



# CONSERVACIÓN, MANEJO Y RESTAURACIÓN DE SISTEMAS FLUVIALES

Una aproximación ecológica

**Claudia Feijoó**  
(Editora)



LIBROS DEL INEDES



**CONSERVACIÓN,  
MANEJO Y  
RESTAURACIÓN  
DE SISTEMAS  
FLUVIALES**



# CONSERVACIÓN, MANEJO Y RESTAURACIÓN DE SISTEMAS FLUVIALES

Una aproximación ecológica

**Claudia Feijoó**

(Editora)



Conservación, manejo y restauración de sistemas fluviales: una aproximación ecológica / Claudia Feijóo ... [et al.] ; editado por Claudia Feijóo.  
- 1a ed. - Luján: Libros del INEDES, 2021. 182 p. ; 30 x 21 cm.

ISBN 978-987-45558-1-6

1. Ecosistemas. 2. Conservación del Agua. 3. Restauración. I. Feijóo, Claudia, ed.

CDD 577.6

Libros del INEDES  
INEDES (UNLu-CONICET)  
Ruta Nacional 5 y Avda. Constitución  
6700- Luján (Bs. As)-ARGENTINA

© 2021 Libros del INEDES

© 2021 Claudia Feijóo

© 2021 INEDES



**Edición general del proyecto:**

Claudia Feijóo

**Diseño y producción editorial:**

Silvina Simondet

**Diagramación:**

Flavio Maddalena

Esta publicación cuenta con el apoyo de la Comisión de Investigaciones Científicas (CIC)



[www.cic.gba.gov.ar](http://www.cic.gba.gov.ar) - Instagram: cicpba - Twitter: cicpba - Facebook: cicpba

[www.gba.gov.ar/produccion\\_ciencia\\_e\\_innovacion\\_tecnologica](http://www.gba.gov.ar/produccion_ciencia_e_innovacion_tecnologica)

Instagram: provinciaba - Twitter: baprovincia - Facebook: BAProvincia

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. Esta tirada de 100 ejemplares se terminó de imprimir en agosto de 2021 en Latingráfica, Rocamora 4161, CABA. Hecho el depósito que marca la Ley 11.723. Impreso en Argentina.

*A Exequiel y Martín*  
*(en orden de llegada)*



# COLABORADORES

## Edición general

Claudia Feijoó

## Autores de los capítulos

Miguel Cañedo-Arguelles

Claudia Feijoó

Patricia Gantes

Adonis Giorgi

Fernando Momo

Sergi Sabater

Carolina Vilches

## Autores de las cajas

Mariana Arias

Carlos Bonetto

María Andrea Casset

Laura de Cabo

Matías Etchart

Gustavo Giaccio

Martín Graziano

Bárbara Gómez

Santiago Gómez-Lugo

María de los Ángeles González Sagrario

Adriana Martínez

Hernán Mugni

Inés O'Farrell

Luciana Rocha

Juan José Rosso

## Revisores de los capítulos

Inés O'Farrell (Capítulo 1)

Juan José Rosso (Capítulo 2)

Ricardo Albariño (Capítulo 3)

Gustavo Giaccio (Capítulo 4)

Adonis Giorgi (Capítulo 5)

Hugo Fernández (Capítulo 6)

Luciana Rocha (Capítulo 6)

Virgilio Hermoso (Capítulo 7)

Rafael Marcé (Capítulo 8)

Albert Sorolla (Capítulo 9)

Laura de Cabo (Capítulo 10)

Martín Graziano (Capítulo 11)



# FILIACIONES DE LOS COLABORADORES

## **Ricardo Albariño**

*Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente (INIBIOMA), CONICET - Universidad Nacional del Comahue; Bariloche, Río Negro, Argentina.*

## **Mariana Arias**

*Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet (ILPLA, CONICET-UNLP); La Plata, Buenos Aires, Argentina.*

## **Carlos Bonetto**

*Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet (ILPLA, CONICET-UNLP); La Plata, Buenos Aires, Argentina.*

## **Miguel Cañedo-Argüelles**

*FEHM-Lab, Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Institut de Recerca de l'Aigua (IdRA), Universitat de Barcelona (UB); Barcelona, Cataluña, España.*

## **María Andrea Casset**

*Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu); Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; Luján, Buenos Aires, Argentina.*

## **Laura de Cabo**

*Sección Limnología, Área Ecología, Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (MACN-CONICET); Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.*

## **Matías José Etchart**

*Reland, Diseño Hidrológico Sostenible. San Fernando, Buenos Aires, Argentina.*

## **Claudia Feijó**

*Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu); Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; Luján, Buenos Aires, Argentina.*

## **Hugo R. Fernández**

*Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN, CONICET-UNT); Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucuman; Tucuman, Argentina.*

## **Patricia Gantes**

*Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu); Luján, Buenos Aires, Argentina.*

## **Gustavo Giaccio**

*Chacra Experimental Integrada Barrow, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; Tres Arroyos, Buenos Aires, Argentina.*

## **Adonis Giorgi**

*Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu); Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; Luján, Buenos Aires, Argentina.*

### **Martín Graziano**

*Laboratorio de Limnología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires; IEGEBA-CONICET, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.*

### **Bárbara Gómez**

*Laboratorio de Limnología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires; IEGEBA-CONICET; Laboratorio de Tecnologías Experimentales del Uso del Agua, Subgerencia Centro de Tecnología del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua; Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.*

### **Santiago Gómez-Lugo**

*Laboratorio de Limnología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires; IEGEBA-CONICET, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.*

### **María de los Ángeles González Sagrario**

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC, CONICET-UNMDP); Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata; Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.*

### **Virgilio Hermoso**

*Centro de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC); Solsona, Lleida, España.*

### **Rafael Marcé**

*Instituto Catalán de Investigación del Agua (ICRA); Área de Recursos y Ecosistemas; Girona, España.*

### **Adriana Martínez**

*Programa de Proyectos Integrados Desarrollo Local Sostenible (DLS), Departamento de Ciencias Sociales, Universidad Nacional de Luján; Luján, Buenos Aires, Argentina.*

### **Fernando Momo**

*Grupo ECOMplex, Instituto de Ciencias, Universidad Nacional de General Sarmiento, Los Polvorines; Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu); Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; Luján, Buenos Aires, Argentina*

### **Hernán Mugni**

*Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet (ILPLA, CONICET-UNLP); La Plata, Buenos Aires, Argentina.*

### **Inés O'Farrell**

*Instituto de Ecología, Genética y Evolución (IEGEB, CONICET-UBA); Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires; Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.*

### **Luciana Rocha**

*Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu); Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; Luján, Buenos Aires, Argentina.*

### **Juan José Rosso**

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC, CONICET-UNMDP); Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata; Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.*

### **Francesc Sabater**

*Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona (UB); Barcelona, Cataluña, España.*

### **Sergi Sabater**

*Universitat de Girona; Instituto Catalán de Investigación del Agua (ICRA); Girona, España.*

### **Albert Sorolla**

*Naturalea Conservació; Castellar del Vallès, Barcelona, España, [www.naturalea.eu](http://www.naturalea.eu)*

### **Carolina Vilches**

*Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES, CONICET-UNLu); Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; Luján, Buenos Aires, Argentina.*

# ÍNDICE

<b>1. ECOSISTEMAS FLUVIALES Y PERTURBACIONES</b>	<b>1</b>
<i>Fernando Momo</i>	
Factores de estrés y estados estacionarios .....	2
Equilibrios y estabilidad .....	2
Perturbaciones .....	3
Mosaico ambiental .....	6
Cambios inesperados y estados alternativos .....	7
Estados alternativos autoorganizados .....	10
Estados alternativos en ecosistemas acuáticos .....	11
¿Y dónde está el punto de ruptura?.....	12
Caja 1.1. ¿Cómo se construye un mapa dinámico de un modelo? .....	12
Caja 1.2. Modelo matemático para el río que recibe efluentes orgánicos .....	14
Caja 1.3. Regímenes alternativos en lagunas de la región pampeana.....	16
<i>Inés O'Farrell</i>	
Referencias.....	18
<b>2. DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y ECOSISTEMAS FLUVIALES</b>	<b>21</b>
<i>Patricia Gantes</i>	
Importancia de la biodiversidad.....	21
Cómo medir la diversidad .....	22
Variación espacial de la diversidad: alfa, beta y gama .....	26
Metacomunidades y dispersión. Estructura de las redes fluviales .....	27
Diversidad taxonómica, filogenética y funcional .....	29
Estudio de casos .....	30
Caja 2.1. Historias ocultas de grandes depredadores en los ríos Sudamericanos .....	32
<i>Juan José Rosso</i>	
Referencias.....	33

<b>3. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS BRINDADOS POR RÍOS Y ARROYOS</b>	<b>37</b>
<i>Claudia Feijoó y Adonis Giorgi</i>	
La valoración de los servicios ecosistémicos .....	38
Métodos para valorar los servicios ecosistémicos .....	40
Servicios de los ecosistemas acuáticos artificiales .....	42
¿Es la valoración de los servicios ecosistémicos el camino? .....	43
Referencias .....	43
<b>4. ROL DE LAS RIBERAS EN LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES</b>	<b>45</b>
<i>Adonis Giorgi y Carolina Vilches</i>	
Las áreas de ribera .....	45
¿Cómo determinar el área ribereña? .....	48
Evaluación de la calidad de las áreas de ribera .....	50
¿Por qué se deterioran las áreas ribereñas? .....	52
Las riberas y los servicios ecosistémicos .....	54
Caja 4.1. Las funciones ecosistémicas de las riberas de arroyos de la Pampa Austral .....	54
<i>Gustavo C. M. Giaccio</i>	
Referencias .....	57
<b>5. LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES Y EL IMPACTO DE ACTIVIDADES HUMANAS</b>	<b>61</b>
<i>Claudia Feijoó</i>	
La relevancia de los ecosistemas de arroyos .....	61
La pérdida de biodiversidad en los ecosistemas acuáticos .....	62
Impacto de las actividades humanas en los sistemas fluviales .....	63
Caja 5.1. Impacto de agroquímicos en arroyos pampeanos .....	74
<i>Marina Arias, Hernán Mugni y Carlos Bonetto</i>	
Referencias .....	76
<b>6. LA CALIDAD ECOLÓGICA DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES</b>	<b>81</b>
<i>Claudia Feijoó</i>	
¿Cómo definir la calidad ecológica? .....	81
Índices para medir la calidad ecológica .....	82
Y entonces, ¿qué índices se deberían aplicar? .....	85
Caja 6.1. La Paleolimnología como herramienta de identificación de procesos ecológicos y sus forzantes y de diagnóstico de la eficacia de la restauración de lagos .....	86
<i>María de los Ángeles González Sagrario</i>	

Caja 6.2. Bioindicadores en arroyos de la región Pampeana.....	87
<i>Luciana Rocha y María Andrea Casset</i>	
Referencias.....	91
<b>7. CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS FLUVIALES</b>	<b>95</b>
<i>Claudia Feijoó, Sergi Sabater y Miguel Cañedo-Argüelles</i>	
Estrategias para la conservación.....	95
Conservación y escala.....	98
Tipos de áreas fluviales protegidas .....	99
Persistencia de las áreas fluviales protegidas.....	99
Participación comunitaria en el diseño de la conservación .....	100
Conclusión .....	100
Caja 7.1. Planificación sistemática de la conservación de ecosistemas fluviales: el ejemplo de las Reservas Naturales Fluviales (RNF) en España. ....	100
Caja 7.2. Los derechos de la naturaleza: en búsqueda de la armonía entre humanidad y naturaleza .....	103
<i>Adriana Martínez</i>	
Referencias.....	106
<b>8. MANEJO SUSTENTABLE DE ARROYOS Y RÍOS</b>	<b>109</b>
<i>Claudia Feijoó</i>	
Manejo de arroyos agrícolas.....	109
Manejo de arroyos urbanos.....	112
Algunas consideraciones .....	113
Caja 8.1. El (des)manejo del arroyo Gutiérrez: un reflejo de los problemas urbanos .....	114
<i>Adonis Giorgi</i>	
Caja 8.2. Sistemas urbanos de drenaje sostenible .....	116
<i>Matías Etchart</i>	
Referencias.....	118
<b>9. TEORÍA DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL</b>	<b>121</b>
<i>Claudia Feijoó, Adonis Giorgi y Francesc Sabater</i>	
La elusiva condición de referencia .....	123
¿Restaurar qué? .....	124
¿Cómo determinar el éxito de la restauración?.....	126
¿Funciona la restauración?.....	127
¿Por qué falla la restauración? .....	128
Filosofía y deontología de la restauración .....	131

Hacia una restauración basada en la empatía con la naturaleza .....	132
Referencias.....	133
<b>10. PRÁCTICA DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL</b>	<b>137</b>
<i>Adonis Giorgi y Claudia Feijó</i>	
Métodos de restauración: de la cuenca al tramo y del tramo a los hábitats.....	137
Modelos de recuperación de ambientes fluviales .....	143
Caja 10.1. La restauración pasiva de un tramo de arroyo.....	143
Caja 10.2. Restauración ecológica de las riberas de la cuenca del río Matanza-Riachuelo. ....	145
<i>Laura de Cabo</i>	
Referencias.....	147
<b>11. ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN, MANEJO Y RESTAURACIÓN</b>	<b>149</b>
<i>Claudia Feijó</i>	
El problema de la decisión.....	149
Psicología ambiental.....	149
Para empezar, conocer las percepciones y preferencias.....	152
... y enterarnos que el arroyo deseado no es el nuestro.....	154
Las trampas socioecológicas .....	154
Escapando de la trampa: los puntos de apalancamiento.....	155
Adopción de prácticas de manejo y restauración .....	156
¿Cómo promover el compromiso ambiental?.....	158
Revisitando el problema de la decisión.....	158
Caja 11.1. Transformando la gestión de los arroyos urbanos de abajo hacia arriba .....	159
<i>Martín Graziano, Bárbara Gómez y Sebastián Gómez-Lugo</i>	
Referencias.....	160
<b>12. A MODO DE CONCLUSIÓN</b>	<b>163</b>
<i>Claudia Feijó</i>	
Referencias.....	164

# PREFACIO

Este libro se escribió durante el largo año de la pandemia del COVID-19. Este evento totalmente inesperado (el cisne negro), nos impuso un cambio profundo en nuestras relaciones personales, forma de trabajo, consumos y tiempo de ocio. Pero al mismo tiempo, el exilio interior nos permitió hacer un paréntesis y reflexionar sobre hacia dónde queremos dirigirnos como individuos y sociedad.

La pandemia desnudó aún más las desigualdades sociales y los impactos ambientales de nuestros modos de producción. Pero a la vez, la pausa impuesta a las actividades humanas mostró cómo puede responder rápidamente el planeta a la atenuación del impacto antrópico. Hemos visto al cielo volverse azul en zonas urbanas antes cubiertas de smog, y a los animales avanzar sobre pueblos y ciudades. La pandemia ha puesto a la luz la magnitud de nuestras intervenciones, pero también las posibilidades que ofrecen nuevas maneras de relacionarnos con la naturaleza.

Este libro intenta dar algunas respuestas sobre cómo lograr un nuevo contrato social y ambiental con nuestros ríos y arroyos. En general, el manejo de los ecosistemas fluviales ha sido realizado con una visión hidrológica e ingenieril, sin considerar la vida que se agita en ellos y los beneficios que brindan a la humanidad como ambientes naturales. Creemos que integrar la visión ecológica enriquecerá las prácticas habituales de manejo y ayudará dar soluciones a largo plazo, además de reducir los fallos que produce la tecnología “dura”. Como siempre decimos, los ecólogos sabemos un poco de muchas cosas y mucho de algunas pocas. Pero podemos aportar una visión sistémica que integre a los ecosistemas fluviales a la cuenca, el paisaje y la sociedad. Esta mirada “desde arriba” permitirá ver más allá de un problema particular, y proponer diferentes soluciones según las cuestiones planteadas y la singularidad del río o arroyo a intervenir.

