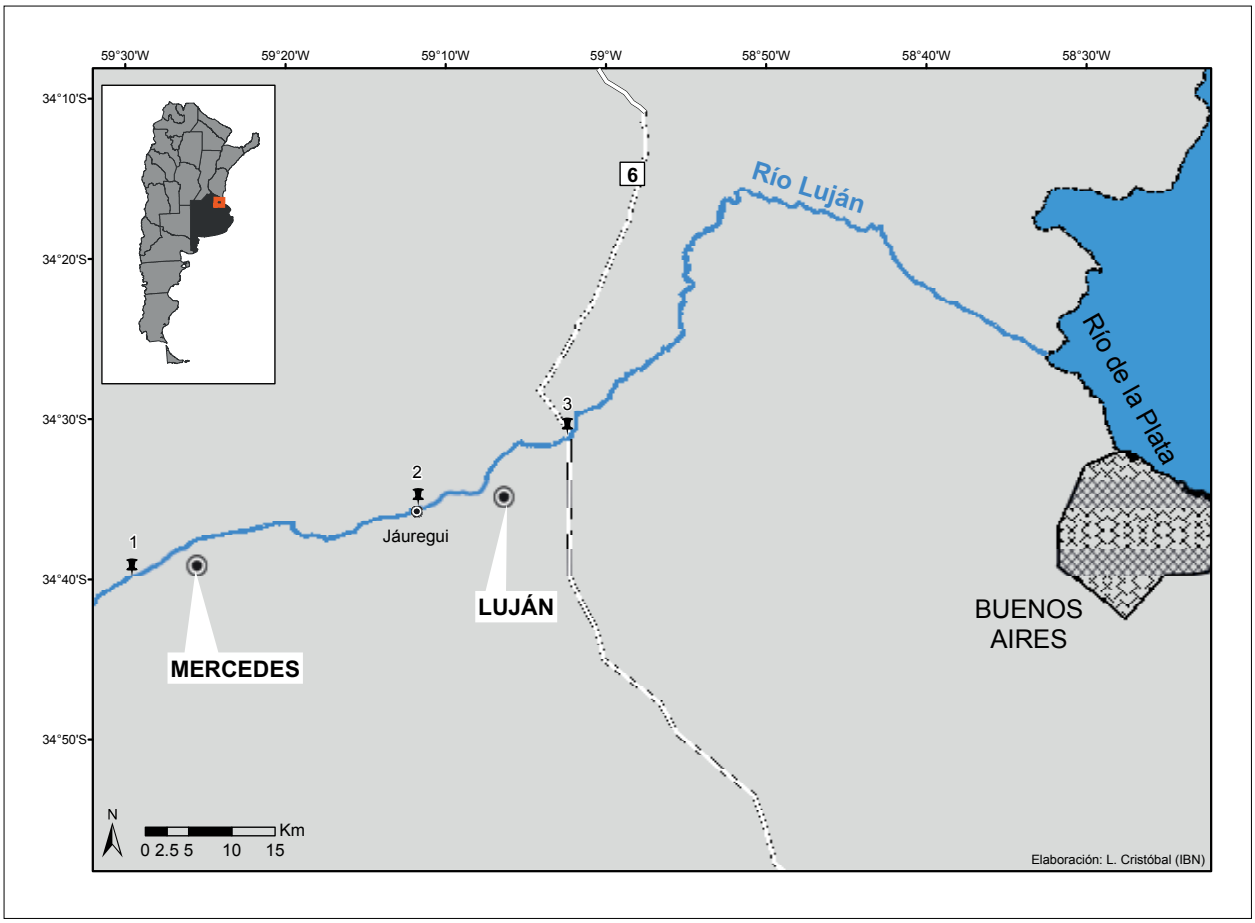


Figura 4: Mapa señalando los sitios de muestreo en el río Luján donde se colectaron las muestras de agua 1) M. J. García, 2) Jáuregui y 3) intersección con Ruta 6.

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

	Sexo (n)	Longitud [mm]	Velocidad [mm/s]	Aceleración [mm/s2]	Actividad [s]	Distancia [n° de cuerpos]
AP	Hembras (16)	21,5±0,9	19±2[a]	194±16	112±07	110±15
	Machos (15)	20,6±0,5	21±1[a]	211±25	110±10	125±23
IBU	Hembras (16)	19,5±1,0	18±2[b]	176±15[a]	100±08	104±19[b]
	Machos (13)	20,6±0,4	29±3[ab]	273±52[a]	113±08	155±15[b]

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

detoxificación de xenobióticos o sus metabolitos, otros son biomarcadores de estrés oxidativo. Por ejemplo, la actividad de acetilcolinesterasa cerebral (AChE) se utiliza como biomarcador de exposición a agroquímicos, ya que se inhibe en presencia de pesticidas. La catalasa (CAT) y la superóxido dismutasa (SOD) son enzimas que eliminan al radical hidroxilo (·OH), el cual es muy reactivo y potencialmente deletéreo para los sistemas biológicos, ya que oxida lípidos, proteínas y al ADN. La SOD convierte al·OH en peróxido (H_2O_2) y la CAT convierten el peróxido en dos moléculas de agua (Di Giulio & Hinton, 2008).

Este tipo de biomarcadores ha sido empleado para analizar el efecto del Cd y de una muestra ambiental del río Reconquista sobre el pez *Cnesterodon decemmaculatus*. También se realizaron ensayos de simulación con un pulso de contaminación por Cadmio. A la muestra ambiental tomada del río Reconquista se le adicionó el metal pesado y se expusieron animales a esas muestras. Para los estudios bioquímicos, una vez finalizado el período de exposición de 96 h, los animales fueron sacrificados y disecados para la determinación de los biomarcadores seleccionados sobre el cuerpo y la cabeza. En todos estos estudios se midió la actividad enzimática de la glutatión-S-transferasa (GST), una enzima de biotransformación que provee protección celular contra los efectos tóxicos de una amplia variedad de compuestos endógenos ambientales. Su rol principal es la detoxificación de productos de la oxidación de lípidos, proteínas y ácidos nucleicos. También se determinó el contenido de glutatión (GSH), un tripéptido involucrado en la protección celular, pero también en el metabolismo, biosíntesis, transporte y comunicación celular. Además, es un cofactor de otras enzimas como la Glutatión-S-transferasa (GST) (Ossana *et al.,* 2019; Ossana *et al.,* 2016; Di Giulio & Hinton, 2008; Hermes-Lima, 2004). Los valores de estos parámetros se expresaron en función del contenido de proteínas y se compararon con controles negativos mantenidos en agua reconstituida moderadamente dura (MHW).

