

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 esperamos 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, Camacué 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.

Gagnetten, 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).

Minaverri, 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).

Rodriguez 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 Investigaciones 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. Ringuet (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; Depar-
tamento de Ciencias Básicas- Universidad Nacional de
Luján. Av. Constitución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos
Aires (B6700ZBA).

Graça, Manuel Augusto Simões

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 Na-
cional de Tucumán, Miguel Lillo 251, 4.000 Tucumán,
Argentina.

Malacalza, Leonardo

Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES)
CONICET-UNLu, Departamento de Ciencias Básicas- Uni-
versidad 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 Sustenta-
ble (INEDES) CONICET-UNLu; Departamento de Ciencias
Básicas- Universidad Nacional de Luján. Av. Consti-
tución y Ruta Nac. N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Pizzolón, Lino

Observatorio del Agua, Universidad Nacional de la Pata-
gonia, 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- Uni-
versidad Nacional de Luján. Av. Constitución y Ruta Nac.
N° 5, Luján, Buenos Aires (B6700ZBA).

Sayago, Florencia

Instituto de Geociencias y Medio Ambiente (INGEMA) Fa-
cultad 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. Ringuet. (CONI-
CET-UNLP). Revisión bibliográfica.

Cristóbal, Luciana

Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN). CONICET –
U.N.T, Facultad de Ciencias Naturales. Crisóstomo Álva-
rez 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 Malignani 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 Cuezco

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 gigantes, 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 empujando 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 oxígeno (Demanda Química de Oxígeno -DQO- y/o Demanda Biológica de Oxígeno -DBO), fósforo, 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. Assessment 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 Gewässerbeurteilung. *Internationale 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 überwachung der Gewässer 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 sólidos en 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 influye en 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 ($\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$). La concentración de iones hidrógeno ($[\text{H}^+]$) 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 $\text{pH} > 10$ 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: $\text{dureza} = [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]$. 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 $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 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 .

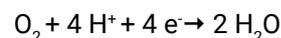
La dureza se determina mediante una valoración con EDTA (ácido etilendiaminotetraacético). En el caso que sea necesario determinar calcio y magnesio individualmente se recomienda realizar las determinaciones por absorción atómica (APHA, 2005).

La manifestación más evidente de la dureza del agua es la precipitación de sales insolubles de jabones. En los

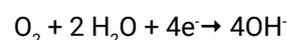
ecosistemas acuáticos que poseen agua con una dureza más alta se reduce el efecto de la toxicidad por metales (Sprague, 1995; Yim et al., 2006; Ebrahimpour et al., 2010) por la competencia entre sitios activos. Sin embargo en aguas con baja dureza, muchos organismos con exoesqueletos calcáreos pueden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

Oxígeno disuelto: es uno de los indicadores más utilizados en sistemas lóticos¹ 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.

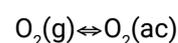
El oxígeno molecular disuelto (O_2) es el agente oxidante más importante de las aguas naturales. En la reacción, cada uno de sus átomos se reduce desde su estado de oxidación cero hasta el estado -2 en el H_2O o en el OH^- . La hemireacción que tiene lugar en disolución ácida es:



mientras que la que ocurre en disolución básica es:



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:



(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 25°C es $1,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1} \text{ atm}^{-1}$:

$$K_H = [\text{O}_2(\text{ac})]/P_{\text{O}_2} = 1,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1} \text{ atm}^{-1}$$

Puesto que en el aire seco la presión parcial de oxígeno, P_{O_2} , 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 0°C (14,7 ppm) es mayor que la cantidad que se disuelve a 35°C (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 húmedales 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);

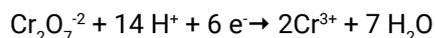
b) oxidación por medio de un oxidante químico estandarizado, que puede ser dicromato de potasio: en cuyo caso se denomina *demanda química de oxígeno* (DQO).

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 (DBO₅) a una temperatura de referencia de 20° 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 O₂, se utiliza para determinar los valores de DQO. La hemireacción de reducción para el dicromato cuando oxida la materia orgánica es



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 O₂ 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 O₂ 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 O₂ 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_2PO_4^- o HPO_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:

1) 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: organo 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.

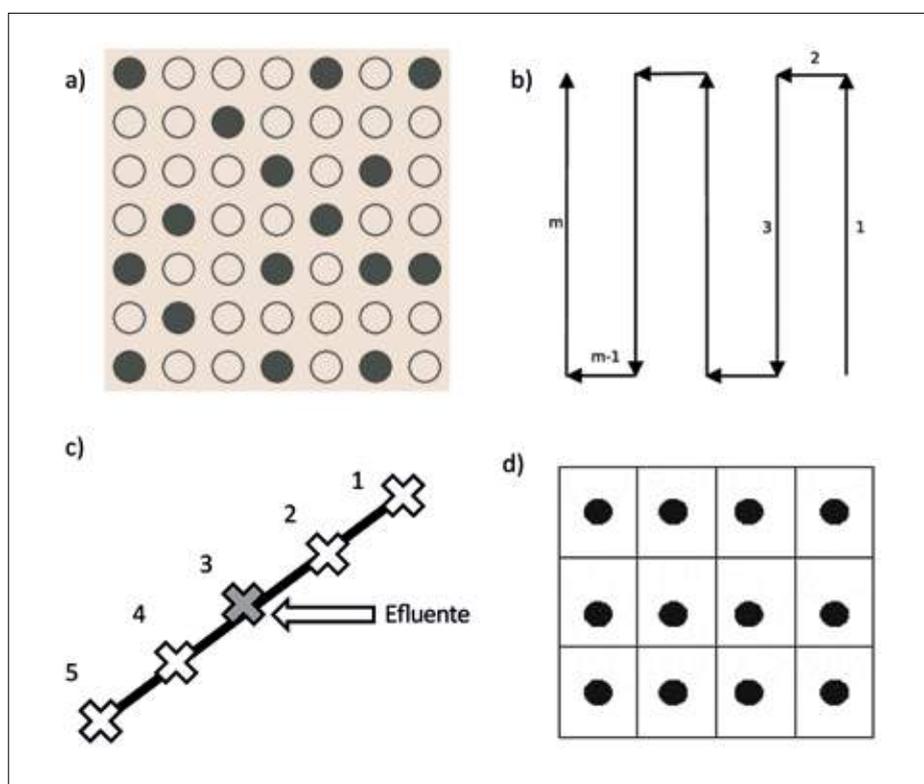


Figura 1: Ejemplos de muestreos bidimensionales. a) Muestro al azar, b) muestreo en pierna desde la muestra 1 a la m , c) muestro aguas arriba (sitios 1 y 2) y aguas abajo (sitios 4 y 5) de un punto de vertido (sitio 3), d) muestreo en grilla regular.

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 coleccionar; 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 (sequías-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 artificiales, 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 (4° 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 (bifenilopoliclorados, 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 replicabilidad 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 Toxicology 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: Editori- al 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, M.L., 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 Sciences*, 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 *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytiloidea). *Journal of Molluscan Studies*, 1-4. doi:10.1093/mollus/eyv024

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

Tundisi, J.G. & T. Matsumura Tundisi. 2013. *Limnología*. 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. *AUG-MDomus 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
Elia Melignani
Gabriel Basílico**

Los indicadores de calidad de las áreas ribereñas

Laura de Cabo, Eliana Malignani 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 (VRRRA)	(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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> 1998; Munné <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 2002; Parsons <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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)	(Melnani, 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 <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 2010; Feijoó <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 2014)	Argentina (región pampeana)	Contempla variables relacionadas con las características del cauce fluvial, de los bancos, y de la zona riparia.
QBRp	(Kutschker <i>et al.</i> , 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 <i>et al.</i> , 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; Malignani, 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).