La primera parte del libro presenta los conceptos de estabilidad y perturbación de los ecosistemas, diversidad biológica y servicios ecosistémicos, que son la base para comprender lo que viene después. Luego analizamos el rol de las riberas y los impactos de las actividades humanas. Finalmente, entramos en la esencia del libro que son la conservación, manejo y restauración de ecosistemas fluviales, incluyendo los aspectos individuales y sociales que influyen en la adopción de prácticas amigables con el ambiente. El libro no pretende ser una recopilación exhaustiva de la información que existe sobre estos temas ni un manual detallado de técnicas, pero sí echar luz sobre los aspectos que consideramos relevantes para realizar intervenciones más ecológicas en los ecosistemas fluviales. El lector que esté interesado en ahondar en alguna cuestión particular puede consultar la bibliografía de cada capítulo.

Este libro está dirigido a ecólogos, urbanistas, arquitectos, ingenieros, agrónomos, gestores, decisores y público en general. En este sentido, hemos tratado de evitar la jerga ecológica siempre que fuera posible, y de clarificar aquellos conceptos que era necesario introducir. Los temas que desarrollamos se basan en los contenidos del curso de posgrado que dictamos dentro de la Especialización en Calidad Ecológica y Restauración

de Sistemas Fluviales de la Universidad Nacional de Luján (Argentina). Los docentes que participan en el curso han aportado diversas miradas y saberes, que fueron esenciales para darle forma y contenido a este libro. Por eso, quiero agradecer a Adonis Giorgi, Patricia Gantes y María Eugenia García. Asimismo, la interacción con alumnos que provenían de diversas ramas del conocimiento resultó fundamental para revisar y ajustar los contenidos del curso y del libro. A ellos también mi agradecimiento.

Por último, quiero agradecer a los que colaboraron con la tarea de sacar este libro adelante. El Departamento de Ciencias Básicas de la Universidad Nacional de Lujan otorgó la licencia que me permitió dedicarme a la escritura y edición del manuscrito. La Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) brindó soporte económico que ayudó a cubrir parte de la edición. Y finalmente (y especialmente) quiero agradecer a los colegas que se sumaron como autores o revisores en un proyecto nebuloso y de futuro incierto, pero que finalmente muestra aquí sus frutos. A todos ellos, gracias por su apoyo, paciencia y dedicación.

*Claudia Feijóo*  
*Luján, enero de 2021.*

# ECOSISTEMAS FLUVIALES Y PERTURBACIONES

Fernando Momo

*La biosfera jamás alcanzará a ser un sistema de máxima biomasa y de actividad relativamente baja. Siempre ocurre algo.*

Ramón Margalef, (*Planeta azul planeta verde*).

Los ecosistemas son sistemas abiertos, es decir que intercambian energía y materia con su entorno, y autoorganizados. Los flujos de energía y materia se redistribuyen en el interior del ecosistema entre las poblaciones de los diferentes organismos y entre otros compartimientos, como por ejemplo los detritos de manera que, si las condiciones permanecen estables, es posible predecir aproximadamente con cuánta abundancia y con qué distribución espacial podemos encontrar cada especie. Este es el tipo de conocimiento empírico que utilizan por ejemplo los pescadores para saber dónde y cuándo “hay pique” de una determinada especie; no es un conocimiento exacto e infalible pero resulta bastante útil y aproximado.

En el caso de los ecosistemas fluviales (ríos y arroyos) la condición de “abierto” se impone dramáticamente. Esos sistemas experimentan el flujo de agua, hábitat principal de sus componentes biológicos, y ese flujo define básicamente un eje de organización, una dirección preferencial de los flujos materiales y también un factor de presión selectiva para los organismos, que sólo pueden sobrevivir si tienen cierto grado de adaptación a ese flujo unidireccional que se impone en los ríos.

En cualquier ecosistema podemos distinguir al menos un estado estacionario<sup>1</sup> (al que frecuentemente llama-

<sup>1</sup> Preferimos utilizar, en general, *estado estacionario*, cuando nos referimos a sistemas termodinámicamente abiertos, en vez de *equilibrio*. Este último concepto tiene su uso preferencial en un contexto matemático y define un valor de una variable para el cual se cumple que la velocidad de cambio de esa variable es cero; lo que se toma en cuenta es la dinámica pero no los mecanismos de ese equilibrio. En cambio *estado estacionario* nos recuerda que el sistema intercambia materia y energía con el entorno y que ese estado no es estático, sino que implica una compensación de flujos de entrada y salida.

mos *equilibrio*) en el cual las concentraciones de diversas sustancias permanecen relativamente constantes (por ejemplo el sodio), las abundancias de los organismos se mantienen entre ciertos rangos predecibles, y las interacciones entre ellos y con su ambiente físico también tienen cierto grado de predictibilidad.

Pero claro, el mundo no es estable ni uniforme. Hay fluctuaciones naturales regulares que a todos nos afectan; los ciclos diarios de luz y temperatura, los cambios estacionales que incluyen variaciones en la duración de los días y las noches, en el régimen de lluvias, en las temperaturas promedio. Pensemos en un río o arroyo y cómo funciona y veremos que esas fluctuaciones se traducen en cambios que pueden afectar muchos procesos. Las horas de luz impondrán condiciones sobre la duración del período productivo del sistema, es decir, las horas durante las cuales es posible la fotosíntesis y con ella la producción de un excedente de oxígeno, el consumo correspondiente de dióxido de carbono y la producción de hidratos de carbono que alimentarán toda la red trófica. Los ciclos de lluvia y sequía determinarán los caudales medios y sus variaciones en el sistema, modificando el tamaño del hábitat, su variedad y sus condiciones generales. Los cambios estacionales de la vegetación modificarán periódicamente la cantidad de hojarasca que ingresa al río y, por lo tanto, el trabajo de los detritívoros y descomponedores. Incluso las presiones o cambios que producimos los seres humanos con nuestras actividades productivas o recreativas siguen un patrón estacional bastante regular; nuestras labores agrícolas se escalonan a lo largo del año, y por lo tanto un arroyo que atraviese una zona con uso agropecuario recibirá diversas alteraciones que se repetirán en las mismas épocas según los momentos de siembra, cosecha, laboreo, etc.

Para los organismos de un sistema fluvial que ha experimentado todas esas oscilaciones regulares durante un tiempo bastante largo esos cambios han sido factores de selección natural y es frecuente encontrar que los ciclos de vida de dichos organismos están de alguna manera acoplados con las oscilaciones. Pero, una vez más, el mundo no es tan simple.

## FACTORES DE ESTRÉS Y ESTADOS ESTACIONARIOS

Cuando las acciones humanas o algún acontecimiento extraordinario (un incendio forestal por ejemplo) producen una alteración fuerte en los flujos de entrada y salida de un ecosistema fluvial, tanto los organismos como el sistema en su conjunto sufren una presión no habitual. De pronto las condiciones han cambiado; puede haber una entrada nueva y sostenida de sustancias tóxicas (por ejemplo por un cambio del paquete tecnológico agropecuario que se utiliza o por la instalación de una nueva producción industrial que arroja sus desechos al río), un ingreso de materiales en concentraciones no habituales (por ejemplo porque se instala una planta depuradora de desechos cloacales que no depura totalmente lo que recibe o porque entra una cantidad de cenizas producto de un incendio importante), o la extracción regular de grandes cantidades de agua para un nuevo uso industrial o agrícola. Los organismos que habitan ese ecosistema seguramente sufrirán estos cambios y deberán utilizar parte de su energía en resistir y compensar los daños que esas nuevas condiciones les producen; este nuevo balance de energía afectará la actividad biológica normal de las especies y si lo medimos adecuadamente notaremos en los organismos cambios fisiológicos indicadores de estrés. Por eso llamamos *estresores* a esos factores externos de presión o daño cuya acción se prolonga en el tiempo, pero que no producen una pérdida sustancial de la biomasa.

Este fenómeno se relaciona con una propiedad básica de los seres vivos: la *homeostasis*, es decir la capacidad de mantener estable su medio interno aunque las condiciones externas varíen. Cuando esas condiciones externas cambian por fuera de sus variaciones habituales, la energía que los organismos deben gastar para compensar esos cambios aumenta mucho. Si por ejemplo aumenta en el agua la concentración de una sustancia tóxica, los organismos tienen mecanismos que neutralizan la toxicidad, transformando químicamente o degradando la sustancia absorbida, o bien expulsándola del cuerpo o incrementando sus defensas. Pero cada uno de esos mecanismos consume energía, y entonces la energía disponible para las actividades habituales de búsqueda de alimento, reproducción, movimiento, será menor y los organismos comenzarán a mostrar signos de agotamiento o deterioro. También la dinámica de las poblaciones se verá afectada

porque cambiará el balance entre reproducción y mortalidad. Esto alterará las abundancias de las especies, lo cual a su vez modificará las interacciones. Como vemos, se produce una cascada de efectos que se propaga no sólo a los individuos sino al ecosistema como un todo y a su capacidad de compensar los cambios externos.

## EQUILIBRIOS Y ESTABILIDAD

Como mencionamos más arriba, cuando los flujos de entrada y salida de los distintos compartimientos del sistema y del sistema como conjunto se compensan, nos encontramos en un estado estacionario. Sin embargo en los sistemas ecológicos las interacciones no son neutras ni el estado estacionario se alcanza sólo por la imposición de las condiciones externas: existe autoorganización. Ese fenómeno, característico de los sistemas complejos, se produce porque las interrelaciones entre los componentes del sistema no son lineales y por lo tanto la respuesta del conjunto ante los cambios no es pasiva; se establecen mecanismos de autorregulación. Así, el sistema como conjunto tiene la capacidad de amortiguar y compensar las fluctuaciones externas. Cuando un estado estacionario se mantiene por acción de esos mecanismos reguladores, más allá de que haya fluctuaciones en las condiciones externas, le llamamos *equilibrio* y decimos que ese equilibrio tiene un cierto grado de *estabilidad*. El concepto de estabilidad es múltiple y tenemos que profundizar su definición, pero por ahora utilicemos su significado intuitivo. La idea de equilibrio ecológico nos resulta familiar y está claro que cuando utilizamos ese término no nos estamos refiriendo a un equilibrio estático, desprovisto de cambios, sino a un estado dinámico en el cual la estabilidad se mantiene a través de procesos activos del propio ecosistema que permiten compensar, amortiguar o filtrar los cambios impulsados por las fluctuaciones externas.

La capacidad de mantener un equilibrio tiene un límite; hay un cierto nivel de cambio en las condiciones externas que el sistema puede soportar y eventualmente compensar, sin embargo, si las condiciones producen cambios demasiado grandes, el sistema ya no puede compensarlos y, o bien se desorganiza y destruye, o bien alcanza un nuevo estado estacionario compatible con las nuevas condiciones del entorno. Aquí puede ser útil introducir algunas definiciones un poco más técnicas: en los sistemas ecológicos todo estado de equilibrio estable está definido por los valores de diversas variables; por ejemplo, en un ecosistema, una variable crítica y muy importante es la diversidad de especies. Cuando una fluctuación modifica ese valor de la variable, entran en juego los mecanismos de regulación del sistema y la variación se compensa. Pero ningún sistema es capaz de compensar variaciones demasiado grandes, hay una especie de "vecindad"

del valor de equilibrio dentro de la cual los mecanismos de regulación funcionan bien y producen el retorno al equilibrio; esa vecindad se conoce como *dominio* (o *cuenca*) de atracción del equilibrio. Habitualmente, para ayudar a nuestra imaginación, se visualiza esta idea con un dibujo en el cual el ecosistema se representa como una bolita y el dominio de atracción como una cuenca o depresión o pozo en un paisaje ondulado. Es una buena representación en el sentido de la comprensión de la dinámica. En un símil de este tipo, la fuerza estabilizadora es la energía potencial gravitatoria que tiende a un mínimo. Dicho fácil, la bolita tiende a quedarse en el fondo del pozo; si algo la impulsa a moverse, tiene que ir cuesta arriba y la gravedad la hace caer otra vez al fondo del pozo (el estado de equilibrio estable). Sin embargo, el pozo no es infinito y puede ser vecino de otros pozos o cuencas. Si la fuerza perturbadora es suficiente para alcanzar el borde de la cuenca, la bolita ya no tendrá impedimento para alejarse del punto de equilibrio y eventualmente podrá caer en otra cuenca (otro estado estacionario localmente estable)<sup>2</sup>. Esta analogía también nos permite avanzar con otras definiciones que son útiles en la comprensión y en el manejo de los ecosistemas.

Algunos ecosistemas al ser perturbados experimentan un cambio pequeño en sus variables ecológicas<sup>3</sup>, es decir que son resistentes a las perturbaciones. En nuestra analogía de la bolita, esta resistencia estaría representada por una cuenca profunda y con mucha pendiente, lo que determina que para alejar a la bolita de su centro hay que proporcionarle mucha energía. La propiedad que define la capacidad de un sistema de cambiar muy poco ante una perturbación dada se conoce como *resistencia*.

Claro está que, cambie mucho o cambie poco, una vez desaparecido el factor perturbador, si el sistema todavía está dentro del dominio de atracción del equilibrio, retornará al estado estacionario y el tiempo que le lleve hacer eso dependerá de sus mecanismos de regulación. Hay ecosistemas que se recuperan rápido de los cambios inducidos por factores externos y hay ecosistemas que lo hacen con más lentitud. Conocer esa velocidad característica es evidentemente muy importante para un manejo adecuado del sistema tanto desde el punto de vista de la conservación como de la restauración. La propiedad que caracteriza la rapidez de recuperación de un sistema ecológico después de una perturbación se conoce con el nombre de *resiliencia*.

Por último, digamos que, como ya lo explicamos más

2 Está claro que esta analogía es sólo una representación simplificada para entender el concepto de la dinámica. Los ecosistemas no son bolitas.

3 Nos referimos aquí a las propiedades emergentes del sistema como su diversidad específica, su biomasa total, la proporción entre fotosíntesis y respiración, etc.

arriba, todo sistema tiene un límite de alteración por fuera del cual ya no logra retornar al estado de equilibrio; ese límite es análogo al tamaño de la cuenca en nuestra analogía simplificada. La propiedad de los ecosistemas que caracteriza el tamaño del dominio de atracción del equilibrio se conoce como *elasticidad*. Aclaremos que en alguna bibliografía reciente, y sobre todo a partir de la publicación de Peterson y colaboradores (1998), algunos autores llaman *resiliencia ingenieril* a lo que nosotros llamamos simplemente *resiliencia* y *resiliencia ecológica* a lo que nosotros denominamos *elasticidad*. La tabla 1.1 contiene un resumen de diferentes usos de la terminología y sus fuentes y es un insumo útil para no confundirse en la maraña de definiciones (también puede verse Brown y Williams 2015, Fuller et al 2019, y Pelletier et al 2020).

## PERTURBACIONES

Hasta ahora vinimos hablando de perturbaciones sobreentendiendo que se trata de alteraciones en los ecosistemas a partir de una fuerza exterior a ellos. Sin embargo, el tema de las perturbaciones no es trivial y tiene su propio desarrollo teórico. ¿Por qué? Bueno, es claro que ante las fluctuaciones en el ambiente los sistemas ecológicos pueden hacer diferentes cosas: pueden simplemente resistirlas sin cambiar apreciablemente, pueden evolutivamente “incorporarlas”, acoplando en mayor o menor medida sus ciclos naturales a los del ambiente, pueden “ceder” a ellas perdiendo parte de su estructura y/o su biomasa y recuperarse después. Que los ecosistemas puedan hacer una u otra cosa dependerá de las características de las perturbaciones. Pero, ¿qué es lo que llamamos perturbación en el contexto de la ecología?