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

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

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

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

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

Cd (Cadmio); GST= Glutation-S-Transferasa (µmoles CDNB conjugado.min^{-1} mg proteínas^{-1}); GSH= contenido de Glutation (µmoles de tioles ácidos solubles. g peso fresco^{-1}).

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

C) Biomarcadores fisiológicos:

Los bioensayos que se realizaron para evaluar distintos aspectos del metabolismo se realizaron con *Cyprinus carpio* y *Cnesterodon decemmaculatus*, la primera es una especie cosmopolita de amplia distribución y la segunda una especie autóctona de los ecosistemas pampeanos. Dado que frente a una situación de estrés ambiental las variables metabólicas (tasa metabólica, ingesta, asimilación, producción de heces) se verán perturbadas, pueden ser utilizadas como biomarcadores que servirán como indicadores de alerta temprana. En este tipo de evaluaciones de parámetros metabólicos, diariamente se removían las sobras de alimento y las heces producidas, las cuales se filtraban, secaban y pesaban y, finalizado el período de exposición, los animales se colocaban dentro de respirómetros para determinar el consumo de oxígeno junto a la excreción de amonio (ver Fig. 5). De esta forma se calculó la ingesta, la producción de heces, la asimilación diaria y un índice integrador denominado Campo de Crecimiento, que en inglés se denomina *Scope for Growth* (SFG). Este índice tiene en cuenta todas estas variables y permite determinar, comparando con los individuos controles, si los animales tienen energía para destinar al crecimiento, desarrollo y reproducción. El SFG aporta información sobre el manejo y distribución de la energía que hace el organismo frente a una situación de estrés. Se calcula como la energía incorporada a partir de la dieta, menos la energía consumida en el mantenimiento y crecimiento (Baudou *et al.,* 2019; Baudou *et al.,* 2017; Ferrari *et al.,* 2011a).

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

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

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

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

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

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

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

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



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

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

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

Discusión

El impacto de las actividades humanas tales como la fragmentación de los hábitats, la contaminación ambiental y la sobreexplotación de los recursos, junto a los efectos del cambio climático, han ocasionado alteraciones drásticas sobre los ecosistemas en períodos cortos, lo que frecuentemente impide que los organismos se adapten a su nueva realidad y como consecuencia final se extingan. Esta problemática ha generado una búsqueda intensa de métodos precisos, económicos, fáciles de implementar y que permitan la detección temprana de disturbios ambientales (González Zuarth *et al.,* 2014). Los resultados aquí presentados, aplicación de indicadores de alerta temprana en peces dulceacuícolas, son obtenidos por métodos que cumplen con esas premisas: son precisos, económicos y relativamente fáciles de implementar.

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

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

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

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

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

En cuanto a los biomarcadores bioquímicos, son ampliamente utilizados en la Argentina y el mundo, en peces y otros organismos acuáticos. En las revisiones de Lushchak (2011, 2016) se observan la gran variedad de estudios utilizando peces. En la Argentina son importantes los trabajos realizados por Ballesteros *et al.* (2017) y Maggioni *et al.* (2012) sobre el río Suquía en la Provincia de Córdoba. De la Universidad Nacional del Litoral los estudios de Cazenave *et al.* (2009 y 2014), y de la Universidad del Comahue los trabajos con anfibios de Ferrari *et al.* (2011b) y Liendro *et al.* (2015), por mencionar solo algunos investigadores y algunas de sus contribuciones.

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

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

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

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

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

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

Conclusión

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

Bibliografía:

Adams, S.M. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating effects of stress on fish. *American Fish Society* 8: 1-8.

Ballesteros, M.L., N.G. Riveti, D.O. Morillo, L. Bertrans, M.V. Amé & M.A. Bistoni. 2017. Multi-biomarker responses in fish (*Jenynsia multidentata*) to assess the impact of pollution in rivers with mixtures of environmental contaminations. *Science of the Total Environment* 595: 711-722.

Bandara, J.M.R.S., H.V.P. Wijewardena, J. Liyanege, M.A. Upul, & J.M.U.A Bandara. 2010. Chronic renal failure in Sri Lanka caused by elevated dietary cadmium: Trojan horse of the green revolution. *Toxicology Letters* 198 (1): 33–39.

Baudou, F.G. 2019. *Evaluación de efectos ecofisiológicos y ecotoxicológicos en Cnesterodon decemmaculatus bajo condiciones de estrés ambiental* (Tesis doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Baudou, F.G., N.A. Ossana, P.M. Castañé, M.M. Mastrángelo, A.A. Gonzalez Nuñez, M.J. Palacio & L. Ferrari. 2019. Use of integrated biomarker indexes for assessing the impact of receiving waters on a native neotropical teleost fish. *Science of the Total Environment* 650: 1779-1786.

Baudou, F.G., N.A. Ossana, P.M. Castañé, M.M. Mastrángelo & L. Ferrari. 2017. Cadmium effects on some energy metabolism variable in *Cnesterodon decemmaculatus* adults. *Ecotoxicology* 26 (9): 1250-1258.

Beitinger, T.L. & R.W. McCauley. 1990. Whole-Animal Physiological Processes for the Assessment of Stress in Fishes. *Journal of Great Lakes Research* 16: 542-575.

Bonifacio, A.F., J. Cazenave, C. Bacchetta, M.L. Ballesteros, M.A. Bistoni, M.V. Ame, L. Bertrand & A.C. Hued. 2016. Alterations in the general condition, biochemical parameters and locomotor activity in *Cnesterodon decemmaculatus* exposed to commercial formulations of chlorpyrifos, glyphosate and their mixtures. *Ecological Indicators* 67: 88-97.

Castañé, P.M., B.L., Eissa & N.A. Ossana. 2013. Respuesta de biomarcadores bioquímicos, morfológicos y comportamentales de la carpa común, *Cyprinus carpio*, por exposición a muestras ambientales. *Ecotoxicology and Environmental Contamination* 8 (1): 41-47.

Cazenave, J., C. Bachetta, A. Rossi, A. Ale, M. Campana & M.J. Parma. 2014. Deleterious effects of wastewater on the health status of fish: a field caging study. *Ecological Indicators* 38: 104-112.

Cazenave, J., C. Bachetta, M.J. Parma, P.A. Scarabotti & D.A. Wunderlin. 2009. Multiple biomarkers responses in *Prochilodus*

lineatus allowed assessing changes in the water quality of Salado river basin (Santa Fe, Argentina). *Environmental Pollution* 157: 3025-3033.