Basilico *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 Basilico *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 Basilico *et al.* (2015) en distintos tramos de los arroyos Durazno y La Chozza 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 Chozza 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 m². 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.

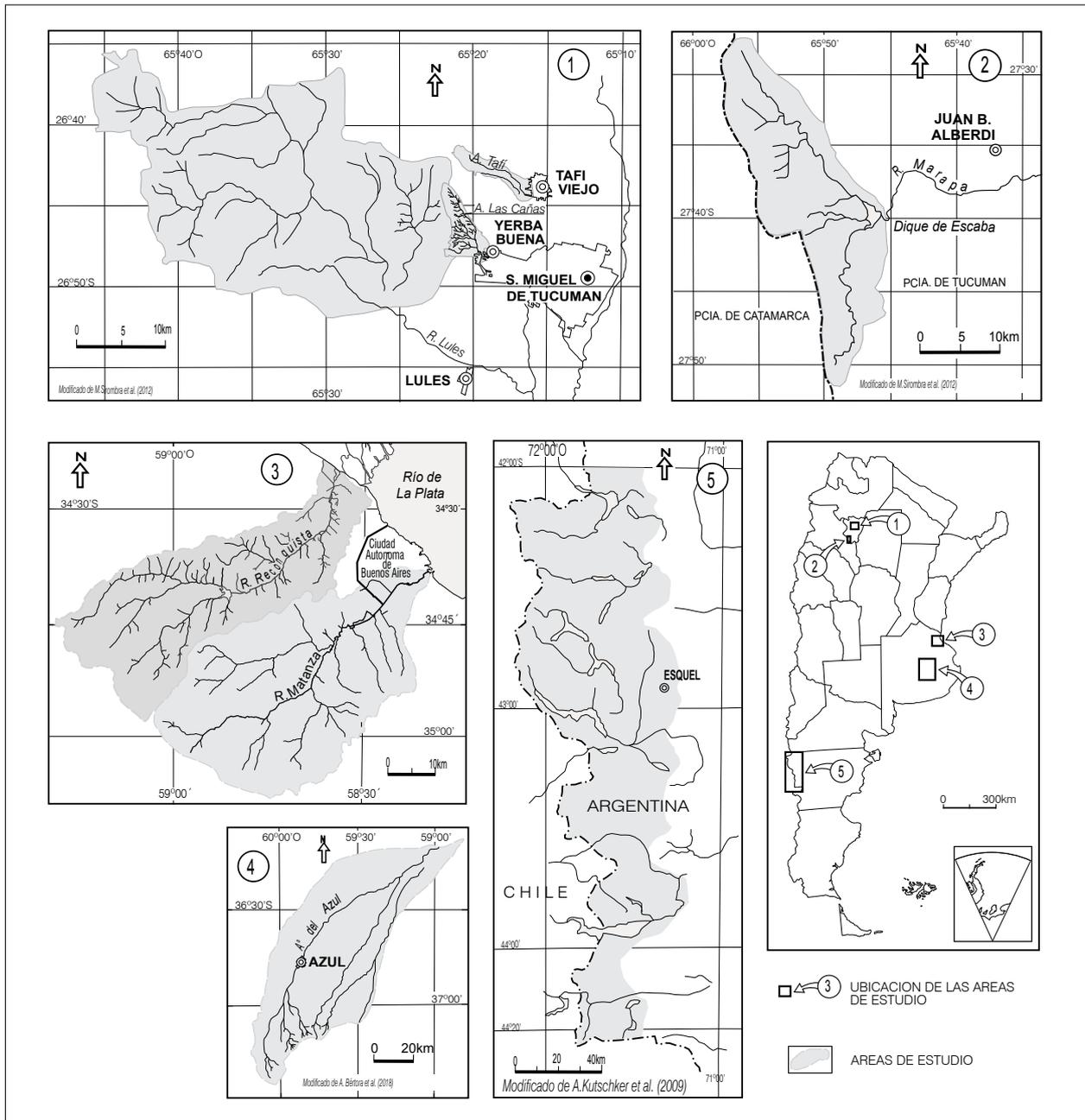


Figura 1: Ubicación de las áreas de aplicación de índices de calidad de ribera en la Argentina.

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) (Melnani 2017).

Parámetro		Categorías				
		1	2	3	4	
1	Ancho del espacio ripario con vegetación asociada	R/A	0 a 0,5	0,6 a 1	1,1 a 2	> 2
		FE	0 a 25 m	26 a 50 m	51 a 100 m	> 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	0 a 25%	26 a 50%	51 a 75%	76 a 100%
		B	76 a 100%	51 a 75%	26 a 50%	0 a 25%
11	Herbáceas exóticas		76 a 100%	51 a 75%	26 a 50%	0 a 25%
12	Plantas leñosas nativas	P	76 a 100%	51 a 75%	26 a 50%	0 a 25%
		B	0 a 25%	26 a 50%	51 a 75%	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	≤ 1	1,1 a 2	> 2	-
		B	< 1	1	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_{n_x} corresponde al puntaje del parámetro n en la margen derecha del sitio x y z_{n_x} 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 acuáticos 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: Rutherford, 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 Eco-classification - 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. *Assessment 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 Rodríguez 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: Biomonitorio, 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:

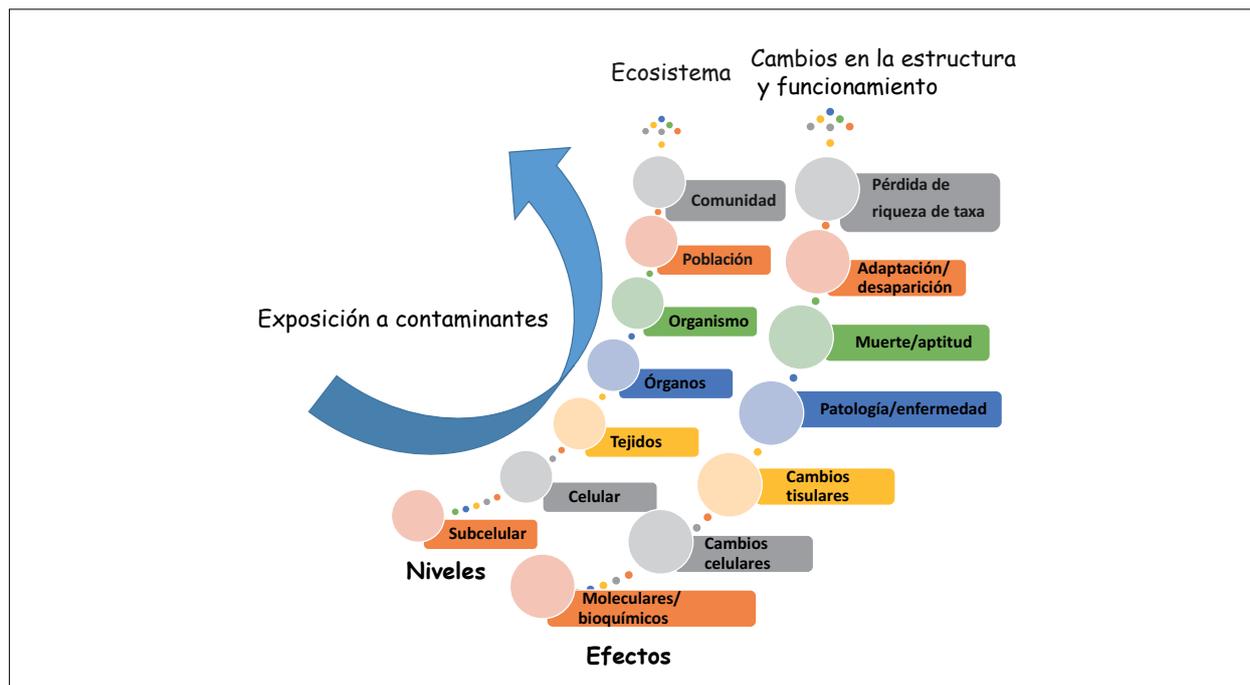


Figura 1: Niveles de organización y efectos que se pueden observar en la biota como consecuencias de un impacto ambiental antropogénico en los ecosistemas acuáticos.