Técnicamente podríamos definir una *perturbación* como cualquier ingreso de energía externa al sistema que produce algún grado de cambio en él. Pero es claro que hay diferentes tipos de perturbaciones según su origen, su intensidad, su extensión y su régimen de variación en el tiempo. ¿Qué cosas vienen a la mente cuando pensamos en una perturbación sobre un sistema fluvial? Por ejemplo cambios en las precipitaciones, ingreso de contaminantes de origen antrópico, ingreso de materiales por un fenómeno ambiental (una erupción volcánica que arroja cenizas, un incendio forestal o de pastizales, la erosión del suelo por acción del viento), o cambios en las condiciones del ambiente (aumento en la acidez de la lluvia por contaminación atmosférica, aumento de temperatura promedio o de la amplitud térmica por causa del cambio climático). Seguramente quien lea podrá aportar más ejemplos. En todos los casos, directa o indirectamente, está implicado un intercambio de energía. Entonces, unas primeras características de las perturbaciones tienen que ver con eso. La más obvia es la *intensidad* de la perturbación, que mide la cantidad de energía asociada.

Término	Definición
Estabilidad	Persistencia de un sistema cerca de un estado de equilibrio (Holling 1973). Capacidad de un ecosistema para compensar las alteraciones (Krebs 1986).
Dominio (o cuenca) de atracción	Es el conjunto de condiciones iniciales alrededor de un punto de equilibrio cuya dinámica es convergente a ese punto (Campos Romero e Isaza Delgado 2002).
Umbral ecológico (o punto de ruptura)	Punto a partir del cual se produce un cambio abrupto de la condición ecológica; dicho cambio puede ser causado por una pequeña perturbación en una variable (Groffman et al 2006).
Resistencia	Capacidad de la comunidad biológica de no cambiar frente a una perturbación (Angeler y Allen 2016).
Resiliencia	Rapidez con que un ecosistema regresa a su condición de equilibrio luego de haber sufrido una perturbación (Holling 1996).
Factor de estrés	Evento predecible que tiende a limitar el rendimiento fisiológico de los organismos (Tabacchi et al 2009). Evento frecuente y continuo que no permite que el ecosistema se recupere y que lo lleva a una nueva trayectoria (Borics et al 2013).
Perturbación	Evento discreto temporal e impredecible que produce una mortalidad sustancial en los organismos (Fisher 1990). Evento ocasional o periódico que produce un cambio abrupto del ecosistema, pero con posibilidad de recuperación (Borics et al 2013)
Estados o regímenes alternativos estables (o equilibrios múltiples)	Coexistencia de dos o más equilibrios estables de un sistema dinámico en un mismo intervalo de valores de variables externas (Brown y Williams 2015).
Histéresis	Propiedad del ecosistema que determina que la trayectoria de ida a lo largo de una variable es diferente a la de regreso entre dos estados alternativos (Beisner et al 2003).

**Tabla 1.1.**

Algunos conceptos de interés sobre la estabilidad de los ecosistemas.

Asumimos que cuanto más intensa es una perturbación más efecto tendrá sobre el sistema y más pondrá en juego su capacidad de hacerle frente o de recuperarse (resistencia, resiliencia y elasticidad). Pero una perturbación puede afectar todo el sistema ecológico o solo un sector, es decir, puede tener diferente *extensión espacial*.

También es importante considerar cómo la perturbación se comporta en el tiempo, y esto a su vez tiene diferentes aspectos. Por empezar una perturbación puede ser más o menos predecible: el cambio en la cantidad de materiales vegetales que entran a un río puede considerarse una

perturbación, pero si está asociado a la estacionalidad (más hojarasca ingresando en otoño por ejemplo) es una perturbación periódica y por lo tanto “predecible”. Está claro que el sistema no la predice en el mismo sentido en que nosotros lo hacemos a partir del razonamiento, pero lo que sucede es que una perturbación repetitiva y regular es una fuerza de selección natural que de alguna manera “filtra” estructuras y mecanismos biológicos y ecológicos que se sintonizan temporalmente con esa fluctuación externa. Llamamos *predictibilidad* a esa propiedad de las perturbaciones. Al contrario, un caso de perturbación poco predecible puede ser por ejemplo una tormen-

ta excepcionalmente fuerte. Sabemos que tales tormentas ocurren, pero es muy difícil saber cuándo; podemos analizar estadísticamente una probabilidad de ocurrencia o un tiempo de espera más probable según la escala de la tormenta (de hecho, la frecuencia de las tormentas en función de su intensidad sigue una distribución de tipo exponencial negativa como se menciona abajo), pero no podemos, ni nosotros ni los sistemas ecológicos, anticiparnos a cada tormenta extraordinaria porque no sabemos en qué preciso momento llegará. No obstante, como sí podemos caracterizar probabilísticamente la distribución de las perturbaciones en el tiempo, llamamos a esa caracterización el *régimen* de perturbaciones.

## El régimen de perturbaciones

La idea de régimen de perturbación hace referencia a la manera en la cual las perturbaciones de un cierto tipo se suceden en el tiempo. Decimos que una perturbación puede tener un régimen periódico, es decir, regular. Por ejemplo, si un río atraviesa una zona de marcada estacionalidad de lluvias, la perturbación que causan esas lluvias seguirá una fluctuación regular con alta intensidad promedio en una época del año y baja intensidad en otra.

Sin embargo, sobre ese régimen predecible puede haber a su vez fluctuaciones azarosas superpuestas. Uno puede tener una época con alto promedio de lluvias, pero no todas las lluvias serán iguales al promedio; habrá una cierta estocacidad.

Si la fluctuación de los valores de la perturbación alrededor de su valor promedio es más o menos simétrica y las fluctuaciones extremas (por valores muy bajos o muy grandes) son bastante menos frecuentes que las perturbaciones cercanas al promedio, tal vez podamos describir ese “ruido” utilizando una distribución normal. Entonces tendremos un valor promedio y un desvío estándar.

Otras perturbaciones tienen regímenes que son muy diferentes a una distribución normal. Por ejemplo, las crecientes en un río suelen ajustarse mejor a distribuciones de frecuencia potenciales o bien exponenciales. ¿Qué significa eso? En breve y sin entrar en tecnicismos, diríamos que la frecuencia esperada de una perturbación es cada vez menor cuanto mayor (más intensa) es la perturbación. Uno esperaría entonces muchas crecientes pequeñas, menos de tamaño moderado, unas pocas grandes y poquísimas crecientes extraordinarias. Si esta distribución es potencial o exponencial, se puede calcular cuánto tiempo habría que esperar en promedio para que una creciente supere un cierto valor. Esto tiene una utilidad práctica porque se relaciona con los tiempos de amortización de las inversiones que hagamos para prevenir los daños de crecientes de diferente

intensidad. Visto desde el punto de vista estrictamente ecológico también tiene consecuencias en la selección natural de las características de los organismos asociadas a sobrevivir o sortear cierto nivel de perturbaciones. Si por encima de un cierto tamaño una dada perturbación es muy poco frecuente es posible que los organismos de ciclo de vida corto nunca se vean expuestos a ella y por lo tanto no hay chance de que actúe como un factor de selección.

Los regímenes de procesos aleatorios naturales están muy estudiados y hay una profusa literatura. En particular, hay muy buenos trabajos en cuanto a los regímenes de caudal de los ríos (véase por ejemplo, Mandelbrot 1996, Pérez et al 2009, Hansen y Seoane 2013).

## Tipos de perturbaciones

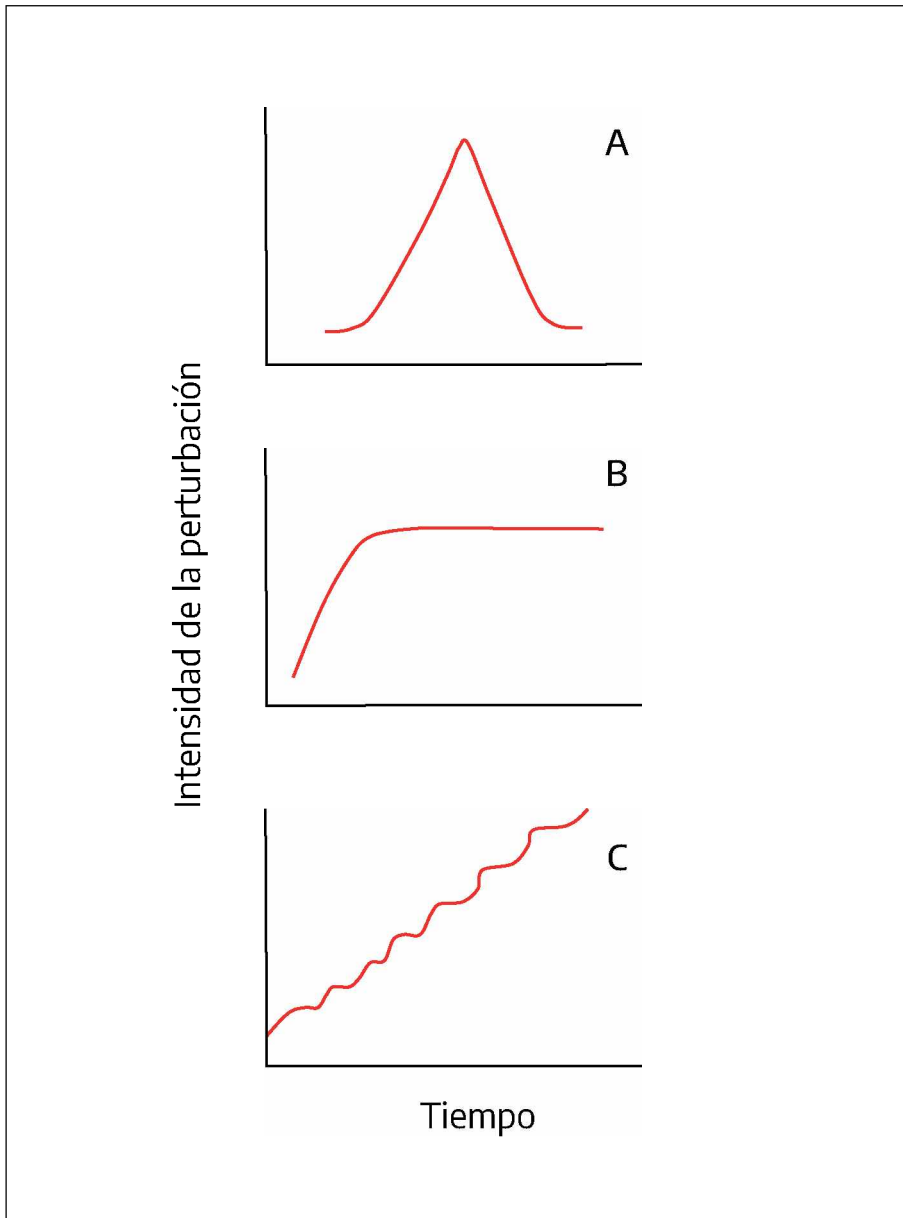
Otra característica importante de las perturbaciones es la variación de su intensidad en el tiempo. Por decirlo coloquialmente “su forma”. Aquí hay nuevamente una profusa literatura que no siempre aclara los conceptos y a veces sobrea abunda en terminología, pero que no podemos ignorar.

La bibliografía acerca de perturbaciones contiene varios intentos de sistematizar la descripción de las mismas. Describiremos aquí brevemente la propuesta de Lake (2000) según la cual los eventos perturbación contendrían dos momentos: la “aplicación” del disturbio, es decir la entrada del factor de perturbación y el daño que hace, y la “respuesta” de la biota, o sea los procesos de recuperación del daño.

Definida esta idea, Lake sistematiza tres tipos básicos de disturbio: de pulso, de “prensa” y de “rampa” (Fig. 1.1). Una perturbación de pulso sería aquella en que el factor de perturbación sube y baja rápidamente en el tiempo formando un pico de intensidad de breve duración. En una perturbación de prensa, la intensidad de la perturbación asciende rápido pero no baja sino que se mantiene en un valor alto a lo largo del tiempo. En una perturbación de rampa, el ascenso de intensidad es menos brusco y con ciertas oscilaciones pero la perturbación sigue aumentando en el tiempo sin alcanzar un máximo.

## Escalas de las perturbaciones

Como todos los fenómenos naturales, las escalas a las que suceden las cosas no tienen una distribución arbitraria. Hace tiempo que se ha estudiado y caracterizado conceptualmente que hay una cierta correlación entre la cantidad de energía total implicada en un tipo



**Figura 1.1.** Tipos de perturbación en arroyos: A) de pulso, B) de prensa, y C) de rampa (modificado de Lake 2000).

de perturbaciones, la escala espacial que afecta, la velocidad característica a la que ocurre y la frecuencia con que sucede. Las perturbaciones pequeñas suelen ser más cortas y suceden muy frecuentemente (lluvias fuertes por ejemplo), mientras que las perturbaciones muy fuertes generalmente son esporádicas (por ejemplo erupciones volcánicas). Si abarcan un área muy grande, suelen ser más lentas pero involucran una cantidad total muy grande de energía (la típica perturbación de este tipo es el calentamiento global) (Fig. 1.2).

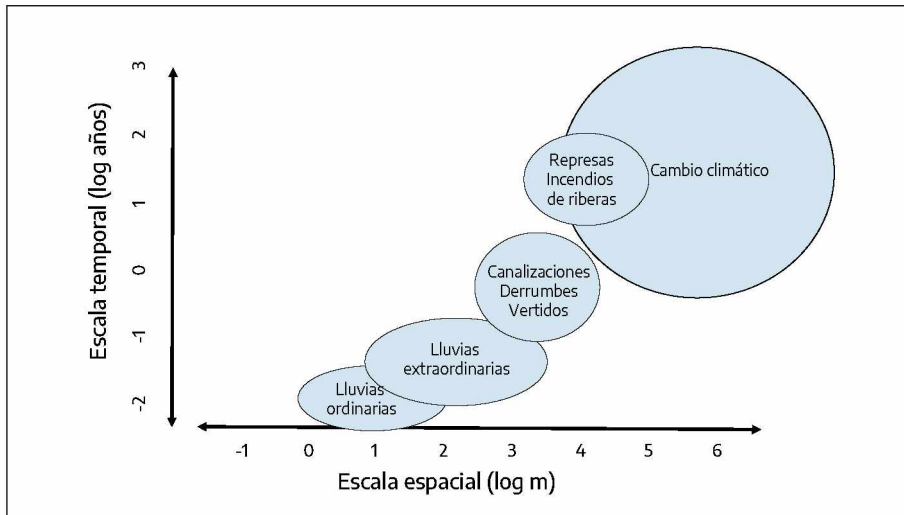
En los ecosistemas fluviales, que son sistemas jerárquicos, también puede observarse una relación entre la sensibilidad a la perturbación y el tiempo de recuperación según la escala de ambiente que se considere (Fig. 1.3). Es fácil darse cuenta de que estas relaciones tienen excepciones

y no son tan simples, pero se deben considerar cuando se realizan acciones de restauración.

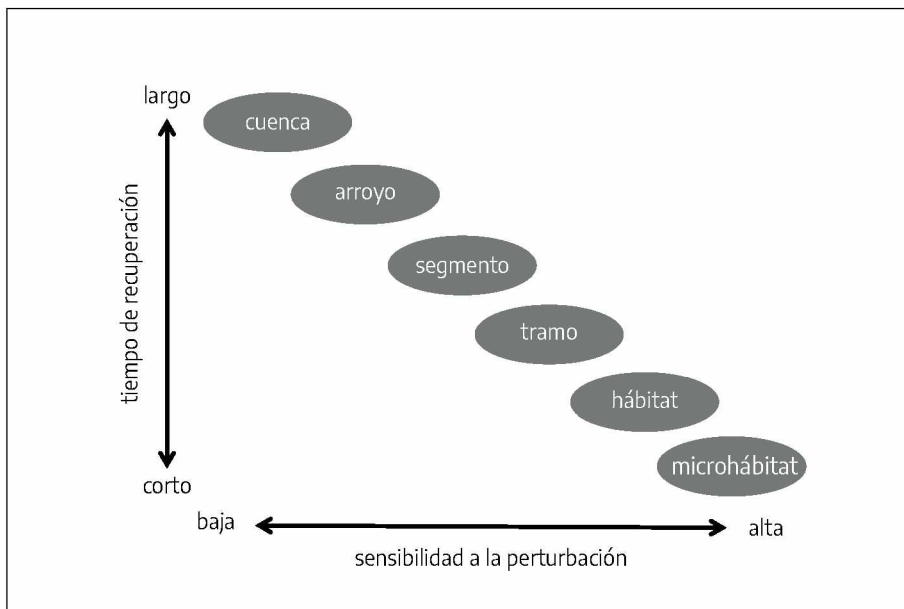
Algunos autores consideran que la perturbación no es sólo la característica más importante de los ecosistemas de arroyos, sino también el factor organizador dominante (Lake 2000).