Cazenave, J., M.L. Nores, M. Miceli, M.P. Díaz, D.A. Wunderlin & M.A. Bistoni. 2008. Changes in the swimming activity and the glutathione S-transferase activity of *Jenynsia multidentata* fed with microcystin-RR. *Water Research* 42: 1299-1307.

Depledge, M.H. 1994. The Rational Basis for the Use of Biomarkers as Ecotoxicological tools. In: Fossi, M.C. and Leonzio, C. (Eds.): *Nondestructive Biomarkers in Vertebrates* (pp. 271-295). Boca Raton: Lewis Publisher.

DiGiulio, R.T. & D.E. Hinton (Eds.) 2008. *The toxicology of fishes.* Boca Raton: Taylor & Francis.

Drummond, R.A. & C.L. Russom. 1990. Behavioral toxicity syndromes: a promising tool for assessing toxicity mechanisms in juvenile Fathead minnows. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9: 37-46.

Eissa, B.L., N.A. Ossana, A. Salibián, L. Ferrari & H.R. Perez. 2009a. Cambios en la velocidad de nado como indicador del efecto tóxico del cadmio, en *Astyanax fasciatus* y *Australoheros facetum. Biología Acuática* 26: 83-90.

Eissa, B.L., N.A. Ossana, L. Ferrari & A. Salibián. 2009b. Quantitative behavioral parameters as toxicity biomarkers: fish responses to waterborne cadmium. *Archives Environmental Contamination and Toxicology* 58 (4): 1032-1039.

Eissa, B.L. 2009. *Biomarcadores comportamentales, fisiológicos y morfológicos de exposición al cadmio en peces pampeanos* (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Elorriaga Y, D.J. Marino, P. Carriquiriborde & A.E. Ronco. 2013. Human Pharmaceuticals in Wastewaters from Urbanized Areas of Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(1): 397-400.

Ferrari L., J. Ficella, M. Mastrángelo, M. Palacio, A. Somma & L. Trípoli. 2017. *Manual de procedimiento básico para la cría de Cnesterodon decemmaculatus en laboratorio.* Luján, Buenos Aires, Argentina: EdUnLu.

Ferrari, L., B.L. Eissa & A. Salibián. 2011a. Energy balance of juvenile *Cyprinus carpio* after a short-term exposure to sublethal waterborne cadmium. *Fish Physiology and Biochemistry*, 37: 853–862.

Ferrari, A., C. Lascano, A.M. Pechen de D´Angelo & A. Venturino. 2011b. Effects of azinphos methyl and carbaryl on *Rhinella arenarum* larvae esterases and antioxidant enzymes. *Comparative Biochemistry and Physiology (Part C)* 153: 34-39.

Ferro, J.P. 2017. *Estudio del comportamiento de peces como método para evaluar toxicidad ambiental* (Tesis de grado). Universidad Nacional de Luján.

Gilmour, K.M., R.W. Wilson & K.A. Sloman. 2005. The integration of behavior into comparative physiology. *Physiological and Biochemical Zoology* 78: 669-678.

González Zuarth, C.A., A. Vallarino, J.C. Pérez Jiménez & A.M. Low Pfeng (Eds.). 2014. *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental.* San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.

Gopalakrishnan S., H. Thilagam & P. Vivek Reja. 2008. Comparison of heavy metal toxicity in life stages (spermiotoxicity, egg toxicity, embryotoxicity and larval toxicity) of *Hydroides elegans. Chemosphere*, 71: 515-528.

Hermes-Lima, M. 2004. Oxygen in Biology and Biochemistry: Role of Free Radicals. In: Storey, K.B. (Ed.), *Functional Metabolism: Regulation and Adaptation* Hoboken: John Wiley & Sons, pp: 319-368.

IRAM. 2008. Calidad Ambiental Calidad de agua. Determinación de la toxicidad letal aguda de sustancias en peces de agua dulce. Método semiestático. IRAM 29112/2008.

Liendro, N., A. Ferrari, M. Mardirosian, C.I. Lascano & A. Venturino. 2015. Toxicity of the insecticide chlorpyrifos to the South American toad *Rhinella arenarum* at larval developmental stage. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 39: 525-535.

Lushchak, V.I. 2011. Review. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology*, 101: 13-30.

Lushchak, V.I. 2016. Contaminant-induced oxidative stress in fish: a mechanistic approach. *Fish Physiology and Biochemistry*, 42: 711-747.

Maggioni, T., A.C. Hued, M.V. Monferrán, R.I. Bonansea, L.N. Galanti & M.V. Amé. 2012. Bioindicators and biomarkers of environmental pollution in the middle-lower basin of the Suquía river (Córdoba, Argentina). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63: 337-357.

Meijide FJ, P. Prietoc, L.S. Dorelleb, P.A. Babayd & F.B. Lo Nostro. 2018. Effects of waterborne exposure to the antidepressant fluoxetine on swimming, shoaling and anxiety behaviours of the mosquitofish *Gambusia holbrooki. Ecotoxicology and Environmental Safety,* 15: 646-655.

Ossana, N.A., B.L. Eissa & A. Salibián. 2009. Short comunication: cadmium bioconcentration and genotoxicity in the common carp (*Cyprinus carpio*). *International Journal of Environmental and Health*, 3 (3): 302-309.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Uso de peces y macrófitas como indicadores

Marina Tagliaferro

Uso de peces y macrófitas como indicadores

Marina Tagliaferro

Resumen

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

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

Abstract

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

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

Introducción

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

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

Índices para peces

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

3. Dependen del arte de pesca utilizado.

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

5. Pueden presentar una marcada variación estacional.

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

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

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

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

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

▶

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

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice multi-métrico basado en peces de arroyos de la sabana brasilera.	f-MMI	% de especies comunes, % de determinados taxa, % de peces alimentándose de invertebrados.	Reis de Carvalho *et al*., 2017
Índice de integridad biótica en estuarios	IBI-estuario	Química y física del agua, comportamiento del pez, abundancia de algas, características hidromorfológicas, especies exóticas, condiciones de los organismos bentónicos.	Pérez-Domínguez *et al*., 2012
Índice de integridad biótica en lagos	IBI-lagos	Métricas basadas en diversidad de especies, composición trófica, abundancia y condición.	Minns *et al*., 1994
Índice trófico	IT	Diferencia entre δ^{15}N de una especie de pez y el promedio de δ15N de los caracoles.	Lisi *et al.,* 2018
Índice de la comunidad de peces*	FCI	Números de especies, abundancia de especies e índice trófico.	Jordan *et al*., 2010
Curvas de respuesta de los peces*	FRC	Sensibilidad de los peces al caudal.	Zorn *et al*, 2008
Índice biótico de especies de peces*	FSBI	% esperado de número total de especies, % esperado de número de especies nativas de Leuciscinae, y % del número esperado de especies del género *Noturus* spp. y la familia Percidae.	Paller *et al*., 1996
Índices de Similitud*	SI	Composición, abundancia relativa, estructura etaria, valor global de similitud.	Navarro-Llacer *et al*., 2010