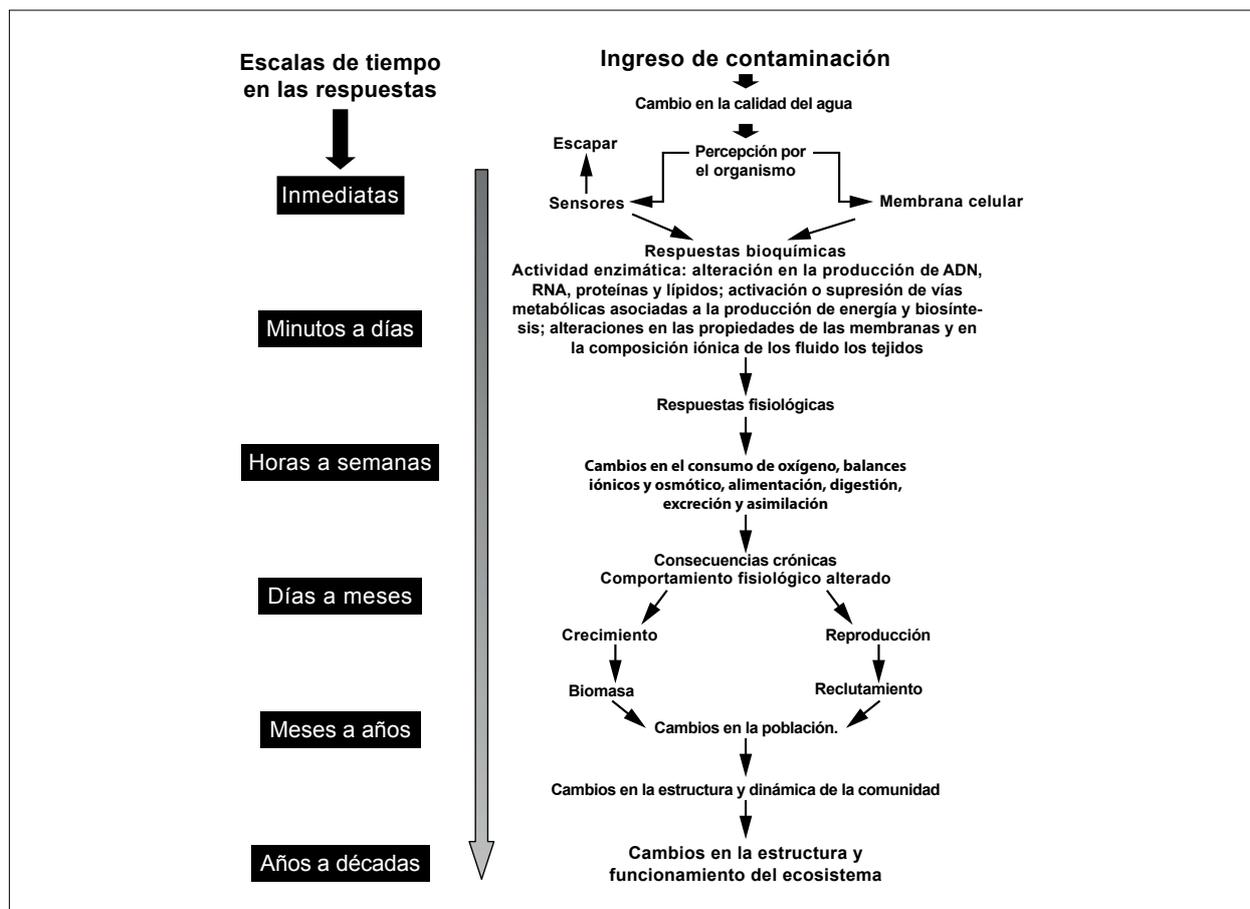


Figura 2: Sucesión de cambios esperados en la biota frente a una perturbación en un ecosistema acuáticos (modificado de Vernberg, & Vernberg, 1981).

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 coleccionar 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.

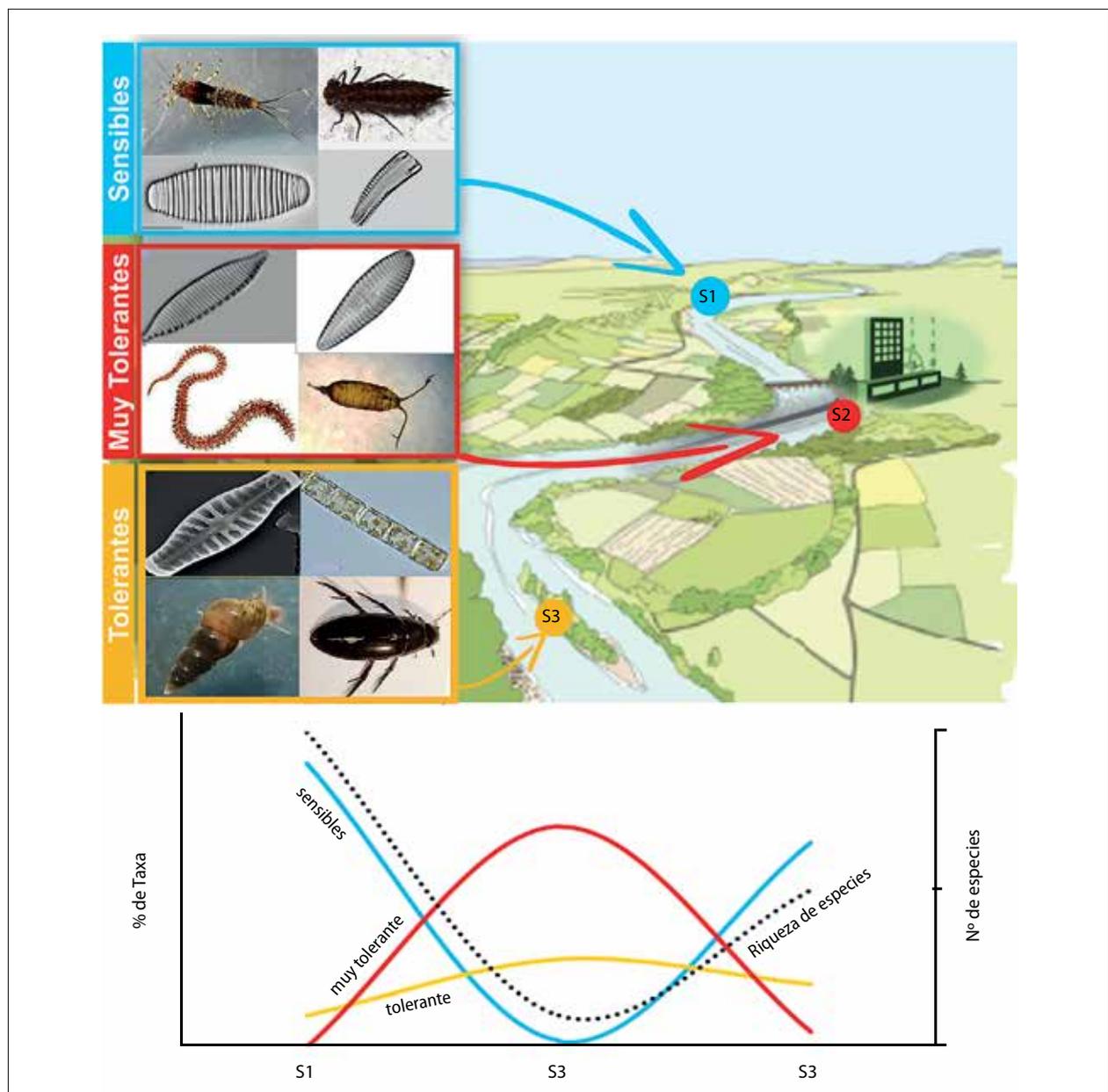


Figura 3: Ejemplo de los cambios en la riqueza de taxa y tolerancia de las diatomeas y macroinvertebrados bentónicos aguas arriba (S1), en el sector afectado por las fuentes de contaminación (S2), y aguas debajo de las mismas (S3).