## MOSAICO AMBIENTAL

¿Cuál es el resultado de una determinada historia de perturbaciones sobre la estructura del ecosistema? Debido a que las perturbaciones destruyen parcialmente la organización del ecosistema y a que ese impacto no es



**Figura 1.2.** Relación básica entre las escalas espacial y temporal de diferentes tipos de perturbaciones en sistemas fluviales (elaboración propia a partir de varias fuentes).



**Figura 1.3.** Sensibilidad a la perturbación y tiempo de recuperación en diferentes escalas de la red fluvial (modificado de Conquest y Ralph 1998).

uniforme en toda la extensión del mismo, el efecto de esa destrucción forma un mosaico heterogéneo. Pero a la vez que destruye, la perturbación desencadena los mecanismos biológicos de recuperación. Finalmente, cualquier sistema sometido a un determinado régimen de perturbaciones desarrolla una heterogeneidad de su estructura a la que llamamos “mosaico” o estructura de parches o manchones. Los parches representan zonas relativamente autosimilares en su estado de recuperación post-perturbación. En los sistemas fluviales, por la organización longitudinal propia de los sistemas de aguas corrientes, el mosaico se manifiesta a lo largo del eje principal o, si hacemos la observación a nivel de cuenca, lo veremos desarrollado siguiendo las ramificaciones de los diferentes afluentes y sus riberas.

Los parches van cambiando y tendiendo hacia un estado de equilibrio, pero nuevas perturbaciones pueden recomenzar el proceso. Si el régimen de perturbaciones perdura, cada parche tendrá diferentes estructuras a lo largo del tiempo pero el conjunto del mosaico se mantendrá estadísticamente parecido.

### CAMBIOS INESPERADOS Y ESTADOS ALTERNATIVOS

Hemos afirmado que las interrelaciones en los ecosistemas en general y en los ecosistemas fluviales en particular no suelen ser lineales; ¿qué significa eso? Decimos que una relación entre dos componentes es lineal cuando un

cambio proporcional en el estado de una de las partes siempre causa un efecto similar en la otra parte. En otras palabras, existe un tipo de proporcionalidad directa en la cual es aplicable la regla de tres simple: el doble de acción produce el doble de efecto. Muy sencillo pero generalmente falso.

Tomemos un ejemplo básico: la contaminación de un río por un ingreso de un efluente rico en materia orgánica (por ejemplo, desechos cloacales incompletamente depurados). ¿Qué efectos causa una contaminación de este tipo? La incorporación de materia orgánica en descomposición al curso del río es alimento para bacterias descomponedoras; esas bacterias comenzarán a aumentar su número ya que tienen alimento en abundancia. Pero al descomponer la materia orgánica consumirán oxígeno disuelto en el agua; por lo tanto, la concentración de oxígeno comenzará a disminuir. ¿Qué sucede cuando las bacterias que descomponen nuestro efluente consumen oxígeno? Su concentración comienza a disminuir y muchos organismos acuáticos, especialmente los animales, pueden empezar a tener dificultades para sobrevivir y completar sus ciclos vitales, excepto claro los que vivan en el agua pero respiren aire como numerosas larvas de insectos (por ejemplo las de mosquitos). La descomposición de materia orgánica aumenta las concentraciones de nutrientes como fosfatos y nitratos, y esto puede alterar las proporciones que favorecen a las algas unicelulares y bacterias fotosintéticas. Paradójicamente, las propias bacterias que se alimentan de la materia orgánica se ven perjudicadas por la disminución del oxígeno; empiezan a tener ventaja aquellas bacterias que puedan metabolizar la materia orgánica con poco oxígeno (microaeróbicas) o directamente sin él (anaeróbicas). Esas bacterias son menos eficientes en la descomposición pero soportan este ambiente alterado. El sistema se va alejando del estado de equilibrio que tenía antes del ingreso del efluente. Hay un *punto de ruptura*<sup>4</sup>, es decir, un umbral, que una vez traspasado produce cambios bruscos: si la concentración de oxígeno disminuye por debajo de los 4 mg/L aproximadamente, muchos organismos animales mueren, proliferan los euglenoideos y las cianobacterias, muchas de las cuales pueden ser a su vez tóxicas para los vertebrados u otros animales, y se acumula materia orgánica parcialmente descompuesta que sirve de alimento para otros tipos de invertebrados como oligoquetos y nematodos. El río entra en un estado que llamamos *distrofia* y ya no es capaz de metabolizar todos los desechos que recibe.

El punto es que estos cambios no son graduales. No nos concentremos en los detalles de los procesos sino en la dinámica del sistema. Para eso, una estrategia eficiente es

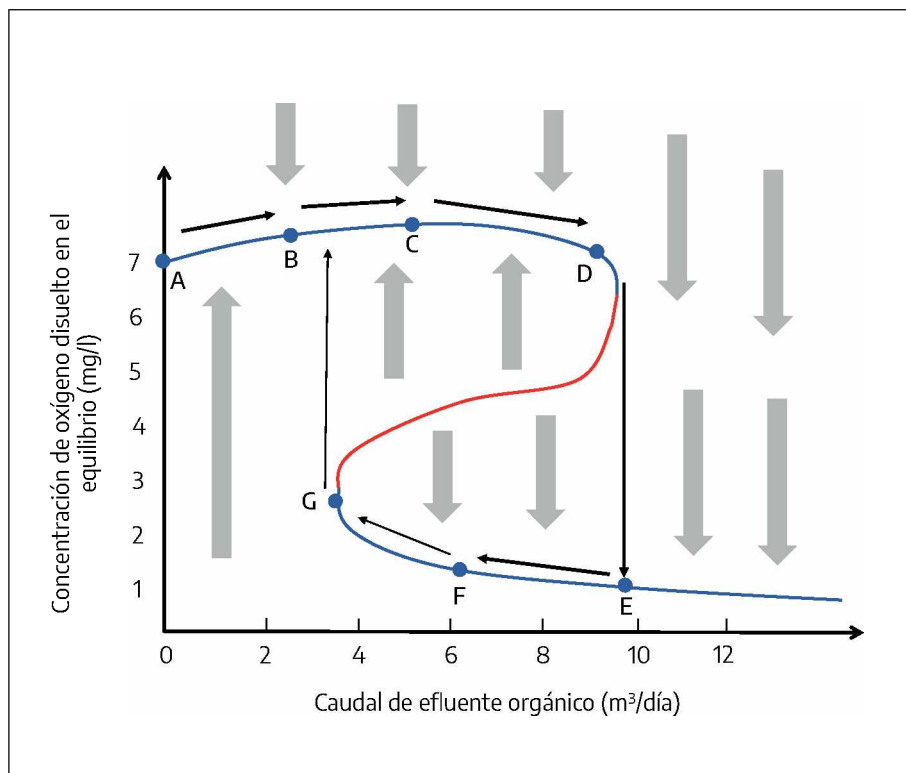
construir un *mapa dinámico* del sistema. Una explicación de cómo se construyen estos mapas puede leerse en la caja 1.1, y el modelo matemático que utilizamos para el caso que estamos explicando está brevemente presentado en la caja 1.2.

Una vez que tenemos el mapa dinámico, que representa los estados de equilibrio del sistema en un espacio definido por dos o más variables (en este caso, el valor de equilibrio de oxígeno disuelto versus el caudal de efluente recibido), podemos razonar acerca de la dinámica del sistema (Fig. 1.4). Lo primero que podemos observar es que para un conjunto de valores de caudal de efluente existe no una concentración de oxígeno en equilibrio (recordemos que “equilibrio” quiere decir aquí que ese valor no cambia, porque para ese valor de concentración de oxígeno la velocidad de variación de dicha concentración, o sea su derivada es cero) sino tres. Dos de esas concentraciones de equilibrio corresponden a equilibrios estables, es decir que si el sistema está allí y es perturbado moderadamente, vuelve al valor de equilibrio. Las líneas azules señalan los equilibrios estables inferior y superior; las flechas indican en qué sentido se mueve el sistema dada una condición inicial en el plano de este mapa dinámico. Separando estos dos equilibrios estables hay otra línea, en rojo, que también representa un conjunto de puntos de equilibrio, pero ese equilibrio es inestable. Una perturbación del sistema allí lo impulsa hacia el equilibrio estable superior o inferior según en qué sentido sea la perturbación (Fig. 1.4). Decimos que ese equilibrio es un *repulsor* (lo contrario de un *atractor*).

Ahora usemos el mapa para entender la dinámica sorprendente que puede tener un sistema así. Comenzaremos en una situación óptima para el sistema (punto A): el caudal de desechos es cero, la concentración de oxígeno en equilibrio es de 7 mg/L y es un equilibrio estable.

Si comenzamos a adicionar un caudal algo mayor de desechos, el efecto del exceso de nutrientes estimula la fotosíntesis sobrecompensando el aumento de respiración por el exceso de materia orgánica. El resultado es que la concentración de oxígeno en equilibrio es un poco mayor que antes (punto B). Si somos responsables del manejo de este sistema tal vez pensemos que no es tan mala idea volcar un poco más de efluentes porque quizás aumente más la concentración de oxígeno. Si nos movemos al punto C, efectivamente parece pasar eso pero en nuestro mapa vemos que ahora estamos en una zona (un valor de caudal de efluente) para el cual coexisten los tres equilibrios que mencionamos antes (dos estables y uno inestable que separa las cuencas de atracción de los otros dos). Si seguimos adicionando mayores cargas de efluente y llegamos al punto D, aunque no lo sospecharíamos si no conociéramos el mapa dinámico, estamos en zona de peligro porque ¿qué pasa

<sup>4</sup> Traducción razonable del término inglés *tipping point*.



**Figura 1.4.** Mapa dinámico de nuestro modelo de arroyo sometido al ingreso de un cierto caudal de efluente. En el eje de las y se representan los puntos de equilibrio de la concentración de oxígeno en agua y en el eje de las x los valores de la variable de control, que es el caudal de efluente ingresado. Cada punto en el plano definido por estos dos ejes representa un posible estado del sistema; la curva en forma de "Z" contiene los estados de equilibrio estable (curva en azul) o inestable (curva en rojo).

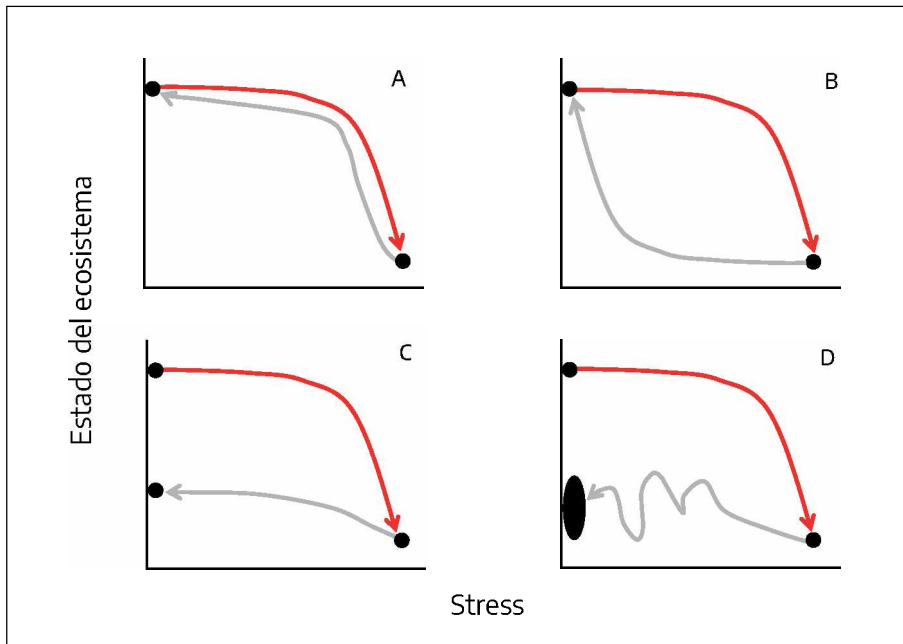
si el caudal de efluentes crece un poco más? Pues el sistema se "cae" al equilibrio inferior (punto E). Es decir que un pequeño aumento del caudal de efluentes produce un cambio brusco e inesperado ocasionando un descenso muy grande del oxígeno disuelto en un corto tiempo. Se produce un salto, una transición de fase de un estado estable a otro. Este efecto se conoce matemáticamente como *catástrofe*, y ésta en particular es una *catástrofe de cúspide* (Ouimet y Legendre 1988). Básicamente se llaman así las dinámicas que presentan cambios bruscos entre dos estados de equilibrio ante un cambio pequeño de una variable crítica que produce el salto (en este caso, el caudal de efluente). Nótese que si veníamos observando el comportamiento del sistema al aumentar paulatinamente esa variable, no había señales de que este salto pudiese ocurrir y que variaciones anteriores producían cambios muy leves.

Pero ahora, aparece otro problema: si queremos volver a un estado anterior y, como indicaría la lógica de un proceso reversible, disminuimos el caudal de efluente, nos movemos sobre el equilibrio estable inferior (vamos al punto F). Sólo cuando las condiciones llevan el sistema al punto G, una pequeña disminución de caudal de efluente impulsa al sistema al equilibrio superior otra vez (cerca del punto B). Este fenómeno según el cual el sistema no sigue el mismo camino de ida y de vuelta cuando modificamos la variable de control se conoce con el nombre de *histéresis* por el comportamiento doble que tiene el sistema para esos valores.

Si conocemos el mapa dinámico (que aquí construimos a partir de un modelo sencillo) esto es predecible y comprensible, pero si, como ocurre muchas veces, manejamos el sistema a ciegas y suponiendo que sus respuestas son predecibles y reversibles, nos podemos llevar una sorpresa mayúscula. Ahora bien, en sistemas complejos como los ecológicos, este comportamiento es más la regla que la excepción.

Conocer los fenómenos de histéresis es fundamental cuando se realizan acciones para la mejora del estatus ecológico de ríos y arroyos. Lake y colaboradores (2007) han propuesto cuatro modelos potenciales de la recuperación de los ecosistemas fluviales luego de la aplicación de medidas de restauración (Fig 1.5). En el modelo de la banda elástica, la recuperación sigue una trayectoria similar a la de degradación, mientras que en el de histéresis, la trayectoria es prolongada y no lineal. En el modelo de Humpty Dumpty<sup>5</sup>, la recuperación puede seguir diversas trayectorias, pero llega a un punto diferente al de la condición pre-disturbio. El modelo del blanco móvil es una extensión del de Humpty Dumpty, con una trayectoria de recuperación impredecible y con varios puntos finales posibles. Como se ve, estas trayectorias impredecibles pueden llevarnos a la creación de nuevos sistemas fluviales (los denominados ecosistemas ingenieriles).

<sup>5</sup> Personaje de una rima infantil inglesa que está sentado en una pared, y que al caerse no lo pueden volver a colocar en su lugar. Fue revisitado por Lewis Carroll en *Alicia a través del espejo*.



**Figura 1.5.** Modelos posibles de recuperación de arroyos impactados luego de la aplicación de medidas de restauración. A) banda elástica, B) histéresis, C) Humpty Dumpty, y D) blanco móvil. La flecha roja representa el proceso de degradación del ecosistema desde su estado original, y la gris la recuperación a través de la restauración (modificado de Lake et al 2007).