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

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

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

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

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

Índices, peces y condiciones en Argentina

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

Índices para macrófitas

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

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

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

1. Relativamente fáciles de identificar.

2. Usualmente están fijas al sustrato y su inmovilidad facilita el muestreo.

3. La inmovilidad facilita un rápido muestreo y permite también el estudio mediante sensores remotos.

4. Es posible estudiar grandes áreas rápidamente utilizando fotos aéreas o imágenes satelitales.

5. La respuesta a un cambio ambiental suele ser más rápida que en la comunidad de peces debido a que estos últimos pueden moverse entre áreas en búsqueda de mejores condiciones ambientales.

6. Su composición puede estar fuertemente afectada por el régimen hídrico, por lo tanto debe considerarse éste al momento de usarlas.

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

Consideraciones finales

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

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

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

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

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice de calidad florística	FQI	$C * \sqrt[2]{N}$ donde C es el coeficiente de conservación, N es el número de especies. Se comparan sitios con diferente impacto.	Nichols, 1999
Índice de integridad biótica	IBI a	Especies totales, riqueza de género, riqueza de taxa, abundancia o número de especies sensibles, abundancia o número de especies tolerantes, proporción o abundancia de plantas con rango ecológico restringido, calidad de la planta, productividad primaria, proporción o abundancia de plantas con afinidades determinadas al cuerpo de agua, proporción o abundancia de plantas según las formas de vida, proporción de individuos dominantes, clases de edad, proporción o número de especies no nativas, número de híbridos.	Mack, 2007
	IBI b*	% de vegetación tipo juncos, % de vegetación de tipo invasora, % de vegetación de asociación obligada al agua, índice de calidad florística, número de taxa nativos, suma de la media del % de cobertura de taxa tolerantes a la turbidez, suma de la media del % de cobertura de especies invasivas.	Wilcox *et al*., 2002
	IBI c*	Para Nueva Zelandia. Índice de condición de especies nativas. Índice de condición de las especies invasoras, índice SPI total para lagos	Clayton y Edwards, 2006
	IBI d*	Profundidad máxima a la que las plantas crecen, % de área litoral vegetada, frecuencia relativa de especies sumergidas, frecuencia relativa de especies exóticas, frecuencia relativa de especies sensibles, índice de diversidad de Simpson, número de taxa.	Nichols *et al*., 2000
Índice de estado ecológico de las macrófitas	ESMI	Para lagos. Composición taxonómica (índice de equitatividad J), abundancia (colonización mediante el índice Z que considera área con macrófitas sobre área total del lago), asociados al índice de Shannon-Weiner.	Haury *et al*., 2006
Índice de macrófitas fluviales – ríos mediterráneos	IMF	Valoraciones de sensibilidad y amplitud ecológica para 124 taxones (50 angiospermas, 31 algas, 30 musgos, 8 hepáticas y 5 pteridófitos).	Flor-Arnau *et al*., 2015
Índice de macrófitas Río Segura	IM segura	Sugerencia de hacer en primavera. Cobertura % de: (a) musgos y hepáticas, (b) rodofíceas, (c) Nostoc, Rivulariaceas, Chaetophorales, (d) *Ranunculus* y *Myriophylum*, (e) *Potamogeton* (salvo *P. pectinatus*), (f) *Zannichellia*, (g) *Ruppia,* (h) Charales, (i) clorofíceas filamentosas, (j) *Nasturtium*, *Apium*, *Verónica*, (k) *Vaucheria*, (l) Zygnematales, (m) tapetes continuos de perifiton pardo-amarillento de diatomeas, (n) clorofíceas inscrustantes, (o) Oscillatoriales, (p) *Cladophora*, (q) *Enteromorpha*, (r) *Potamogeton pectinatus*, (s) *Lemna*.	Suarez *et al*., 2005

Agradecimientos

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

Bibliografía

Abbasi, T. & S. A. Abbasi. 2012. Indices of biological integrity or the multi-metric indices. *En* Abbasi, T. & S.A. Abbasi (Eds.) *Water Quality Indices*. Amsterdam: Elsevier, p. 375.

Amiard-Triquet, C., J. C. Amiard, & C. Mouneyrac. 2015. *Aquatic ecotoxicology: advancing tools for dealing with emerging risks*. Amsterdam: Elsevier, Academic Press, p. 519.

Anderson, R. O. & S. J. Gutreuter. 1983. Length, weight, and associated structural indices. In*:* Nielsen, L.A. y D.L. John (Eds.) *Fisheries Techniques.* EEUU, Bethesda: American Fisheries Society, pp. 283–300.

Antal, L., B. Halasi-Kovacs & S. A. Nagy. 2013. Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos/ Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. *North-Western Journal of Zoology*, 9: 131–138.

Beck, M. W. & L. K. Hatch. 2009. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environmental Reviews*, 17: 21–44.

Bistoni, M. A., & A. C. Hued. 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62: 753-764.

Boling, R. H., R. C. Petersen & K. W. Cummins. 1975. Ecosystem modeling for small woodland streams. In: Patten, B.C. (Ed.) *Systems analysis and simulation in ecology, III*. New York: Academic Press, pp. 183-204.

Borja, A. 2005. The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*, 25: 1768–1783.

Borja, A. & D. M. Dauer. 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8: 331–337.

Chovanec, A., R. Hofer & F. Schiemer. 2003. Fish as bioindicators. In*:* Markert B. A., A. M. Breure y Zechmeister (Eds.) *Trace metals and other contaminants in the environment – Bioindicators and biomonitors.* London: Elsevier, 639-676.

Ciecierska, H. & A. Kolada. 2014. ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. *Environmental Monitoring Assessment*, 186: 5501-5517.

Clayton, J. & T. Edwards. 2006. Aquatic plants as environmental indicators of ecological condition in New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 570: 147–151.

Costa, P. F. & U. H. Schulz. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology,* 70: 1195-1205.