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,

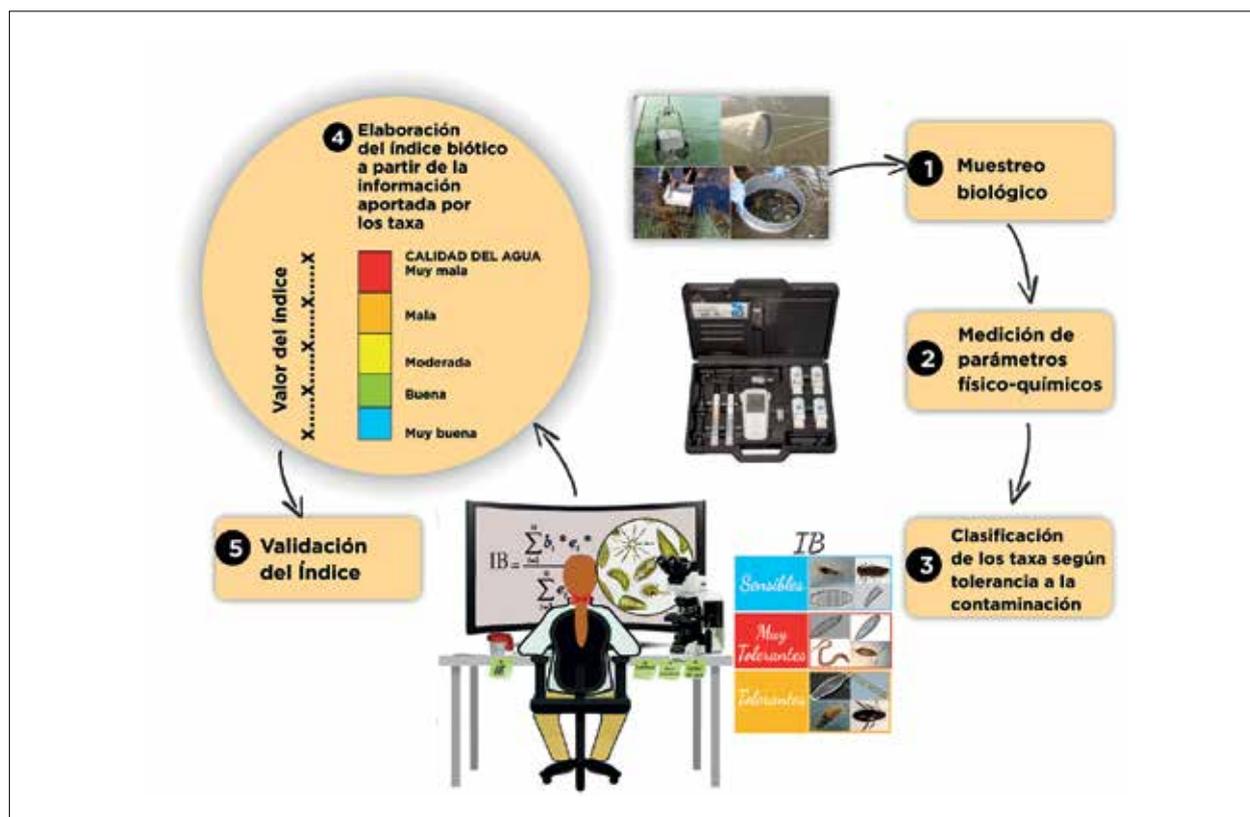


Figura 4: Secuencias de pasos en la elaboración de un índice biótico.

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

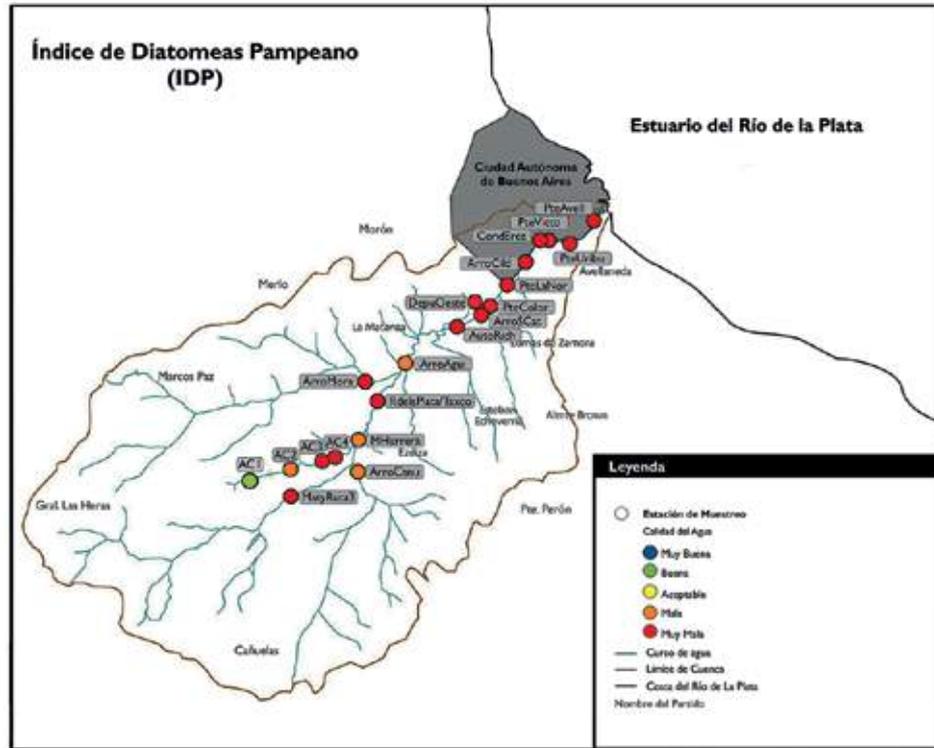
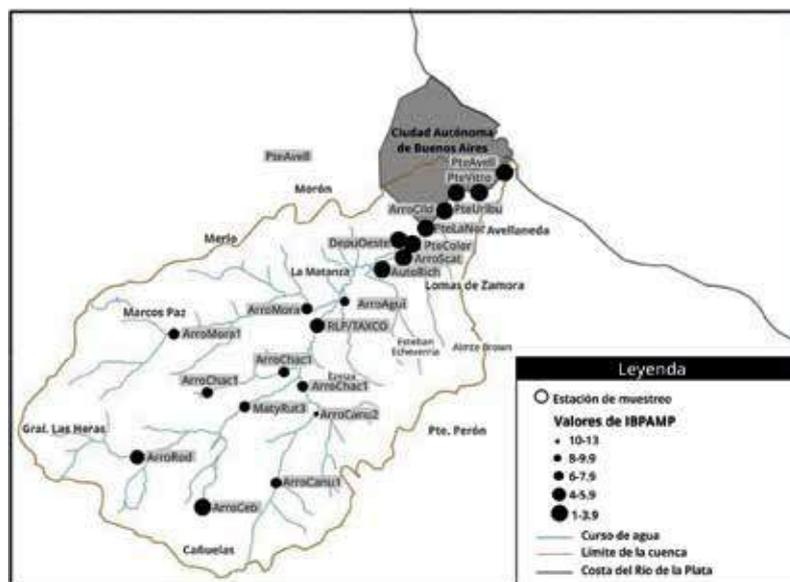


Figura 5: Mapa de la cuenca Matanza-Riachuelo, cuya interpretación se presenta en la Tabla 2.