## ESTADOS ALTERNATIVOS AUTOORGANIZADOS

Pero las sorpresas no terminan aquí porque los sistemas ecológicos tienen diferentes formas de acumular energía; por ejemplo biomasa, o incluso diversidad. La energía acumulada produce crecimiento en cantidad de individuos o en incremento de algún compartimiento (sedimento por ejemplo), o en relaciones entre especies y flujos de energía. Y eso “mueve” al sistema dentro de su espacio de equilibrios. El sistema se autoorganiza y puede impulsarse por sí solo de un equilibrio a otro, sin una variable forzante externa. O sea que, como el sistema cambia su propio entorno, puede generar condiciones que lo lleven de un equilibrio a otro muy diferente. Son sistemas que fluctúan naturalmente de un equilibrio estable a otro, alternando entre ellos. Tienen una fase de acumulación de estructura, complejidad y energía, una relajación brusca durante la cual se produce algún grado de desorganización o destrucción de biomasa, y un período de reorganización y acumulación que genera un nuevo salto de vuelta al estado más complejo. Examinemos más en detalle este paradigma.

En tanto sistemas complejos, los ecosistemas acumulan paulatinamente energía e información pero eso provoca su propia inestabilidad, porque a medida que el sistema se hace más complejo se aceleran algunos procesos de disipación de energía más que otros. En un momento el sistema llega a un estado en el cual ya no es capaz de sustentar su propia estructura. Eso provoca que se desorganice parcialmente. Eso relaja las tensiones y el sistema comienza a recuperarse. Todo esto se resume en la Fig. 1.6.

¿Cómo leer esta figura? En el “eje” vertical tenemos hacia arriba un aumento de la energía acumulada en el ecosistema. En el eje horizontal tenemos hacia la derecha un aumento del control interno (muchas interacciones fuertes entre las variables que gobiernan la dinámica del sistema).

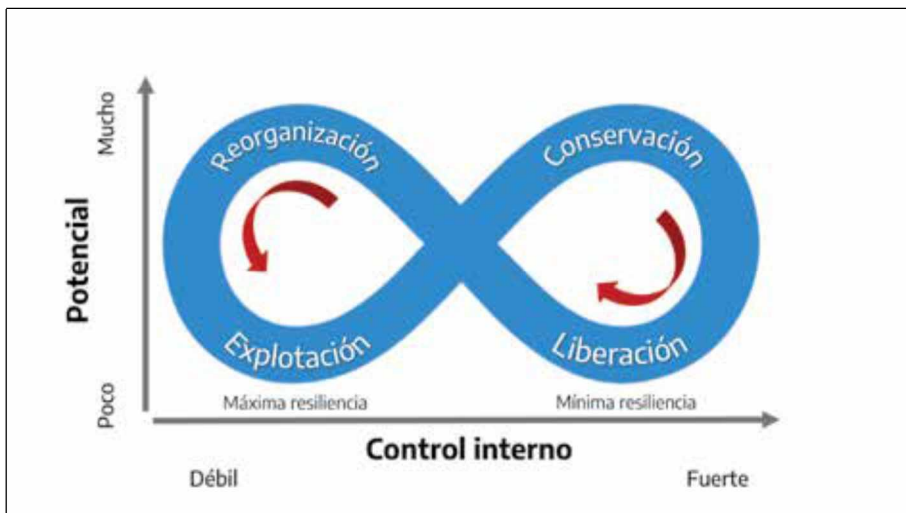
Cuando el sistema tiene máxima resiliencia (en el gráfico está más cerca de la esquina inferior izquierda) pero poca estructura decimos que está en la fase de “explotación”; es decir que su producción neta es alta y le podemos extraer una parte sin que el sistema pierda capacidad de recuperación. Cuando el sistema llega a su máxima acumulación de energía y sus interacciones son fuertes (fase de “conservación”) esa situación no es estable y el sistema se desorganiza liberando parte de la energía.

Según este paradigma, la dinámica de los ecosistemas podría seguir un ciclo de oscilaciones originadas por su propio desarrollo. Algunos autores hablan de *sucesión oscilante* y otros, como Scheffer, de *estados alternativos*.

Destaquemos que aquí el término resiliencia se usa en el sentido de la propiedad emergente que mide la velocidad con que el ecosistema se recupera de una perturbación (sea externa o autógena).

Algunos autores sostienen que los estados alternativos estables no existen en sistemas prístinos, mientras que otros afirman que son parte de la dinámica de los ecosistemas con o sin presencia humana (Gunderson 2000).

Los cambios de los ecosistemas entre estados alternativos pueden ser gobernados por variables internas “lentas” o por variables externas. Por ejemplo, para reducir la

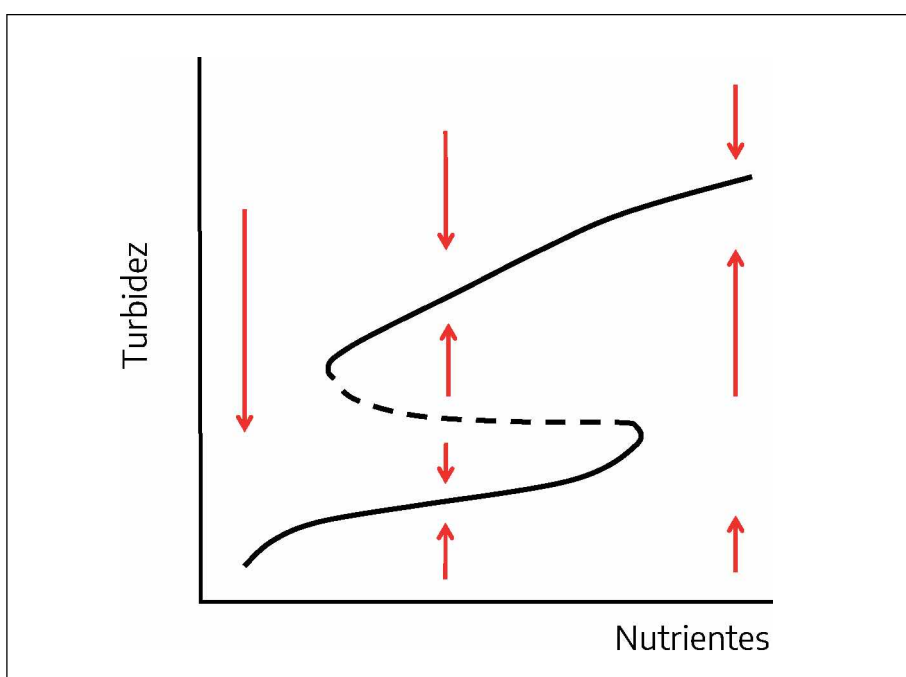


**Figura 1.6.** El ciclo “autopropulsado” de fluctuación de un sistema ecológico con estados alternativos (modificado de Corrons 2016).

eutroficación de un río puede no bastar con atenuar la carga de fósforo que recibe a través de vuelcos puntuales o difusos (la variable externa), porque puede haberse acumulado fósforo en los sedimentos acuáticos, el que será liberado lentamente mientras se mantengan bajos los niveles de oxígeno disuelto (la variable interna lenta). Por eso, cuando se realizan acciones de manejo en ecosistemas fluviales es importante identificar y monitorear las variables internas. Debido a estas variables internas, la recuperación de los ecosistemas perturbados puede ser muy larga, llegando a centurias e incluso milenios en el caso de la salinización de ambientes de agua dulce o la recuperación de la morfología del canal a escala de cuenca (Gordon et al 2008).

### ESTADOS ALTERNATIVOS EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Los equilibrios múltiples han sido muy estudiados en lagos someros, y han constituido la base de la teoría de estados alternativos propuesta por Scheffer (1990). El modelo clásico propone que las lagunas pueden alternar entre un estado claro de aguas transparentes y un estado turbio (Fig. 1.7). En el estado claro, las condiciones oligotróficas y la abundancia de la vegetación sumergida limitan el crecimiento del fitoplancton, mientras que con altos niveles de nutrientes y ausencia del sombreado de las macrófitas se favorece un estado turbio con gran desarrollo del fito-



**Figura 1.7.** Modelo de Scheffer (1990) para lagunas con dos estados alternativos (claro y turbio).

plancton. El modelo muestra histéresis: es decir que para regresar al estado de aguas claras se requiere disminuir las concentraciones de nutrientes por debajo de los niveles que ocasionaron el salto al estado turbio.

Este modelo original ha sido expandido posteriormente proponiendo, por ejemplo, modelos con dos estados alternativos de plantas flotantes y sumergidas (Scheffer et al 2003, Moi et al 2020), o de algas caráceas y plantas sumergidas (Blindow et al 2014). Incluso se han planteado modelos con tres estados alternativos para lagunas (Meerhoff y Mazzeo 2004, Scheffer y van Ness 2007). Existe mucha evidencia de que los estados alternativos son un fenómeno común en las lagunas pampeanas, con importantes implicancias en su manejo y conservación (ver caja 1.3).

Para los ríos y arroyos se han propuesto modelos de dos estados alternativos basados en la forma del canal o en los tipos de vegetación ribereña (Dent et al 2002), aunque aún se carece de suficiente soporte empírico para adoptarlos.

## ¿Y DÓNDE ESTÁ EL PUNTO DE RUPTURA?

Un problema clave que plantean los estados alternativos es la identificación de las condiciones ambientales que llevan a los ecosistemas a un umbral ecológico a partir del cual se produce un cambio en el dominio de atracción (llamamos aquí punto de ruptura a ese umbral). Dado que estas transiciones suelen ser abruptas, esto es especialmente importante cuando se desea mantener al ecosistema en un estado preferente ante el impacto creciente de las acciones humanas. Es importante contar con métodos para anticipar los cambios bruscos o detectar la cercanía a un punto de ruptura. Existe cierto consenso en que las señales de alarma que se puede observar son tres: 1) una pérdida significativa de resiliencia, es decir, el sistema se vuelve más lento para recuperarse de perturbaciones frecuentes; 2) un aumento en el coeficiente de variación de las fluctuaciones, es decir, el sistema comienza a oscilar de manera más acentuada ante perturbaciones ordinarias; 3) un aumento de autocorrelación en las fluctuaciones, es decir, las oscilaciones se vuelven más regulares como si el sistema comenzara a entrar en resonancia (Andersen et al 2008, Scheffer et al 2009, Dai et al 2012, Dakos et al 2015). Este tipo de comportamiento dinámico es muy común en cualquier sistema complejo. Cuando un sistema está por cambiar de régimen o saltar a un nuevo equilibrio suele empezar a oscilar de manera más regular y acentuada antes del cambio. Sucede con la frecuencia cardíaca antes de un infarto, con el electroencefalograma antes de una convulsión, y en general con cualquier sistema biológico en el que se están debilitando algunos lazos de retroalimentación negativa y acentuando otros que tienen demora de reacción (Dai et al 2012, Duarte et al 2012).

No obstante, es necesario continuar profundizando las investigaciones en cuanto al comportamiento de los sistemas cerca de los momentos de transición y no retorno; de ese modo podremos prevenir con mayor éxito los cambios indeseables.

---

### CAJA 1.1.

#### ¿CÓMO SE CONSTRUYE UN MAPA DINÁMICO DE UN MODELO?

---

Los modelos más usados para representar los sistemas ecológicos son los que se expresan por medio de ecuaciones diferenciales. Básicamente, la velocidad de cambio de una variable de interés se expresa con una fórmula matemática que la pone en función del valor de la propia variable y, eventualmente, también de otras.

Tomemos el caso más sencillo: supongamos que la velocidad de cambio de una variable sólo depende del valor de la misma variable. La forma simplificada de expresar esto es:

$$\text{Velocidad de cambio de la variable } X = \text{función}(X)$$

Expresado de manera más formal, sería:

$$\frac{dx}{dt} = f(x)$$

Por ejemplo, podemos suponer que la velocidad de descomposición de la materia orgánica disuelta en el agua (MOD) de un río es directamente proporcional a la concentración de dicha materia orgánica. La expresión matemática para eso sería:

$$\frac{d[MOD]}{dt} = -k[MOD].$$

Esto indica que, cuanto más concentrada esté la materia orgánica, más rápido se va a descomponer; y también indica que a medida que la concentración sea más baja, la velocidad de descomposición también bajará.

Tomemos otro ejemplo más interesante. Imaginemos que la materia orgánica disuelta está ingresando al río en un punto a una velocidad constante  $H$  y que, una vez en el río, obedece la ley expresada en el modelo anterior, es decir que su velocidad de descomposición es proporcional a su concentración. O sea que la concentración final será un equilibrio entre una entrada (constante) y una pérdida proporcional a la concentración presente:

$$\frac{d[MOD]}{dt} = H - k[MOD]$$

Como ahora hay una entrada constante, si nos ubicamos en un punto aguas debajo de la entrada y medimos la concentración de MOD, podríamos preguntarnos si después de un cierto tiempo la concentración se mantendrá constante (es decir, se llegará a una concentración de equilibrio). En términos matemáticos, que la concentración permanezca constante significa que su velocidad de cambio es cero, y allí está en equilibrio:

$$\frac{d[MOD]}{dt} = 0$$

$$\Rightarrow 0 = H - k[MOD]$$

En esta última expresión, el “sombrecito” sobre MOD indica que se trata del valor de equilibrio porque pusimos la condición de velocidad de cambio igual a cero. Para conocer ese valor, debemos “despejarlo”:

$$[MOD] = H/k$$

Que nos dice muy claramente que si la velocidad de entrada  $H$  es mayor, la concentración en equilibrio de la MOD será más alta; y si la tasa de descomposición  $k$  es mayor, la concentración de equilibrio será más baja. Es razonable, ¿verdad?

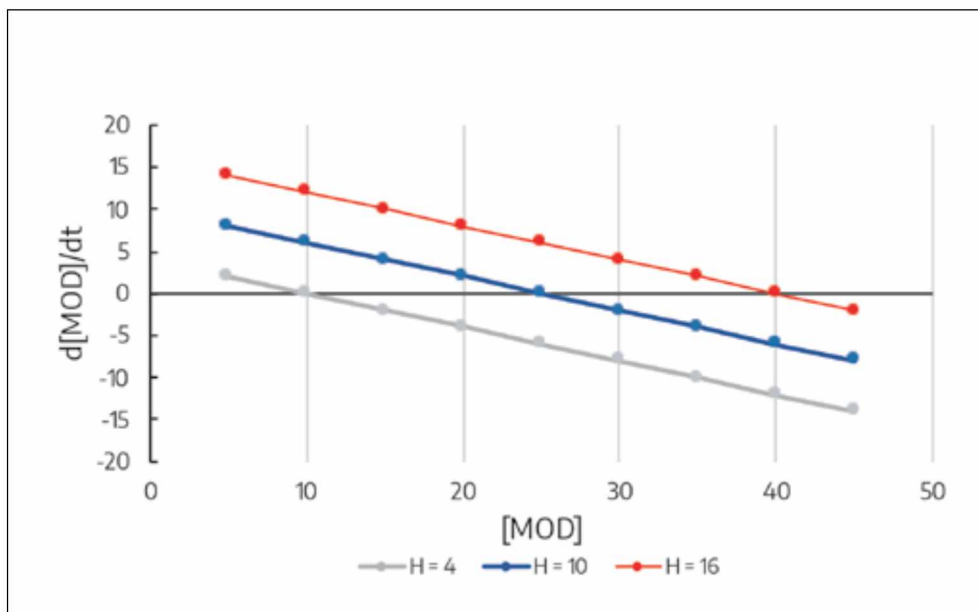
En un modelo más complejo, puede haber más de un valor de equilibrio para una variable, porque puede depender de varias otras. Si usted observa la figura 1.4, notará que las variables independientes son más de una y que cuando calculamos los puntos de equilibrio de la concen-

tración de oxígeno en función del caudal de efluentes, para un mismo caudal puede haber más de un punto de equilibrio de oxígeno disuelto.