Cowx, I. G. & M. J. Collares Pereira. 2002. Freshwater fish conservation: options for the future. In: Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx, & M. M. Coehlo (Eds.): *Conservation of freshwater fishes: options for the future.* Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, pp. 443-452.

Delpech, C., A. Courrat, S. Pasquaud, J. Lobry, O. Le Pape, D. Nicolas, P. Boët, M. Girardin & M. Lepage. 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 60: 908-918.

Fausch, K. D., J. Lyons, J. R. Karr & P. L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144.

Feijoó, C. P. Gantes, A. Giorgi, J. J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología acuática*, 27: 113-128.

Flor-Arnau, N., M. Real, G. González, J. Cambra Sánchez, J. L. Moreno, C. Solà y A. Munné. 2015. Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnética*, 34: 95-114.

Goede, R. W. & B. A. Barton. 1990. Organismic indices and autopsy-based assessment as indicators of health and condition in fish. In: Adams, S.M. (Ed). *Biological Indicator of Stress in Fish*., EEUU, Bethesda, MD: American Fisheries Society: pp. 93–108.

Harrison, T. D. & F. L. Kelly. 2013. Development of an estuarine multi-metric fish index and its application to Irish transitional waters. Ecological Indicators, 34: 494-506.

Haury, J., M. C. Peltre, M. Trémolières, J. Barbe, G. Thiébaut, G. Bernez, H. Daniel, P. Chatenet, G. Haan-Archipof, S. Muller & A. Dutartre. 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution—the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia,* 570: 153–158.

Herman, M. R. & A. P. Nejadhashemi. 2015. A review of macroinvertebrate-and fish-based stream health indices. Ecohydrology & Hydrobiology, 15: 53-67.

Hued, A. C. & M. A. Bistoni. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279-298.

Hughes, R. M., 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W.S. y T.P. Simon (Eds.). *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making.* Boca Raton, FL: Lewis Publishers. pp. 31-47.

Iliopoulou, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. Geordiadis & B. Montesantou. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2: 345–360.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen, K. (Eds.). 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer. 427 pp.

Jordan, S. J., Lewis, M. A., Harwell, L. M., & L. R. Goodman. 2010. Summer fish communities in northern Gulf of Mexico estuaries: Indices of ecological condition. Ecological indicators, 10: 504-515.

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

Karr, R. J. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R.J. R.E. Bilby (Eds.). *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion.* New York: Springer-Verlag, pp. 502-528.

Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, & I. S. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Champaigne, IL*, Publicación especial 5.

Kim, J. Y. & K. G. An. 2015. Integrated ecological river health assessments, based on water chemistry, physical habitat quality and biological integrity. *Water*, 7: 6378-6403.

Lacoul, P. & B. Freedman. 2006. Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84: 3–16.

Lima-Junior, S. E., I. B. Cardone & R. Goitein, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream, some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fishes*, 15: 284–290.

Lisi, P. J., E. S. Childress, R. B. Gagne, E. F. Hain, B. A. Lamphere, R. P. Walter, D. Hogan, J. F. Gilliam, M. J. Blum & P. B. McIntyre. 2018. Overcoming urban stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish. *Freshwater Biology*, 1–11.

López, H. L., C. C. Morgan & M. J. Montenegro. 2002. Ichthyological Ecoregions of Argentina. En López, H.L., J.V. Crisci, y J.A. Schnack (Eds.). *ProBiota.* Museo de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina: pp. 1–70.

Mack, J. 2007. Developing a wetland IBI with statewide application after multiple testing iterations. *Ecological Indicators*, 7: 864-881.

Masson, I., J. González Castelain, S. A. Dubny, N. Othax, y F. O. Peluso. 2017. Aplicación del índice de integridad biótica basado en peces como herramienta de biomonitoreo en la cuenca del Arroyo del Azul (avances de proyecto en curso). IV Congreso 2017 Internacional Científico y Tecnológico-CONCYT. http://digital.cic.gba.gob.ar/handle/11746/6767.

Minns, K. C., V. W. Cairs, R. G. Randall & J. E. Moore. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great lakes' areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51:1804-1822.

Navarro-Llacer, C., D. Baeza & J. Heras. 2010. Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* 10: 935–942.

Nichols, S. 1999. Floristic quality assessment of Wisconsin lake plant communities with example applications. *Lake Reservior Management*, 15: 133–141.

Nichols, S., S. Weber & B. Shaw. 2000. A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin lakes. *Environmental Management*, 26: 491–502.

Omernik, J. M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers,* 77: 118-125.

Paller, M. H., Reichert, M. J. & J. M. Dean. 1996. Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125: 633-644.

Palmer, M. A., S. L. Bell & I. A. Butterfield, I. A. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: application for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2: 125–143.

Pérez-Domínguez, R., S. Maci, A. Courrat, M. Lepage, A. Borja, A. Uriarte, J. M. Neto, H. Cabral, V. S. Raykov, A. Franco

& M. C. Alvarez. 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators*, 23: 34-45.

Petesse, M. L., F. K. Siqueira-Souza, C. E. Carvalho Freitas & M. Petrere Jr. 2016. Selection of reference lakes and adaptation of a fish multimetric index of biotic integrity to six amazon floodplain lakes. *Ecological Engineering*, 97: 535-544.

Ramírez-Herrejón, J. P., N. Mercado-Silva, M. Medina-Nava y O. Domínguez-Domínguez. 2012. Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista de Biología Tropical,* 60: 1669-1685.

Reis de Carvalho, D., C. Gontijo Leal, N. Tadini Junqueira, M. Aparecida de Castro, D. C. Fagundes, C. B. Mascarenhas Alves, R. M. Hughes & P. Santos Pompeu. 2017. A fish-based multimetric index for brazilian savanna streams. *Ecological Indicators*, 77: 386-396.

Rodríguez-Olarte, D. y D. C. Taphorn. 1995. Los peces como indicadores biológicos: Aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania*, 11: 27-56.

Rosso, J. J., E. Mabragaña, E. Avigliano, N. Schenone & J. M. Díaz de Astarloa. 2013. Short spatial and temporal scale patterns of fish assemblages in a subtropical rainforest mountain stream. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 48: 199-209.

Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Dordrecht: Kluwer, p. 288.

Schneider, S. 2007. Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologica*, 37: 281–289.

Scott, M. C. & L. W. Hall. 1997. Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126: 349-360.

Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana IL.p.132.

Soto Galera E., E. Díaz Pardo, E. López López & J. Lyons. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Rio Lerma Basin, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 267-276.

Suárez, M. L., A. Mellado, M. M. Sánchez-Montoya y M. R. Vidal-Abarca. 2005. Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 24: 305-318.