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 NH ₄ ⁺ -N > 2 mg L ⁻¹ PO ₄ 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) (Rodríguez Capítulo et al., 2001).

índice. Un buen ejemplo de esto es que un mismo índice puede aplicarse con muy pocos ajustes en las selvas montañas 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 discriminadora 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?x-gap_param_idmeasuretype=5&xgap_historical=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 *Selenastrum 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 poluyente 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 anomalías es un indicador de problemas vinculados con la contaminación de carácter tóxico. A modo de ejemplo en la Argentina se empleó el porcentaje de anomalías 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 controlar 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 (Cochoero, 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 Secretaría 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 biomonitorio 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.

Chilleros, 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.

- Cochoero, 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 Gualaguaychú 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*, N° 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. Cuezco. 2006. La calidad del agua y la bioindicación: en los ríos de montaña del Noroeste argentino. *Conservación de la Naturaleza*, N° 16. 36 pp. Fundación Miguel Lillo.
- Figuroa, 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.
- Lavarias, 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 Vedral, Barcelona. 200 pp.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Omega. 1010 pp.
- Markert, B., Breure, A. & H. Zechmeister. 2003. *Bioindicators and Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications*. Amsterdam: Elsevier.
- Miserendino, M.L., A.M. Kutschker, C. Brand, L. La Manna, C.Y. Di Prinzi, 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. Romani 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 river (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 benthic community structure in five high altitude Andean streams (Bolivia). *Verheir 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 Cuezco**

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 Cuzzo

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 (Secretaría 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-Uruña. 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 Uruña 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 descritas, 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

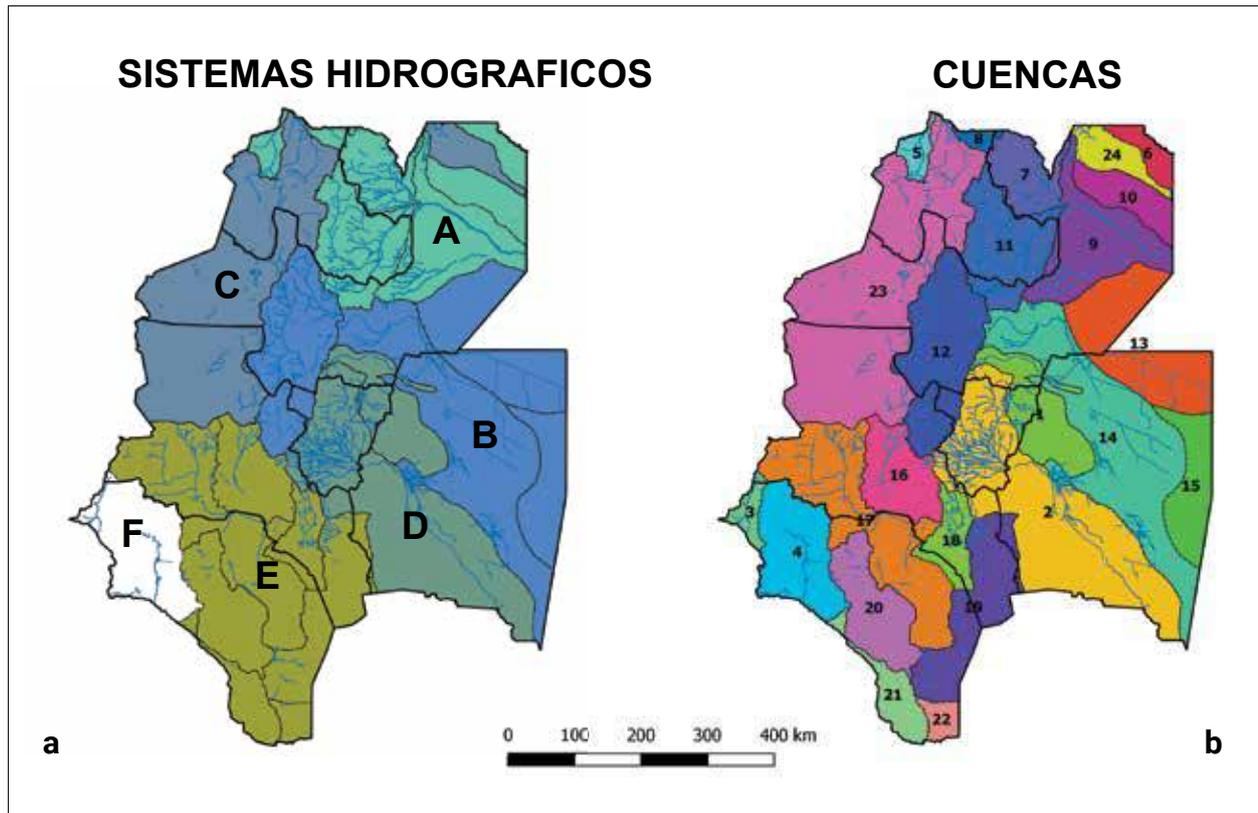


Figura 1. a. Sistemas Hidrográficos del NOA de acuerdo a la clasificación del Instituto Geográfico Nacional (IGN). A. Sistema del Río Paraguay, B. Sistema del Río Paraná, C. Sistemas Independientes, D. Sistema de Mar Chiquita, E. Sistemas Serranos, F. Sistema del Río Colorado. b. Cuencas principales 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 -20°C . 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 (Km ²)	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 papelería (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.*, 2007). 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 Potrereros, 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