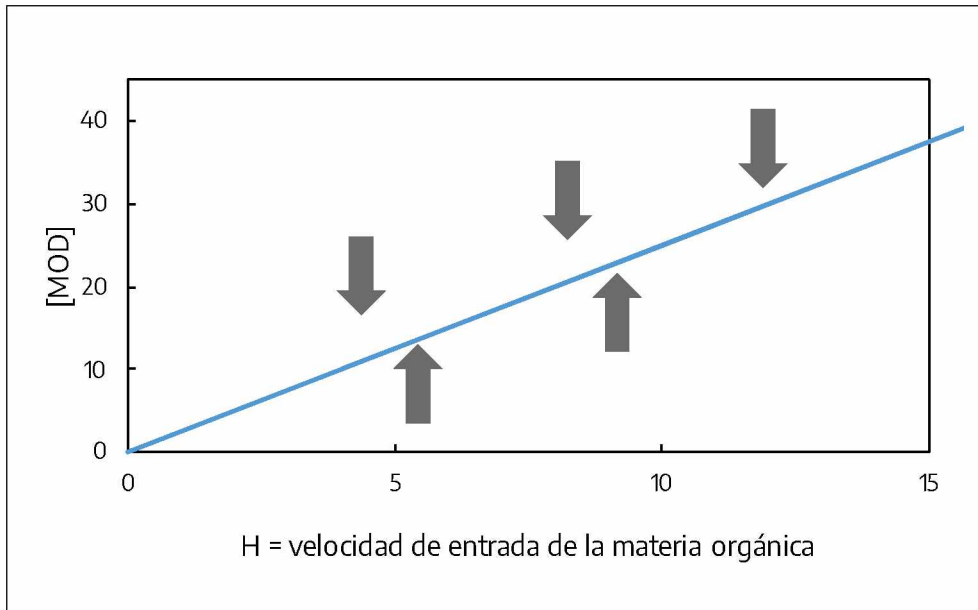
Aunque esto parece complicado, hay algo que no lo es: si representamos la velocidad de crecimiento de una variable en función de dicha variable, la forma de encontrar los puntos de equilibrio es ver dónde la función corta el eje de las  $x$ , porque allí la velocidad de cambio (que está representada en el eje de las  $y$ ) es cero. Veamos entonces cómo queda en nuestro ejemplo de la MOD (ver Fig C1.1.1)

Según lo que dijimos, los puntos en los que cada línea corta al eje  $x$  representan puntos de equilibrio, que aquí son diferentes dependiendo de la velocidad de entrada ( $H$ ) de la materia orgánica. Por ejemplo, para un  $H$  alto ( $= 16$ ) el punto de equilibrio de la concentración es 40; para el  $H$  intermedio ( $= 10$ ), es 25 y para el  $H$  más bajo ( $= 4$ ), el equilibrio de [MOD] corresponde al valor 10. En todos los casos estamos manteniendo la tasa de descomposición  $k$  constante e igual a 0,4. La conclusión es trivial pero interesante: si entra más materia orgánica por unidad de tiempo y el mecanismo de descomposición es el mismo, el valor de equilibrio de su concentración será más alto. O disminuimos la entrada, o aumentamos el valor  $k$  poniendo bacterias que descompongan más rápido, o cambiamos las condiciones (por ejemplo agitando el agua).

Ahora bien, ¿cómo transformamos esto en un mapa dinámico? El mapa dinámico es la representación de los estados de equilibrio en función de los valores de la variable forzante (en este caso  $H$ ). O sea que la dinámica de este sistema se puede resumir en la figura C1.1.2.



**Figura C1.1.1.** Diagrama de fases del modelo de la concentración de MOD versus tiempo.



**Figura C1.1.2.**  
Concentración de la MOD en función de la velocidad de entrada H.

La línea roja contiene los puntos de equilibrio de [MOD] para diferentes valores de H. Las flechas indican que para cualquier estado diferente del equilibrio, el sistema tenderá a moverse hacia el equilibrio, de manera que los puntos de equilibrio en este sistema son estables y atractores. Esto significa que en un entorno del valor de equilibrio el sistema tiende a acercarse a él, es decir, es atraído por el equilibrio y sigue, en este paisaje que representa la dinámica, una trayectoria hacia él.

### CAJA 1.2. MODELO MATEMÁTICO PARA EL RÍO QUE RECIBE EFLUENTES ORGÁNICOS

Supondremos que el arroyo que nos interesa está cercano a una ciudad pequeña. El arroyo recibe el efluente derivado de una planta de tratamiento de residuos cloacales pero dicha planta no es eficiente, de manera que el efluente contiene una importante carga de materia orgánica y de nutrientes. La materia orgánica estimula la respiración bacteriana y produce acumulación de sedimentos en los cuales se producen también procesos de descomposición anaeróbica. Los nutrientes producen un aumento en la producción primaria del arroyo y, paralelamente, estimulan un aumento de sedimentación. El arroyo está inicialmente en un estado moderado de eutrofia.

La idea es evaluar el riesgo de que el arroyo pase a un estado de distrofia (en el cual la descomposición anaeróbica es predominante) y se produzcan mortandades masivas de peces. Para ello proponemos un modelo matemático simple que representa los procesos de fotosínte-

sis, respiración y acumulación de sedimentos orgánicos. Dicho modelo parte de un diagrama conceptual que reproducimos en la figura C1.2.1., y sus ecuaciones son las siguientes:

$$F(t) = p_1 B - p_2 B^2$$

$$R(t) = \frac{p_3 B^2}{p_4 - p_5 B + p_6 B^2}$$

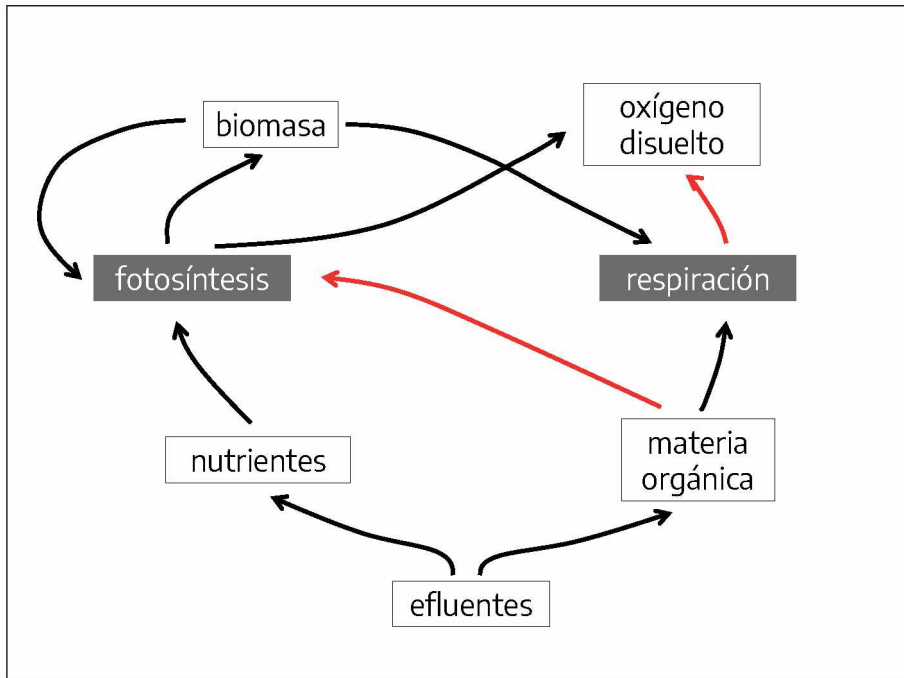
$$\frac{d[O_2]}{dt} = F(t) - R(t)$$

$$[O_2] = \frac{p_7 B}{p_8 + p_9 B}$$

Donde,  $F(t)$  es la velocidad de fotosíntesis,  $R(t)$  es la velocidad de respiración,  $B$  es la biomasa de algas microscópicas flotantes (fitoplancton) y filamentosas,  $[O_2]$  es la concentración de oxígeno disuelto en el agua, y los  $p_i$  son parámetros del modelo y nutrientes recibidas por el sistema. Hay un parámetro crítico en nuestro problema que es el parámetro  $p_6$ , que es inversamente proporcional a la cantidad de materia orgánica ingresada al sistema.

Se pueden realizar simulaciones del modelo con diferentes juegos de parámetros como los contenidos en la tabla C1.2.1.

En la Fig C1.2.2 podemos observar cómo varía la velocidad de producción neta de oxígeno para las cuatro diferentes cargas de efluentes en función de la biomasa de productores primarios. Los puntos de intersección en el eje horizontal representan puntos de equilibrio del sistema. Como se ve existen dos puntos de equilibrio estable separados por un



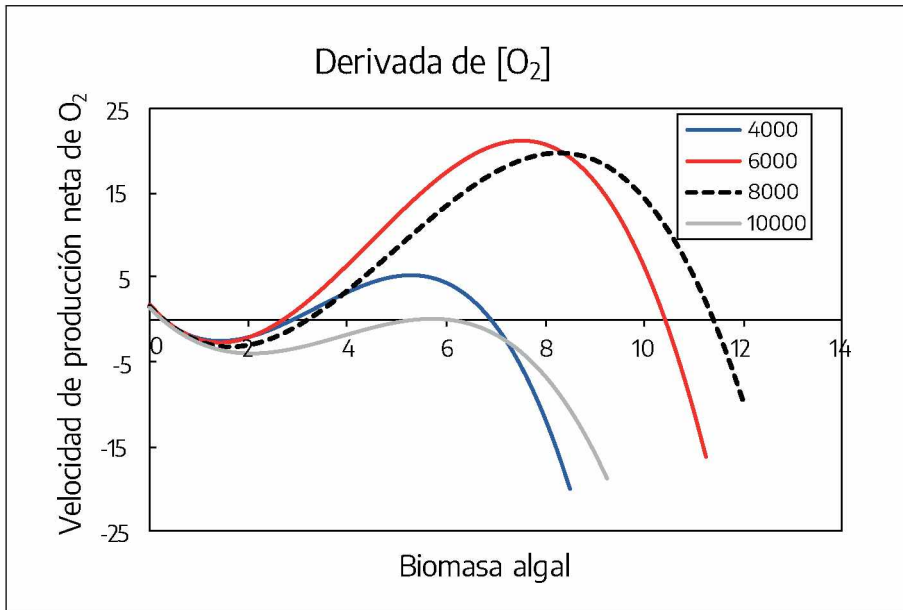
**Figura C1.2.1.** Diagrama conceptual de las principales variables implicadas en la dinámica del arroyo. Las flechas negras indican un efecto positivo de una variable sobre otra, las flechas rojas indican efectos negativos de una variable sobre otra.

Carga de efluentes (metros cúbicos por día) con una concentración constante de materia orgánica (en gramos por metro cúbico de efluente)				
Parámetro	4000 (situación inicial)	6000	8000	10000
p1	1,5	1,8	1,6	1,4
p2	0,17	0,15	0,12	0,14
p3	3	-	-	-
p4	1	-	-	-
p5	2	-	-	-
p6	1,6	1,4	1,3	1,2
p7	6	-	-	-
p8	2	-	-	-
p9	0,46	-	-	-

**Tabla C1.2.1.** Parámetros del modelo bajo diferentes cargas de efluentes. Los guiones indican que se mantiene el mismo valor que en la primera columna.

punto de equilibrio inestable, pero aumentando la carga de efluente a valores cercanos a los 10000 litros diarios (en este ejemplo) se hace inminente el riesgo de perder el punto de equilibrio superior (siempre por encima de 5 mg/l de oxígeno) y caer a un estado de virtual anoxia. Si eso pasa, no es fácil recuperar el sistema sólo disminuyendo la carga de efluente porque ahora se mantiene dentro del dominio de

atracción del equilibrio estable inferior. Si quisiéramos que el sistema vuelva a tener valores altos de oxígeno deberíamos bajar bastante la carga de efluente hasta que encuentre una trayectoria “de regreso” que será diferente a la que recorrió cuando la carga de efluente iba aumentando. Esta diferencia de los caminos de ida y de vuelta en el mapa dinámico es lo que llamamos histéresis.



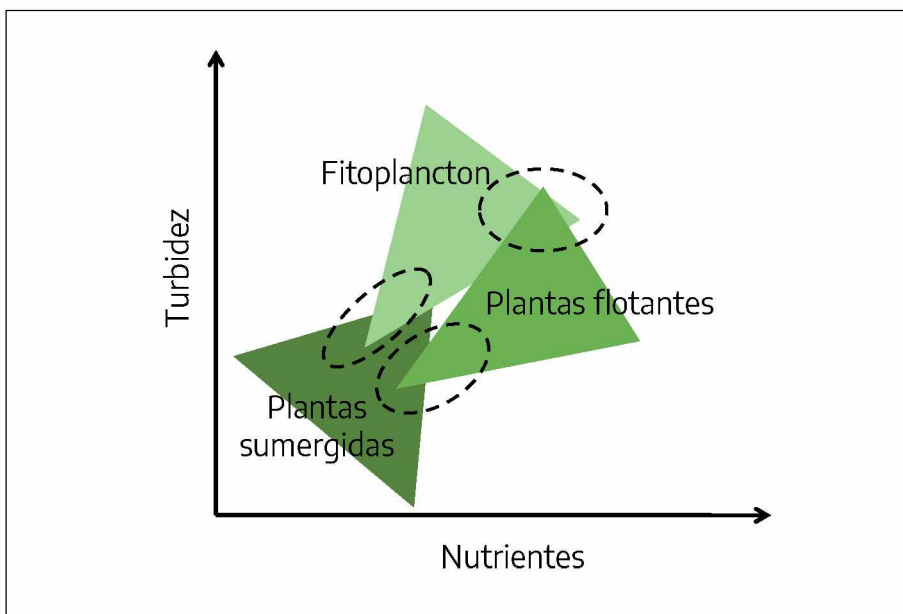
**Figura C1.2.2.** Variación de la velocidad de producción neta de oxígeno en función de la biomasa algal, y bajo distintas cargas de efluentes.

**CAJA 1.3.**  
**REGÍMENES ALTERNATIVOS EN LAGUNAS DE LA REGIÓN PAMPEANA**

Inés O'Farrell

El concepto ecológico de regímenes alternativos supone que las fluctuaciones en torno a las tendencias o patrones de los ecosistemas se interrumpen por cambios repentinos conducentes a un régimen dinámico persistente diferente del original (Beisner et al 2003). Este comportamiento ha sido descrito y comprobado fehacientemente para las lagunas (Scheffer y Jeppesen 2007). Inicialmente

se aceptó la alternancia de dos estados de equilibrio: lagunas claras con abundante desarrollo de macrófitas sumergidas y lagunas turbias con dominancia de fitoplancton (Scheffer et al 1993). La alternancia de regímenes fue también postulada entre la dominancia de plantas flotantes y sumergidas, explicándose por limitación del crecimiento de las sumergidas debido al sombreado por las flotantes y por disminución en la disponibilidad de nutrientes por consumo lujurioso de las flotantes (Scheffer et al 2003). Más tarde, Meerhoff y Mazzeo (2004) postularon la hipótesis de la existencia de tres estados de dominancia de productores primarios según un gradiente de nutrientes y turbidez (Fig C1.3.1).