Suter, G. W. 2001. Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment. *Ecological Indicators*, 1: 101–112.

Tagliaferro, M. 2004. Comparison of habitat, macrofauna density, and fish length within and outside marine protected areas using a remotely operated vehicle. Friday Harbor Laboratories, University of Washington Report, p. 48.

Tagliaferro, M., A. Quiroga & M. Pascual. 2014. Spatial Pattern and Habitat Requirements of *Galaxias Maculatus* in the last un-Interrupted large river of Patagonia: A baseline for management. *Environment and Natural Resources Research*, 4: 54–63.

Walmsley, J. J. 2002. Framework for measuring sustainable development in catchment systems. *Environmental Management,* 29: 195-206.

Yoder, C. O. 1989. The cost of biological field monitoring. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.

Velázquez Velázquez, E. y M. E. Vega Cendejas. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. CONABIO. *Biodiversitas*, 57: 12-15.

Vila-Gispert, A., E. García-Berthou & R. Moreno Amich. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances. *Aquatic Sciences*, 64: 163–170.

Walmsley, J. J. 2002. Framework for measuring sustainable development in catchment systems. *Environmental Management*, 29: 195-206.

Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl, R. Bannerman & E. Emmons. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Research,* 36: 1173-1175.

Wilcox, D. A., J. E. Meeker, P. L. Hudson, B. J. Armitage, M. G. Black & D. G. Uzarski. 2002. Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: A Great Lakes evaluation. *Wetlands*, 22: 588–615.

Zorn, T. G., P. W. Seelbach & E. S. Rutherford. 2012. A regional-scale habitat suitability model to assess the effects of flow reduction on fish assemblages in Michigan streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 48: 871-895.

Panorama normativo hídrico de la Argentina

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

Clara María Minaverry
Mariano Ferro

Panorama normativo hídrico de la Argentina

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

Clara María Minaverry y Mariano Ferro

Resumen

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

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

Abstract

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

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

Introducción

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Se ha recurrido a la hermenéutica jurídica, entendida como el método utilizado para el análisis de los textos legales. En este caso se ha aplicado el "método institucional", ya que se confrontará, relacionará y concordará con todas las regulaciones existentes que constituyen una "institución legal", y al método sistemático porque el mismo considera que las normas no son compartimentos aislados y fijos, ya que se encuentran conectadas y coordinadas con otras y coordinadas con otras, de forma explícita o implícita (Peña Chacón, 2014).

Contexto normativo nacional en materia de aguas

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

a) Determinar los límites máximos de contaminación aceptables para las aguas de acuerdo a los distintos usos.

b) Definir las directrices para la recarga y protección de los acuíferos.

c) Fijar los parámetros y estándares ambientales de calidad de las aguas.

d) Elaborar y actualizar el Plan Nacional para la preservación, aprovechamiento y uso racional de las aguas.

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

Los cuestionamientos respecto de esta norma se orientan hacia las autoridades públicas, puesto que las provincias efectuaron una presentación ante el Subsecretario de Recursos Hídricos de la Nación solicitando su veto por ser inconstitucional por parte del Poder Ejecutivo Nacional. En la misma alegaron la inconstitucionalidad de la ley por las siguientes razones:

- Haberse excedido la competencia delegada en el artículo 41 de la Constitución Nacional.

- La violación del deslinde de competencias.

- Haberse avanzado sobre aspectos no delegados a la Nación y reservados a las jurisdicciones locales, como es la gestión de los recursos naturales (vulnerándose el artículo 124 de la C.N.).

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Provincia de Buenos Aires

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

Provincia de Catamarca

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

Provincia de Chubut

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

Provincia de Córdoba

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

Provincia de Corrientes

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

Provincia de Entre Ríos

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

Provincia de Formosa

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

Provincia de Jujuy

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

Provincia de La Pampa

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

Provincia de La Rioja

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

Provincia de Mendoza

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

Provincia de Misiones

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

Provincia de Neuquén

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

Provincia de Río Negro

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

Provincia de Salta

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

Provincia de San Juan

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

Provincia de San Luis

Normativa	Sección de interés
Ley Nº VI-0159 Código de Aguas. (2004)	Artículo 1: Principios. Son principios generales que orientan la presente ley: b) Debe conservarse ***la unidad de la cuenca hidrográfica, compatibilizada con la disposición del territorio, la conservación y protección del medio ambiente*** y la planificación hidrológica integral que logre la ***multiobjetividad y la multidimensionalidad*** del recurso. d) Preservación de los ***ecosistemas del territorio***. Artículo 4º: Objetivos. Son objetivos de la presente ley: *g)* ***Impedir la acumulación de compuestos tóxicos y degradantes en el suelo y subsuelo, capaces de contaminar las aguas***. h) Velar por la ***conservación de los ecosistemas acuáticos***.

Provincia de Santa Cruz

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

Provincia de Santa Fe

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

Provincia de Santiago del Estero

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

Provincia de Tierra del Fuego

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

Provincia de Tucumán

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

Provincia de Chaco

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

Discusión

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

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

- Tierra del Fuego: hace referencia explícita a los servicios ambientales brindados por los bosques en su normativa sobre agua, a la misma como un marco de gestión integral de los recursos hídricos.

- Misiones: es la única provincia que posee una ley específica sobre servicios ambientales que generan los bosques nativos y las plantaciones forestales involucrando a los ecosistemas acuáticos, y siendo pionera en este aspecto. Sin embargo hasta el momento no se ha dictado una ley sobre protección de aguas que reconozca a los servicios ambientales o ecosistémicos.

- San Luis: hace referencia a la conservación de los ecosistemas acuáticos, y fomenta la planificación hidrológica integral que logre la multiobjetividad y la multidimensionalidad del recurso.

- Chaco: menciona la existencia de la interdependencia entre los diferentes recursos naturales, y la existencia de un sistema ecológico.

- Santa Fe: refiere a la importancia del fomento de la biodiversidad y a las funciones ecológicas e hidrológicas que brindan los ecosistemas del agua. También destaca la necesidad de evaluar la aplicación de agroquímicos y fertilizantes en relación a sus efectos en el agua.

- Santa Cruz: reconoce la importancia de maximizar los beneficios económico-sociales brindados por los recursos hídricos.

- Chubut: establece que los recursos hídricos, como parte del ciclo hidrológico, presentan un comportamiento complejo, con abundantes interacciones espaciales y temporales a nivel de cuenca y entre sí, y con los otros elementos del ambiente. Además establece que la política hídrica debe reconocer esta situación.