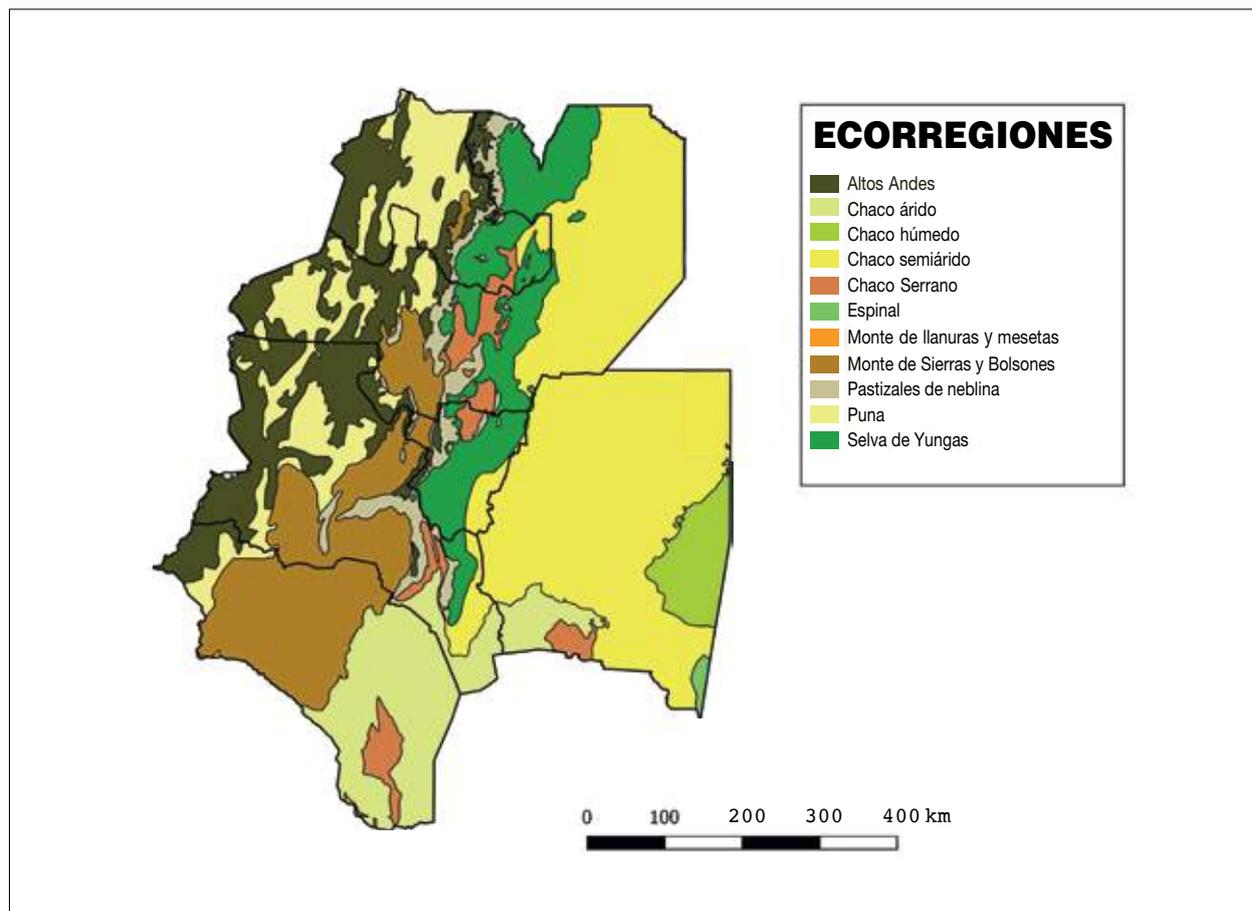


Figura 2: Ecorregiones y Sub-ecorregiones presentes en el NOA. Nótese que la ecorregión del Chaco está subdividida en las sub-ecorregiones del Chaco Serrano, Chaco Árido y Chaco Semiárido.

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, papeleras, 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 Bacillariophyceae

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* (dentado), 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 (Hellowell, 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 (Dominguez *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 Inferior) y Balderrama, con una leve mejoría en el arroyo Calimayo y el Colorado (Tramo inferior). 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); Rodríguez et al. (2016).
Coefficient of Community Loss CCL	Courtemanch y Davies (1987)	Macroinvertebrados	Tucumán	Cuenca Salí-Dulce	Fernández et al. (2009).
Índice Biótico Yungas-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).
Índice Biótico de las Sierras de San Luis IBSSL	Vallania et al. 1996	Macroinvertebrados	La Rioja	Ríos oeste de La Rioja	Hankel (2015).
Índice Biótico de Familias IBF	Hilsenhoff (1982)	Macroinvertebrados	Catamarca, Salta	Cuenca Juramento, Río del Valle, Río 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 Saprobiocidad	Sládecek, (1973)	Fito y zooplancton	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Locascio de Mitrovich et al. (1997); Juárez et al. (2002).
Déficit de especies Ds	Kothé (1962)	Algas	Tucumán, Salta	Cuenca Salí- Dulce Cuenca Río Juramento	Salusso (1998); Salusso y Moraña (2002); Mirande y Tracanna (2005).
Diatom Assemblage Index to organic pollution DALPO	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 + clorococales + centrales + euglenales/ desmidiales	Nygaard (1949)	Algas	Tucumán	Cuenca Salí- Dulce	Mirande y Tracanna (2005).
Euglenal euglenales/ cianofitas +clorococales	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).
Índice 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). Seeligmann et al. (2001), Butí y Cancino (2016)	Algas; zooplankton, 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); Echevarría (2014); Butí et al. (2015).
Indicadores Microbiológicos 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 Salí- 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 (<i>Escherichia coli</i>) EC	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA)	Bacterias	Catamarca	Río del Valle	Saracho et al. (2003)
Índice de Calidad de Agua ICA	Brown, 1970	Coliformes fecales + (pH,NTU,DBO5,SDT, Nitratos, fosfatos, OD,T°)	Tucumán; Salta	Río Gastona; Río 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).

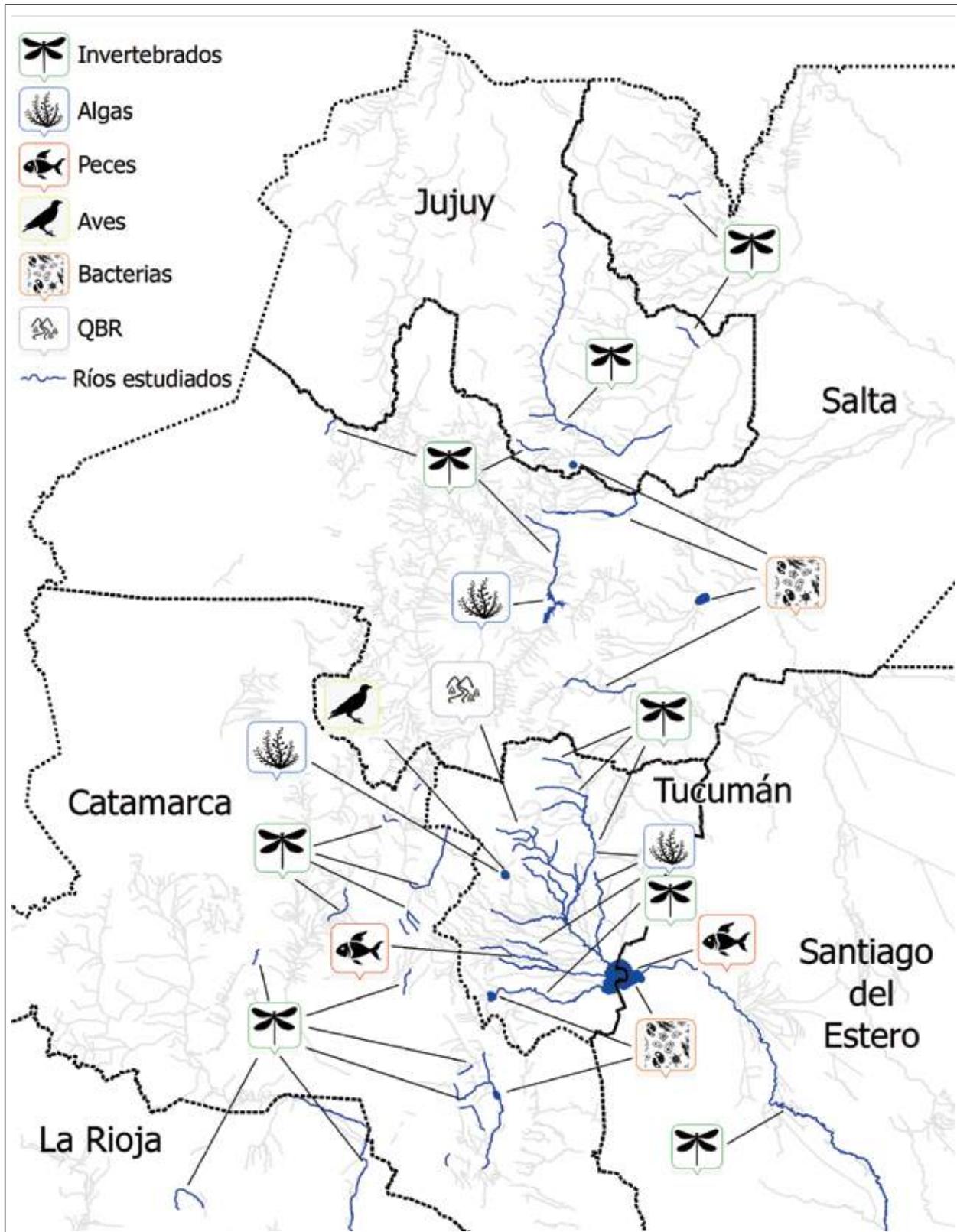


Figura 3: Ríos del NOA estudiados e índices aplicados.

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.