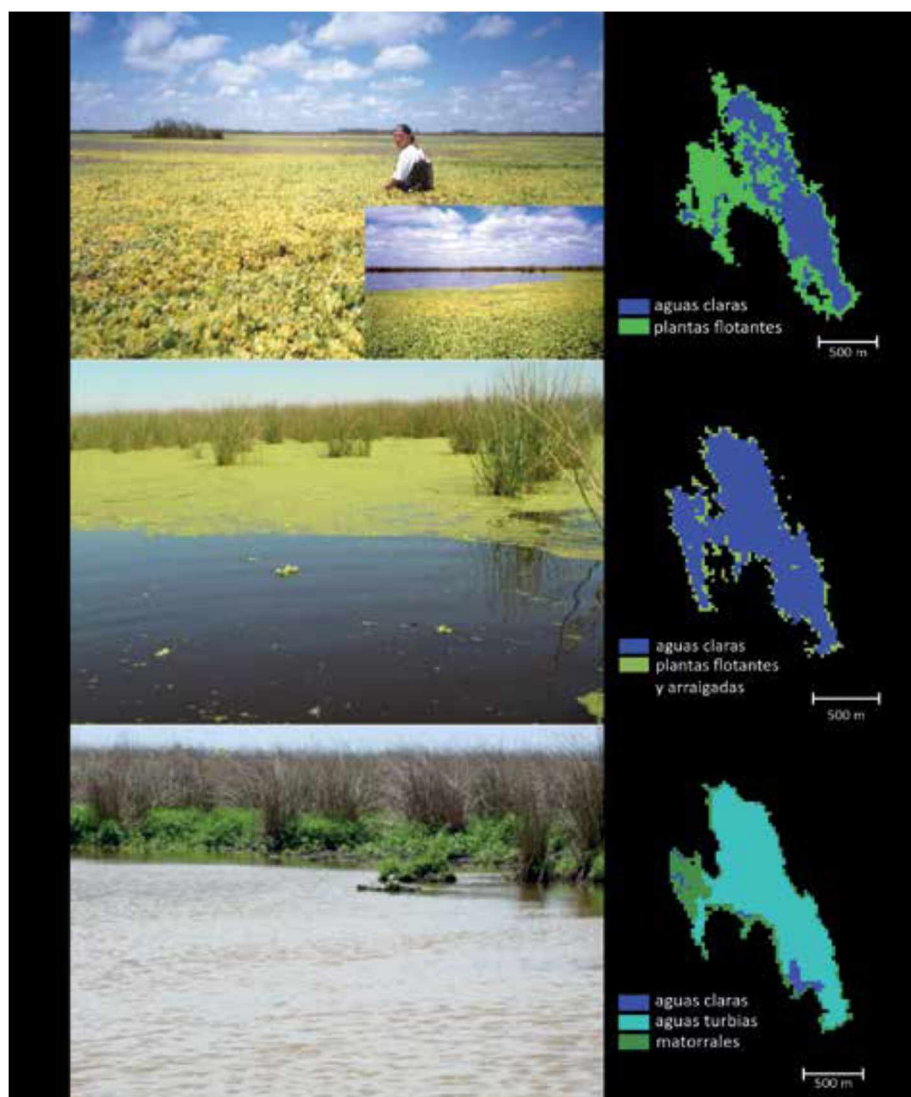


**Figura C1.3.1.** Gradientes de turbidez y nutrientes donde pueden presentarse la alternancia de regímenes, con dominancia de distintas comunidades de productores primarios: fitoplancton, plantas sumergidas y plantas flotantes (modificado de Meerhoff y Mazzeo 2004).

Debido a que la transición entre las dominancias de fitoplancton y plantas flotantes toma especial importancia en cuerpos de agua someros de climas tropicales y templado cálidos, esta alternancia de regímenes fue explorada en sucesivos trabajos utilizando distintas aproximaciones. de Tezanos Pinto y O'Farrell (2014) realizaron una revisión mundial de datos de campo y experimentales de ambos regímenes para evaluar los efectos de estos productores primarios en el ambiente, encontrando indicios de la ocurrencia de transiciones abruptas de regímenes en el tiempo en un mismo sistema, así como fronteras nítidas entre comunidades en el espacio en un mismo cuerpo de agua.

El cambio entre los tres regímenes de dominancia en lagunas (fitoplancton, macrofitas sumergidas y macrofitas flotantes) es una respuesta del sistema a condiciones cambiantes alrededor de un umbral crítico. Si bien la mayor parte de los trabajos realizados se han enfocado en procesos relacionados a niveles de nutrientes (*bottom-up*) o la dinámica de los peces (*top-down*) durante la transición de

regímenes dominados por fitoplancton y plantas sumergidas, es importante abordar este concepto en el marco de las predicciones de sequías e inundaciones por efecto del cambio global. La alternancia de estados puede explicarse por el efecto de los cambios de nivel hídrico, tormentas excepcionales o condiciones meteorológicas extremas (van Nes y Scheffer 2007). Nosotros hemos sugerido la posibilidad de que en sistemas profusamente vegetados y sujetos a una leve eutrofización, los cambios en los niveles hídricos son más relevantes que las variaciones de nutrientes en la regulación de los cambios de dominancia entre regímenes (O'Farrell et al 2011). Así, el estudio de la laguna Grande del Parque Nacional Ciervo de los Pantanos (Otamendi, provincia de Buenos Aires) muestra cómo un régimen dominado por plantas flotantes libres durante aguas muy altas coincidentes con inundaciones extraordinarias debido al fenómeno del Niño, se transforma a lo largo de una década en uno dominado por fitoplancton con floraciones de cianobacterias tóxicas en períodos de sequías (Fig. C1.3.2).



**Figura C1.3.2.**

Variación temporal del área cubierta por plantas flotantes en la laguna Grande del Parque Nacional Ciervo de los Pantanos (Otamendi, Buenos Aires) durante las estaciones cálidas monitoreadas entre 1998 y 2010. El panel de la izquierda muestra el escenario natural de la laguna en distintas épocas, correspondiente a las imágenes satelitales (a la derecha) que muestran las diferentes clases espectrales: aguas claras, aguas turbias, plantas flotantes, plantas flotantes y arraigadas, y matorrales (modificado de O'Farrell et al 2011).

Por otro lado, la alternancia de los tres regímenes descriptos involucra relaciones con otras comunidades acuáticas de sistemas acuáticos someros. En particular, en las lagunas pampeanas se han estudiado además de las macrófitas sumergidas y el fitoplancton (Izaguirre et al 2012), las comunidades perifíticas (Sánchez et al 2010), el epipelon (Cano et al 2008), el zooplancton (ej., Chaparro et al 2014) y los ensambles bacterianos (Llames et al 2013), estableciéndose diferencias definitorias entre los regímenes de aguas claras dominadas por plantas sumergidas y de aguas turbias dominadas por fitoplancton.

## REFERENCIAS

- Andersen, T., J. Carstensen, E. Hernández-García y C.M. Duarte. 2008. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 49-57.
- Angeler, D.G., y C.R. Allen. 2016. Quantifying resilience. *Journal of Applied Ecology* 53: 617-624.
- Beisner, B.E., D.T. Haydon y K. Cuddington. 2003. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and Environment* 1: 376-382.
- Blindow, I., A. Hargeby y S. Hilt. 2014. Facilitation of clear-water conditions in shallow lakes by macrophytes: differences between charophyte and angiosperm dominance. *Hydrobiologia* 737: 99-110.
- Borics, G., G. Várviró y J. Padisák. 2013. Disturbance and stress: different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia* 711: 1-7.
- Brown, E.D., y B.K. Williams. 2015. Resilience and resource management. *Environmental Management* 56: 1416-1427.
- Campos Romero, D., y J.F. Isaza Delgado. 2002. Prolegómenos a los sistemas dinámicos. Colección Textos. Editorial de la Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Cano, M.G., M.A. Casco, L.C. Solari, M.E. Mac Donagh, N.A. Gabbellone y M.C. Claps. 2008. Implications of rapid changes in chlorophyll-a of plankton, epipelon, and epiphyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia* 614: 33-45.
- Chaparro, G., M.F. Fontanarrosa, M.R. Schiaffino, P. de Tezanos Pinto e I. O'Farrell. 2014. Seasonal-dependence in the responses of biological communities to flood pulses in warm temperate floodplain lakes: implications for the "alternative stable states" model. *Aquatic Sciences* 76: 579-594.
- Conquest, L.L., y S.C. Ralph. 1998. Statistical design and analysis considerations for monitoring and assessment. En: S. Kantor, R.J. Naiman y R.E. Bilby (eds.), *River Ecology and Management*, Springer-Verlag, New York.
- Corrons, A. 2016. Panarquía monetaria. *Oikonomics, revista de economía, empresa y sociedad* 6: 43-56.
- Dai, L., D. Vorselen, K.S. Korolev y J. Gore. 2012. Generic Indicators for Loss of Resilience before a Tipping Point Leading to Population Collapse. *Science* 336: 1175-1177.
- Dakos, V., S.R. Carpenter, E.H. van Nes y M. Scheffer. 2015. Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 370: 20130263
- de Tezanos Pinto, P., e I. O'Farrell. 2014. Regime shifts between free-floating plants and phytoplankton: a review. *Hydrobiologia* 740: 13-24.
- Dent, C.L., G.S. Cummings y S.R. Carpenter. 2002. Multiple states in river and lake ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 357: 635-645.
- Duarte, C.M., S. Agustí, P. Wassmann, J.M. Arrieta, M. Alcaraz, A. Coello, N. Marbá, I.E. Hendriks, J. Holding, I. García-Zarandona, E. Kritzberg y D. Vaqué. 2012. Tipping Elements in the Arctic Marine Ecosystem. *AMBIO* 41: 44-55.
- Fisher, S.G. 1990. Recovery processes in lotic ecosystems. Limits of successional theory. *Environmental Management* 14: 725-736.
- Fuller, I.C., D.J. Gilvear, M.C. Thoms y R.G. Death. 2019. Framing resilience for river geomorphology: Reinventing the wheel? *River Research and Applications* 35: 91-106.
- Gordon, L.J., G.D. Peterson y E.M. Bennett. 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 211-219.
- Groffman, P.M., J.S. Baron, T. Blett, A.J. Gold, I. Goodman, L.H. Gunderson, B.M. Levinson, M.A. Palmer, H.W. Paerl, G.D. Peterson, N.L. Poff, D.W. Rejeski, J.F. Reynolds, M.G. Turner, K.C. Weathers y J. Wiens. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9: 1-13.
- Gunderson, L.H. 2000. Ecological resilience - in theory and application. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 31: 425-439.
- Hansen, R., y R. Seoane. 2013. Análisis multifractal de la serie temporal de caudales diarios del río Neuquén. *Geoacta* 38: 168-182.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 4: 1-23.
- Holling, C.S. 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. En: P. Shulze (ed.), *Engineering within ecological constraints*, National Academy Press, Washington.
- Izaguirre, I., L. Allende, R. Escaray, J. Bustingorry, G. Pérez y G.

- Tell, 2012. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia* 698: 203-216.
- Krebs, C.J. 1986. Ecología. Ediciones Pirámide, Madrid.
- Lake, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 573-592.
- Lake, P.S., N. Bond y P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597-615.
- Llames, M.E., P.A. del Giorgio, H. Zagarese, M. Ferraro e I. Izaguirre. 2013. Alternative states drive the patterns in the bacterioplankton composition in shallow Pampean lakes (Argentina). *Environmental Microbiology Reports* 5: 310-321.
- Mandelbrot, B. 1996. Del azar benigno al azar salvaje. *Investigación y Ciencia* 243: 14-21.
- Meerhoff, M., y N. Mazzeo. 2004. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. *Ecosistemas* 13: 10.
- Moi, D.A., D.C. Alves, P.A.P. Antiquiera, S.M. Thomaz, F. Teixeira de Mello, C.C. Bonecker, L.C. Rodrigues, R. García-Ríos y R.P. Mormul. 2021. Ecosystem Shift from Submerged to Floating Plants Simplifying the Food Web in a Tropical Shallow Lake. *Ecosystems* 24: 628-639.
- O'Farrell, I., I. Izaguirre, G. Chaparro, F. Unrein, R. Sinistro, H. Pizarro, P.L. Rodríguez, P. de Tezanos Pinto, R. Lombardo y G. Tell. 2011. Water level variation as the main driver of the alternation between a free-floating plant and a phytoplankton dominated state: a long term study in a floodplain lake. *Aquatic Sciences* 73: 275-287.
- Ouimet, C., y P. Legendre. 1988. Practical aspects of modelling ecological phenomena using the cups catastrophe. *Ecological Modelling* 42: 265-287.
- Pelletier, M.C., J. Ebersole, K. Mulvaney, B. Rashleigh, M.N. Gutierrez, M. Chintala, A. Kuhn, M. Molina, M. Bagley y C. Lane. 2020. Resilience of aquatic systems: Review and management implications. *Aquatic Sciences* 82: 44.
- Pérez, S.P., E.M. Sierra, M.J. Massobrio y F.R. Momo. 2009. Análisis fractal de la precipitación anual en el este de la Provincia de La Pampa. *Revista de Climatología* 9: 25-31.
- Peterson, G., C.R. Allen y C.S. Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1: 6-18.
- Sánchez, M.L., H. Pizarro, G. Tell e I. Izaguirre. 2010. Relative importance of periphyton and phytoplankton in turbid and clear vegetated shallow lakes from the Pampa Plain (Argentina): a comparative experimental study. *Hydrobiologia* 646: 271-280.
- Scheffer, M. 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* 200: 475-486.
- Scheffer, M., J. Bascompte, W.A. Brock, V. Brovkin, S.R. Carpenter, V. Dakos, H. Held, E.H. van Nes, M. Rietkerk y G. Sugihara. 2009. Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 461: 53-59.
- Scheffer, M., H.S. Hosper, M.-L. Meijer, B. Moss y E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Scheffer, M., y E. Jeppesen. 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10: 1-3.
- Scheffer, M., S. Szabó, A. Gragnani, E.H. van Nes, S. Rinaldi, N. Kautsky, J. Norberg, R.M.M. Roijackers y R.J.M. Franker. 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 4040-4045.
- Scheffer, M., y E.H. van Nes. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455-466.
- Tabacchi, E., J. Steiger, D. Corenblit, M.T. Monaghan y A.M. Planty-Tabacchi. 2009. Implications of biological and physical diversity for resilience and resistance patterns within highly dynamic river systems. *Aquatic Sciences* 71: 279-289.
- van Nes, E.H., y M. Scheffer. 2007. Slow recovery from perturbations as a generic indicator of a nearby catastrophic shift. *American Naturalist* 169: 738-747.
- Wiens, J. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9: 1-13.



# DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y ECOSISTEMAS FLUVIALES

Patricia Gantes

*La naturaleza odia la uniformidad.*

Bernard Werber

## IMPORTANCIA DE LA BIODIVERSIDAD

A partir de las últimas décadas del siglo XX tanto en instituciones gubernamentales y académicas como en los medios de comunicación, se alerta sobre la disminución de la biodiversidad. Las tasas de extinción actuales son entre 100 y 1000 veces más altas que la tasa estándar de extinción en la historia de la Tierra antes de que la presión del hombre se constituyera en una amenaza; en menos de 50 años miles de especies de vertebrados han reducido en más del 60% el tamaño de muchas de sus poblacionales. La situación de los ambientes dulceacuícolas está particularmente comprometida; si bien estos ecosistemas representan menos del 1% de la superficie terrestre, albergan el 10% de las especies conocidas de animales y un tercio de las de vertebrados. Los datos de Living Planet Report (WWF 2018) indican que desde 1970, 3300 poblaciones pertenecientes a unas 800 especies de vertebrados han reducido su tamaño en 83% (94% en la región Neotropical) (ver caja 2.1).

La naturaleza es un valor en sí misma y la biodiversidad es su expresión más acabada. No es una propiedad instantánea del ecosistema, sino el resultado de un proceso histórico e irreplicable, de allí la trascendencia de la pérdida de biodiversidad. La diversidad biológica comprende la variabilidad en los distintos niveles de organización, desde las proteínas de un organismo hasta las funciones de diferentes ecosistemas y se extiende a través de distintas escalas temporales y espaciales. La Convención sobre la Diversidad Biológica (1992) la define como “la variabilidad entre organismos vivos de todas las fuentes incluyendo, *inter alia*, terrestres, marinos, de agua dulce y los complejos ecológicos de los que forman parte. Esto incluye

la diversidad dentro de especies, entre especies y de ecosistemas”. Es importante tener presente esta definición, porque aun cuando lo habitual en ecología y entre el público en general, es referirse a la biodiversidad como atinente sólo a la variabilidad entre especies, cada una de las poblaciones de una comunidad está conformada por organismos que representan un continuo de variabilidad en sus características que contribuye a la biodiversidad.