- Entre Ríos: Hace referencia al proceso de degradación del ambiente en su conjunto, incluyendo a todos sus elementos naturales.

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

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

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

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

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

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

Para el caso de las provincias que poseen Códigos de Agua, una de sus principales ventajas es que sistematizan sus artículos en un único instrumento, lo cual facilita la aplicación en la práctica.

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

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

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

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

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

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

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

a) dilaciones en la reglamentación de las leyes de fondo,

b) escaso conocimiento interdisciplinario y científico,

c) explosión normativa y

d) la baja tasa de inversión del sector público en ambiente y desarrollo.

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

a) omisión de prueba científica, y

b) la autorrestricción probatoria y su efecto adverso sobre la verosimilitud de la denuncia y del derecho ambiental invocado.

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

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

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

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

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

Consideraciones finales

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

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

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

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

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

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

Bibliografía

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Li, L., Zheng, B. & L. Liu. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 1510-1524.

Mathus Escorihuela, M. 2011. Gobernanza y manejo sustentable del agua. En: Griselda Capaldo (Coord.). *Sinergias ambientales e instituciones de gestión*. Buenos Aires, Argentina: Mnemosyne.

Minaverry, C. 2013a. Análisis sobre el cumplimiento legal de las inversiones en el servicio público del agua en Buenos Aires, Argentina. *Actualidad Jurídica Ambiental* 30: 48-64.

Minaverry, C. 2013b. *El Derecho como herramienta para la erradicación de escenarios propicios para la corrupción en el servicio de agua* (Tesis doctoral). Facultad de Derecho, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Minaverry, C. 2016a. Consideraciones sobre la regulación jurídica ambiental de los servicios ecosistémicos en Argentina. *Revista de investigación científica Estudios Sociales,* 48(26).

Minaverry, C. 2016b. Los derechos a la participación y al acceso a la información pública y su relación con el Derecho Ambiental argentino para la conservación de la biodiversidad. Estudio de casos para la protección jurídica de los bosques nativos y de los humedales. *Dikaion*, 25(2): 216-242.

Minaverry, C. 2017. ¿Avances o retrocesos? La evolución de los paradigmas sobre gestión ambiental en relación con la normativa y jurisprudencia sobre servicios ecosistémicos en América Latina. *Lex Social*, 7 (1).

Minaverry, C. y M. Ferro. 2016. La fragmentación jurídico-institucional como obstáculo para aplicar el paradigma ambiental. *Reflexiones*, 95 (1): 115-129.

Minaverry, C. y T. Gally. 2018. El aporte de los instrumentos internacionales y de la normativa voluntaria. La formación universitaria en educación ambiental en las ingenierías en Argentina. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo* 15 (2): 173-190.

Minaverry, C. y A. Martínez. 2016. El derecho de acceso al agua para consumo humano en el nuevo Código Civil y Comercial de la Nación de Argentina. *Actualidad Jurídica Ambiental*, Centro Internacional de Estudios de Derecho Ambiental (CIEDA – CEMAT), 2/05/2016, pp. 1-21.

Oertel, N. & J. Salánki. 2003. *Biomonitoring and bioindicators in aquatic ecosystems. In Modern trends in applied aquatic ecology*. Boston: Springer.

Peña Chacón, M. 2014. Hacia una nueva hermenéutica ambiental. *Revista de derecho de la Hacienda Pública*, 3: 79-106.

Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres, D. y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta ecológica*: 84-85.

Sabsay, D. 1997. El nuevo Artículo 41 de la Constitución Nacional y la distribución de competencias Nación-provincias. En: *Doctrina Judicial,* Año III, Nº 28 (23/07/1997). Buenos Aires, Argentina: La Ley.

Saunders, D. L., J. Meeuwig & A. C. J. Vincent. 2002. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, 16(1): 30-41.

Valls, M. 2009. El paradigma de la gestión del agua integrada y por cuencas. Temprano acogimiento del dogma del desarrollo sostenible. Buenos Aires, Argentina: ElDial.com - DC1076.

Valls, M. 2012. *Presupuestos mínimos ambientales*. Buenos Aires, Argentina: Astrea.

Problemáticas de cuencas en la Argentina

Recomendaciones para su gestión

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

Problemáticas de cuencas en la Argentina

Recomendaciones para su gestión

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

Resumen

Este capítulo describe los problemas generales identificados en las distintas cuencas de la Argentina, tanto a nivel local como regional. Se pone énfasis en la contaminación y sus efectos sobre los ecosistemas fluviales. También se discuten las posibilidades de utilizar bioindicadores en nuestro país de acuerdo al estado del conocimiento en la Argentina.
Se incluyen algunas recomendaciones, conceptos, herramientas y acciones que deberían tenerse en cuenta para que pueda lograrse organizar y sostener una red de monitoreo a nivel nacional que sirva para apoyar la adecuada gestión de las cuencas.
Finalmente, se consideran las perspectivas futuras, en caso que se aplicaran las herramientas del biomonitoreo en la gestión de los cuerpos de agua en los distintos ámbitos.

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

Abstract

This chapter describes the general problems identified in the different basins of Argentina, both locally and regionally, stressing the pollution problems and their effects on river ecosystems. We discuss the use of bioindicators in Argentina according the state of knowledge.
Some recommendations, concepts, tools, and actions to be taken into account to organize and sustain a national monitoring network that could serve to support the proper management of the basins are included.
Finally, we consider future perspectives if biomonitoring tools are applied in the management of water bodies in different areas.