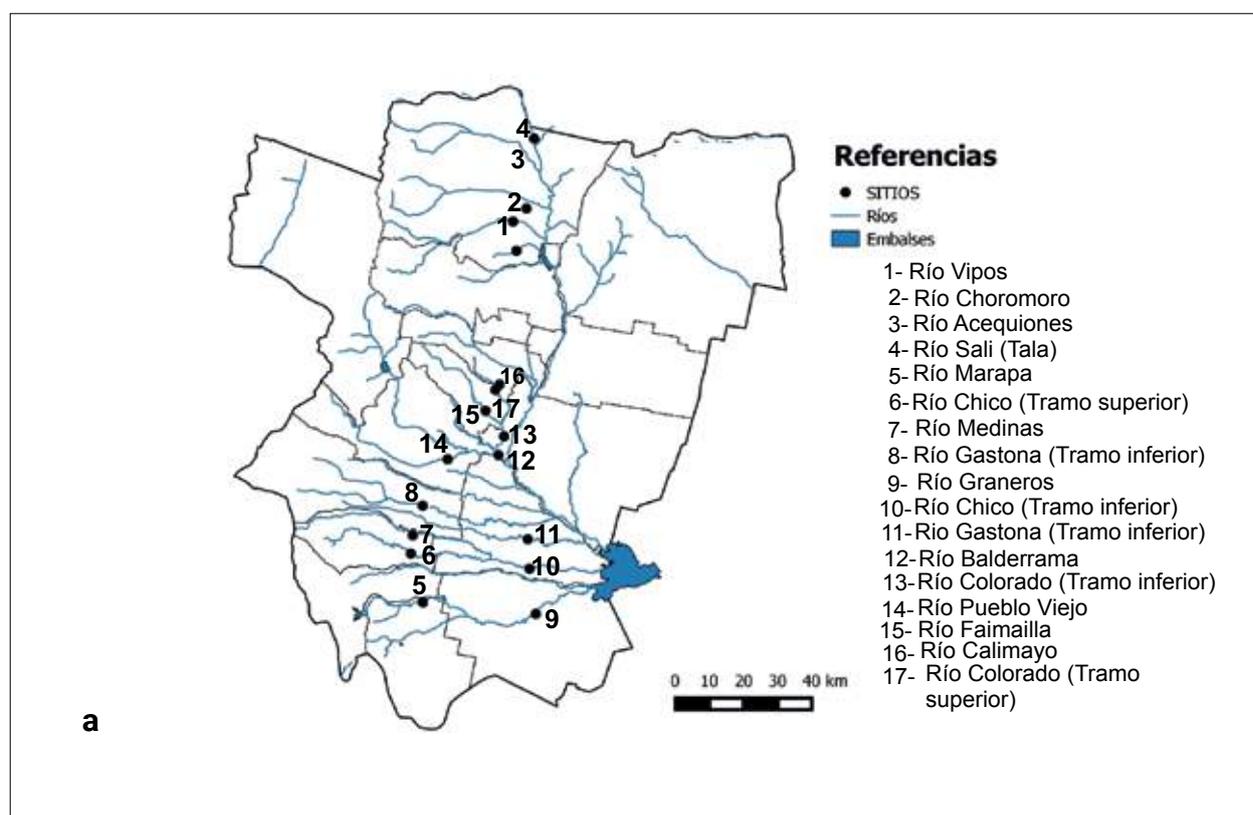
Taxon/Río	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Ephemeroptera																	
Baetidae	a	b	b		c	c		a	c	c				c	c		
Tricorythidae	d	d	d	f	d	d		d						d	d		
Oligoneuriidae	+			+													
Leptophlebiidae	+			+	+	+		+						+			
Plecoptera																	
Perlidae	+																
Trichoptera																	
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	3
Physidae, Planorbidae, Ancyliinae	
Trichodactylidae, Ostracoda, Copepoda	
Hemiptera (varias fam.)	
Hirudinea	2
Culicidae, Ephydriidae	
Ampullariidae	
Oligochaeta	1
Chironomidae (Chironominae, rojos)	

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.

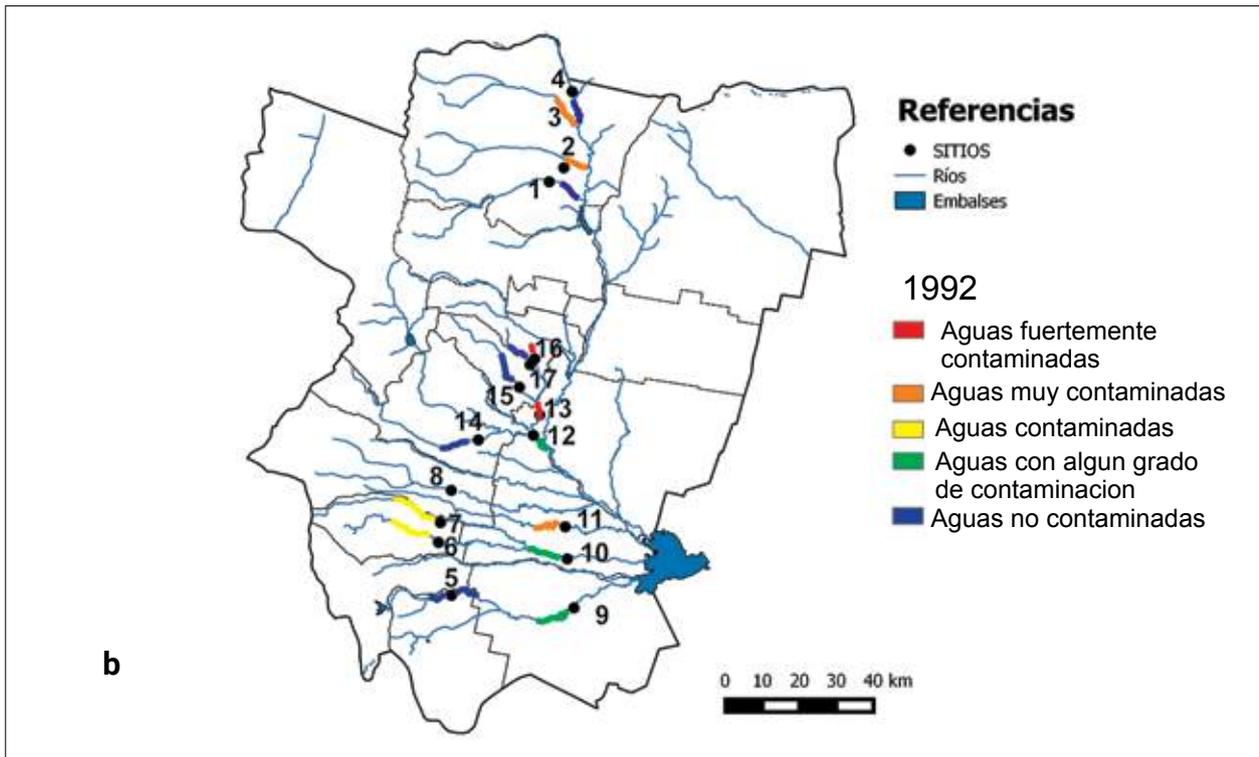


Figura 4b: Mapa de Calidad (promedio) del agua en los diferentes ríos de Tucumán en el año 1992-93. Tomado de Domínguez y Fernández, 1998.