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

Problemas de las cuencas hidrográficas en la argentina

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

De este modo se pueden identificar y asociar una serie de estresores dependiendo de la naturaleza de las actividades humanas, las que muchas veces se solapan en una misma región (Feld *et al.,* 2016). Tanto las actividades agrícolo-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 canadiensis*, 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 encuentren 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 Sigee, 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 Mineria metalífera a gran escala. Industria del boro Introducción de exóticos.	Agricultura (Fruticultura y horticultura) Industria forestal extractiva. Ganadería extensiva.	Minería. Tala de bosques. Agroindustrias (caña y cítricos). Desagües cloacales sin tratamiento. Ganadería extensiva. Extracción de áridos. Extracción de agua. Introducción de especies. Basurales.	Tala de bosques. Canalizaciones y embalses. Agricultura y ganadería intensiva. Fertilizantes, biocidas. Minería. Extracción de áridos. Desagües cloacales sin tratamiento. Presencia de basurales en riberas. Introducción de especies. Forestación con exóticas.	Ganadería caprina. Agricultura de secano. Industria maderera, Tala de bosques. Agrotóxicos. Minería (sal). Desertización. Desagües cloacales sin tratamiento. Biocidas. Introducción de especies. Basurales.	Extracción forestal intensa. Agricultura (horticultura. Arroceras, soja). Manejos mixtos ganadería extensiva. Industrias (aceiteras, azucareras, frigoríficos).	Ganadería extensiva. Agricultura (arroz, fruticultura. ornamentales. Soja). Forestaciones.	Industrias metalúrgicas, lácteas, curtiembres, pasta de celulosa. Agricultura y ganadería intensiva. Fertilizantes, biocidas. Exp. pesquera. Intr. 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, curtiembres. Desagües cloacales sin tratamiento. Urbanización. Rectificación. Desvío de cauces. Introducción de especies. Basurales.	Agricolo-forestal (yerba, pinos eucalipus) Ganadería. Fertilizantes y biocidas. Represamientos.	Ganadería extensiva e intensiva (tambos). Agricultura (soja, cereales, cítricos, arroz, oleaginosas, fruticultura). Fertilizantes. Biocidas. Urbanizaciones. Embalses.	Ganadería extensiva e intensiva. Agricultura (forrajeras, soja, cereales, oleaginosas). Forestaciones Fertilizantes Biocidas. Urbanizaciones. Industrias.	Silvicultura. Forestación con exóticas. Ganadería. Acuicultura. Desagues cloacales. Biocidas. Basurales. 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 (hidrocarburífera 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 *et al.*, 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 *et al.*, 1990
EIPT	Insectos	Noroeste	Von Ellenrieder, 2007
EIPT IBY-4	Insectos	Noroeste	Dos Santos *et al*., 2011
ET	Insectos	Llanura Pampeana	García *et al*., 2009
IBC	Insectos	Cordoba Cuyo	Gualdoni y Corigliano, 1991
EOT	Insectos	Noreste	Stewart y Downing, 2008
IBF	Macroinvertebrados	Noroeste Cuyo	Hilsenhoff, 1982
IBSSL	Ensamble de Macroinvertebrados	Noroeste Cuyo	Vallania *et al*., 1996
IBPamp	Macroinvertebrados	Nordeste Llanura Pampeana	Rodrigues Capítulo *et al.,* 2001
IMRP	Macroinvertebrados	Nordeste Llanura Pampeana	Rodrígues 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 *et al.,* 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 *Déficit de especies*	Algas	Noroeste	Kothé, 1962
DAIpo Diatom Assemblage Index to organic pollution	Algas	Noroeste	Watanabe *et al.*, 1990
Índice de Integridad Biótica	Ensamble de peces,	Patagonia	Karr *et al*., 1986
Indice de Integridad Biotica	Macrofitas	Patagonia	Palmer *et al.*, 1992
Especies indicadoras	Algas; zooplancton, peces, aves	Noroeste	Gannon & Stemberger, 1978
Riparian Quality Index-Mountain Rivers QBR-MR	Bosque de Ribera	Noroeste	Kutschker *et al.*, 2009
Riparian Quality Index QBRy index	Bosque de Ribera	Noroeste	Sirombra y Mesa, 2012
QBRp	Bosque de Ribera	Patagonia	Kutschker *et al.*, 2009
CER (Indice de Calidad Ribereña)	Bosque de Ribera	Córdoba	Corigliano, 2008
CBR (Calidad del Bosque de Ribera)	Bosque de Ribera	Córdoba	Munné *et al.*, 1998
ICR (Índice de Calidad de Ribera)	Pastizal de Ribera	Buenos Aires	Troitiño *et al*., 2010
USHI (Urban Stream Habitat Index)	Riberas de areas urbanas	Buenos Aires	Cochero *et al.*, 2016
ECOSTRIMED	Macroinvertebrados + Ribera	Córdoba	Prat *et al.*, 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).

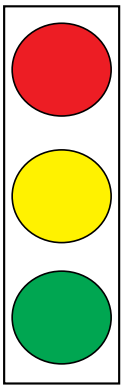
Herramientas para evaluar la integridad ecológica

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:

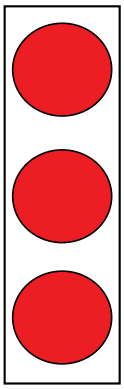
a) El conocimiento del estado de la calidad del agua de los ríos es fragmentario y más aún lo es el abordaje del estado ecológico a través del empleo de bioindicadores. En algunos casos existe información sobre la hidrología, sobre la química de las aguas, sobre la respuesta de distintos tipos de bioindicadores 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 cuali 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, debiera 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.

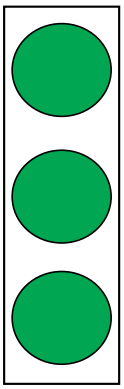
c) Hay muchos tipos de factores de presión o de estrés que no son originados por contaminantes (ej. modificaciones de cauce, rectificaciones, dragados, reducción de áreas ribereñas, extracción de plantas acuáticas). Este es un problema totalmente diferente del mencionado antes, y sus posibles soluciones 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



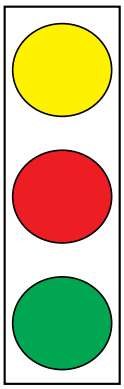
a. El círculo inferior indica calidad química del agua, el intermedio calidad biótica y el superior calidad del área ribereña. El conjunto de los mismos servirá para establecer el grado de integridad ecológica del ecosistema.



b. El color Rojo indica Mala calidad del indicador químico, biótico y de ribera. Debe interpretarse como baja integridad ecológica del ecosistema fluvial.



c. Se indica Buena calidad del indicador químico, biótico y de ribera. Debe interpretarse como Alta integridad ecológica del ecosistema fluvial.



d. Se indica Buena calidad del indicador químico pero mala del bioindicador y regular del área ribereña. El problema sería destrucción o modificación de hábitat. La integridad ecológica está comprometida.

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, Rio 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. Sigee, 2010. *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators*. Chichester, UK, Willey, 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. Eme, 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 (especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality. *Transaction of the American Microscopical Society,* 97 (1): 16-35.

García, M. E., A. Rodrigues Capítulo 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 Capítulo. 2012. Assessment of biotic integrity of the Coastal Freshwater Tidal Zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuaries and Coasts*, 35 (5):1328-1339.

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. Thiébaut, 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. Gewässerkdl. 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: Eselvier 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 Biologische 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. Solà, & 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*. Hooston, GulfPvld. 251-281.