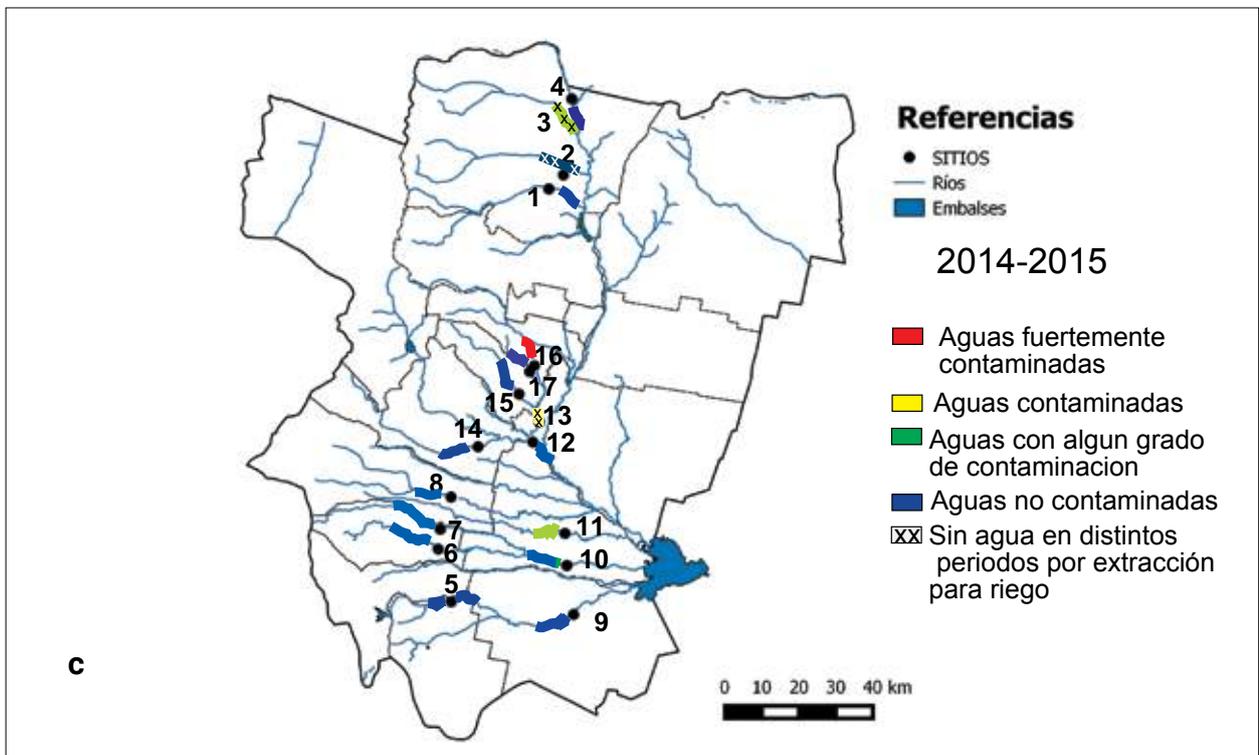


Figura 4c: Mapa de Calidad del agua en los diferentes ríos de Tucumán, período 2014-2015.

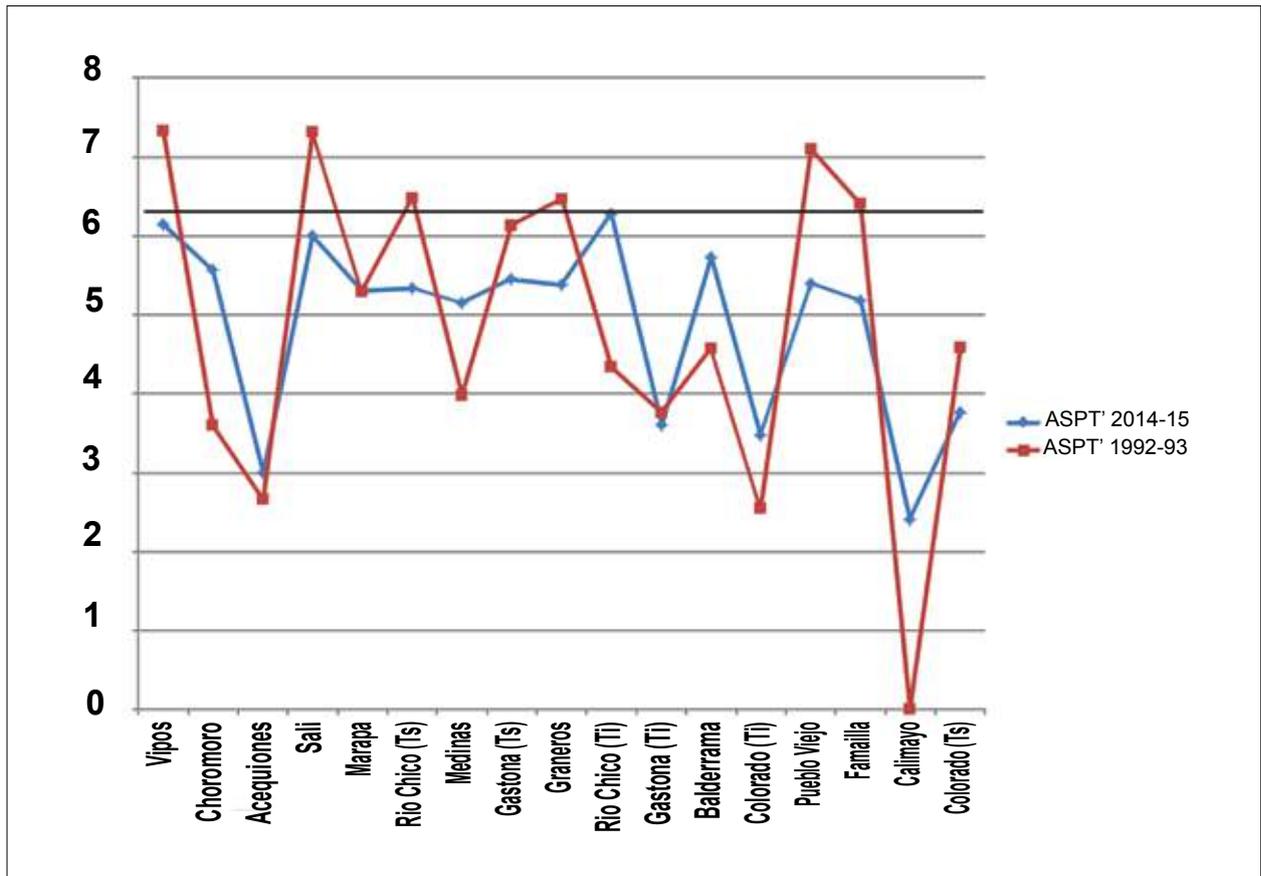


Figura 5. Comparación ASPT 1992-93 con 2014-2015. Media período 1992-93= 4,8 (n= 51); media período 2014-15= 4,9 (n= 67).



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, Arañas, 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 (Cochoero, 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 indicadores 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.
- Cochoero, 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 biomonitorio 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 indicadores 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. In-termountain 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. Cuezco. 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", eine einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. *Deutsche Gewässer und Mittelungen*, 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.
- Ministerio 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 sub-sistema 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 assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and 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 Biologiske 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. Wettenberg, 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 Ergebnisse. *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.gov.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. Macroinvertebrados bentónicos en la subcuenca del río Arias-Arenales: uso como bioindicadores. *Acta Zoológica Lilloana*, 60 (suplemento): 69.
- Rolandí, 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 Agropecuario 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 (1 y 2): 57- 66.
- Seeligmann, C. T., S. Martínez De Marco, S. Isasmendi y B. Tracanna. 1999. Impacto de la actividad minera sobre la fitoflora. *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.
- Sládeckek, 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 fitoflora 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. *Fitoflora y Calidad del Agua del Arroyo Mista (Tucumán-Argentina): Estudio del Fito-*

plancton y Epilítton 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. Juárez y G. Lencina. 2010. Estudio Bacteriológico, Físicoquímico 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 indicadores 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. Torrejón 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 Development of the Biological Monitoring Working Party Score System Incorporating Abundance Rating, Site Type and Indicator Value. *Water Research*, 31(2): 201-210.

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