Los seres humanos dependemos de la naturaleza en nuestros requerimientos básicos: la alimentación es salvaguardada por la biodiversidad del suelo y los polinizadores; la elaboración de los medicamentos se apoya sobre las bases moleculares de una multitud de especies vegetales; el aprovisionamiento de agua segura depende del mantenimiento de humedales, vegetación ribereña y bosques de cabecera; y los efectos del cambio climático pueden ser mitigados por el mantenimiento de los humedales (WWF 2018). La pérdida y fragmentación de hábitats naturales, las invasiones de especies, la contaminación y el cambio climático son consecuencia de las actividades humanas y causantes de la pérdida de biodiversidad en los distintos niveles implicados, estando los sistemas dulceacuícolas entre los más afectados por la reducción de su calidad y conectividad. A su vez, la disminución de la diversidad afecta funciones del ecosistema como la producción y el ciclado de nutrientes (Tilman et al 2001, Hector et al 1999, Loreau 2010). Pero además, la pérdida de biodiversidad compromete la resiliencia de los ecosistemas en una época en la que el hombre modifica los procesos ecológicos a todas las escalas y la variabilidad ambiental aumenta (Folke et al 2004, Steffen et al 2015).

## CÓMO MEDIR LA DIVERSIDAD

“Una de las características distintivas de los sistemas ecológicos es su extraordinaria complejidad. Un ecosistema a menudo está compuesto por miles de especies diferentes que interactúan en una infinidad de formas a la escala de una única hectárea. Estos sistemas locales complejos están fuertemente conectados uno con otro en entidades más y más grandes desde la escala de paisaje a la de la biosfera entera, donde se hace evidente que ellos ejercen una gran influencia sobre las propiedades físicas y químicas de nuestro planeta. ¿Cómo pueden ser estudiados estos sistemas enormemente complejos?” (Loreau 2010).

Estudiar, estimar, medir la diversidad es un gran desafío para los ecólogos. Tan solo pensar en cualquier ecosistema, en cualquiera de sus comunidades, presenta varias dificultades, empezando por cuánto tiempo y qué extensión relevar, si contar sólo a aquellas especies que están siempre o a todas las que aparecen aunque sea una única vez. Sabemos también que algunas especies son más conspicuas que otras por lo que van a ser registradas más rápidamente; pero además, los valores estimados de diversidad deben permitir la comparación entre ecosistemas, o a lo largo del tiempo, porque ese es el objetivo en la mayor parte de los casos. Resulta necesario entonces contar con aproximaciones que permitan estimar la diversidad sorteando algunos de los problemas que conlleva.

Cuando queremos estudiar la diversidad de especies ¿sobre qué unidad ecológica lo hacemos? Podemos hablar de la diversidad de peces de una laguna, entonces nos estamos refiriendo a un conjunto de individuos con un origen filogenético próximo; o podemos referirnos a los organismos granívoros de un pastizal, entonces estamos estudiando la diversidad de un gremio, es decir de un grupo de organismos que comparten un recurso; o hablar de la diversidad del bentos, con lo que englobamos a organismos que comparten un hábitat, pero que están distanciados filogenéticamente y tienen diferentes nichos. En los tres casos es válido estudiar la diversidad (Magurran 2005), y tanto en el ejemplo de los peces como en el del bentos decimos que estudiamos la diversidad de la comunidad.

Al referirnos a la diversidad de una comunidad, hablamos en primer lugar del número de especies, que es el número que intuitivamente se quiere conocer y está esencialmente comprendido en el concepto de diversidad. Ese componente de la diversidad se conoce como riqueza específica. Pero casi inmediatamente surge la idea de que debe tenerse en cuenta, además, la distribución del número total de individuos entre las distintas especies. Es claro que, aunque el número de especies de dos comunidades sea igual, no es lo mismo una comunidad donde la gran mayoría de los individuos están concentrados en unas pocas especies, que una comunidad donde están repartidos de manera similar entre todas. ¿Por qué es importante esta diferencia? Entre

otras cosas, porque si la dominancia (muchos individuos en pocas especies) es marcada, el flujo de energía estará concentrado en algunas especies, las interacciones entre los individuos de todas las especies no van a ser igualmente frecuentes y los efectos de las perturbaciones no van a ser iguales. Una frase de Margalef (1991) ilustra claramente este concepto: “La diversidad disminuye siempre que quitamos un individuo de una especie rara y lo sustituimos por otro de una especie abundante, que es lo que hace el hombre continuamente”.

En lo que sigue, se presentarán algunas herramientas que permiten abordar la diversidad. Empezaremos por analizar las distribuciones de individuos en especies, para seguir por los índices de diversidad más utilizados y finalmente ver distintas formas de estimar la riqueza de especies.

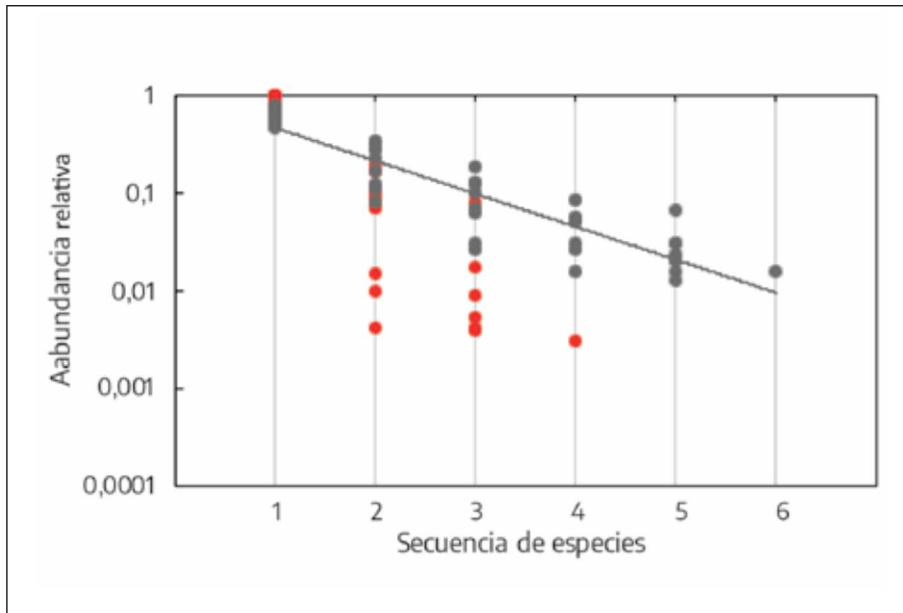
### Gráficos de distribución de los individuos entre las especies

Una manera sencilla de aproximarnos al reparto de los individuos entre las especies es a través de gráficos. En los diagramas de *Rango-Abundancia* de Whittaker (1960) se ordenan las especies de la más a la menos abundante en el eje de abscisas y en el eje de ordenadas se representa su abundancia relativa (Fig. 2.1). Estos gráficos, comparados con histogramas donde se representan las especies en cualquier otro orden, facilitan la confrontación de distintas comunidades y permiten ver claramente cómo se distribuyen las abundancias de las especies (*equitatividad*) en cada comunidad (Magurran 2005). Asimismo, el uso en el eje *y* de una escala logarítmica permite graficar especies con abundancias muy disímiles.

### Patrones de abundancia de especies

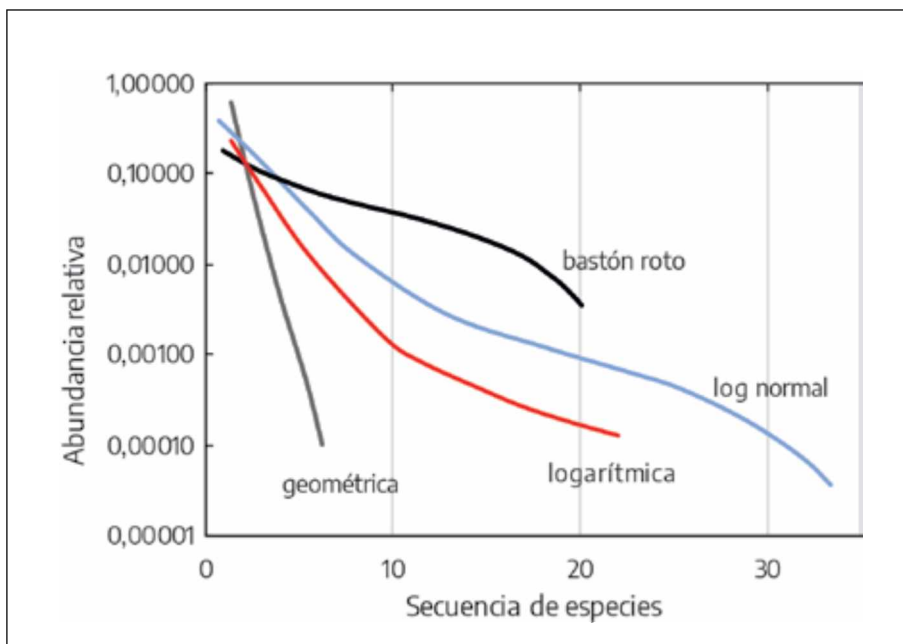
Más allá de la representación gráfica, las distribuciones de frecuencia de individuos entre las especies pueden aproximarse a distintos patrones, lo que puede resultar interesante a la hora de comparar diferentes comunidades. Por ejemplo, supongamos que estamos estudiando en el laboratorio la colonización de un sustrato por algas donde al principio una especie es muy dominante, pero a medida que pasa el tiempo esa dominancia se va perdiendo. Podemos construir los gráficos de Whittaker para distintos meses, pero obtendremos mucha más información si, además, identificamos al inicio de la sucesión un modelo al que ajustan los datos y varios meses después ese ajuste se pierde.

Hay cuatro modelos matemáticos clásicos: la *Serie Geométrica* de Motomura; la *Serie Logarítmica* de Fisher; el *Modelo Lognormal* de Preston y el de *Bastón Roto* de MacArthur. Las diferencias entre ellos pueden verse claramente si se representan en un gráfico de Whittaker (Fig. 2.2).



**Figura 2.1.**

Abundancia relativa de especies leñosas en el mes siguiente (rojo) y dos años después (gris) de una perturbación. En el eje de abscisas se ordenan las especies de la más a la menos abundante, y en el de ordenadas se indican las abundancias relativas en escala logarítmica. Las rectas indican ajustes a funciones lineales. Los datos fueron tomados de Riva y colaboradores (2019).



**Figura 2.2.**

Diagrama de Rango-Abundancia para los cuatro modelos clásicos: serie geométrica, logarítmica, log normal y bastón roto. Modificado de Tokeshi (1993).

De estos cuatro modelos, sólo los de serie geométrica y bastón roto tienen supuestos biológicos. Ambos se basan en el reparto de recursos entre las diferentes poblaciones de una comunidad; en el primero alguna/s especies son abiertamente dominantes y en el otro las diferencias entre las abundancias no son tan marcadas. Las otras dos funciones de distribución, de Fisher y Preston, son de naturaleza estadística y no se basan en procesos biológicos (o no hay acuerdo sobre ello), y si bien es posible que ajusten a datos de una comunidad, no están asociadas a ningún significado ecológico. En particular, el modelo de Preston describe datos provenientes de ciencias físicas,

sociales o de la economía, que responden a dinámicas de sistemas complejos (Nekola y Brown 2007). Cualquiera de estos y otros modelos de distribución, tienen condiciones para su correcta aplicación y no son muy empleados para describir la estructura de las comunidades. Asimismo, no es adecuado comparar comunidades que ajusten a modelos diferentes; por ejemplo, sería un error comparar las etapas iniciales y maduras de la sucesión ecológica, ajustando las abundancias a la distribución geométrica en las primeras etapas y a la de bastón roto en la madurez, puesto que son funciones de distribución con diferentes parámetros (Tokeshi 1993).

## Índices de abundancia proporcional de especies

El número de especies y el número de individuos por especie son dos expresiones de la misma distribución, y los índices de diversidad basados en la abundancia proporcional de especies son intentos de medir al mismo tiempo la riqueza y la equitatividad (Margalef 1991). Vale la pena recordar ahora que, aunque estos índices se puedan calcular en un instante determinado, tanto las especies que encontramos como la distribución de individuos entre las mismas son el resultado de procesos históricos, de la sucesión y de la evolución (Margalef 1991).

La forma más común de estimar la diversidad es a través de estos índices, de los que se han propuesto muchos, y como en el caso de las distribuciones que vimos anteriormente, algunos no son originarios de la ecología y se usan también en otras ciencias.

Todos ellos tienen en común considerar la riqueza de especies (denominada  $S$ ) y la abundancia relativa de cada una de ellas, es decir, tienen en cuenta la relación entre el número de individuos de la especie ( $n_i$ ) y el número de individuos de todas las especies consideradas en conjunto ( $N$ ):

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Se presentan tres índices que están entre los más utilizados. El más conocido es el *índice de Shannon*, que no se originó en la ecología sino que fue tomado de la Teoría de la información y es en realidad una medida de entropía o incertidumbre (Jost 2006). El valor que toma el índice indica el número promedio mínimo de preguntas binarias (por sí o por no), que se deben realizar para saber a qué especie pertenecerá un individuo extraído al azar de la comunidad. Si la comunidad tiene muchas especies y/o los individuos se reparten regularmente entre ellas, la incertidumbre al extraer un individuo es mayor, y la diversidad es mayor que si la comunidad tiene pocas especies con dominancia marcada de alguna de ellas. En este último caso, la probabilidad de saber a qué especie pertenece un individuo (la especie dominante) es mayor, la incertidumbre es menor, y la diversidad es menor. Se calcula como:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

siendo  $S$  el número de especies.

Los valores del  $H'$  varían generalmente entre 1,5 y 3,5 y raramente el valor es mayor a 4 (Margalef 1972, citado por Magurran 2005). El valor del índice será máximo

( $H'_{máx}$ ) cuando todas las especies estén igualmente representadas, es decir, cuando cada individuo de la comunidad pertenezca a una clase diferente. La equitatividad (Pielou 1969) es una medida de cuánto se aparta la diversidad calculada para una determinada comunidad de la diversidad máxima:

$$J' = \frac{H'}{H'_{máx}} = \frac{H'}{\ln S}$$

Otro de los más utilizados es el *índice de Simpson*, que originalmente es un indicador de la dominancia, y que expresa la probabilidad de que al extraer dos individuos al azar de una muestra, ambos pertenezcan a la misma especie:

$$\text{Dominancia} = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Este índice de dominancia se utiliza como medida de diversidad de dos maneras, o bien como el complemento del índice de dominancia:

$$\text{Diversidad} = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

donde el valor mínimo se obtendrá cuando todos los individuos pertenezcan a la misma especie, entonces  $S = 1$ ;  $n_i = N$  y  $p_i = 1$ , de modo que la diversidad será 0. El máximo (teórico) se dará cuando todos los individuos pertenezcan a distintas especies, y el índice entonces se aproximará a 1.

La otra forma del índice de Simpson es como la inversa del de dominancia:

$$\text{Diversidad} = \frac{1}{\sum p_i^2}$$

En este caso, el valor mínimo será 1 y el máximo será  $S$ . Siempre, un mayor valor del índice corresponde a una mayor diversidad.

Tanto el índice de Shannon como el de Simpson han sido objeto de una crítica interesante de destacar: no representan la riqueza de la comunidad. Esto es, cuando la riqueza es alta, una gran disminución en el número de especies prácticamente no se refleja en los índices (Jost 2006), por lo tanto no serían una verdadera medida de diversidad, sino más bien una medida de incertidumbre.

Ambos índices son casos particulares de la ecuación de Hill (McCune y Grace 2002):

$${}^qD \equiv \left( \sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

Siendo  $q$  un parámetro que puede tomar distintos valores. Si  $q = 0$ , entonces  ${}^qD$  es la riqueza de especies, si  $q = 2$ , entonces  ${}^qD$  es el índice de Simpson, y si  $q = 1$ , la ecuación es indefinida, pero utilizando el límite de  ${}^qD$  se llega al *índice de Shannon exponencial*:

$${}^1D = \exp \left( - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \right) = \exp(H')$$

Algo importante de señalar es que  ${}^qD$  mide la diversidad de la comunidad en unidades de especies (a diferencia de los dos índices anteriores); es decir, en número de especies igualmente abundantes o *número efectivo de especies*. Es decir, siendo  ${}^qD = \exp(H')$ ,  ${}^qD$  es el número de especies igualmente abundantes que tendríamos en una comunidad con una diversidad  $H'$ .

### Riqueza de especies

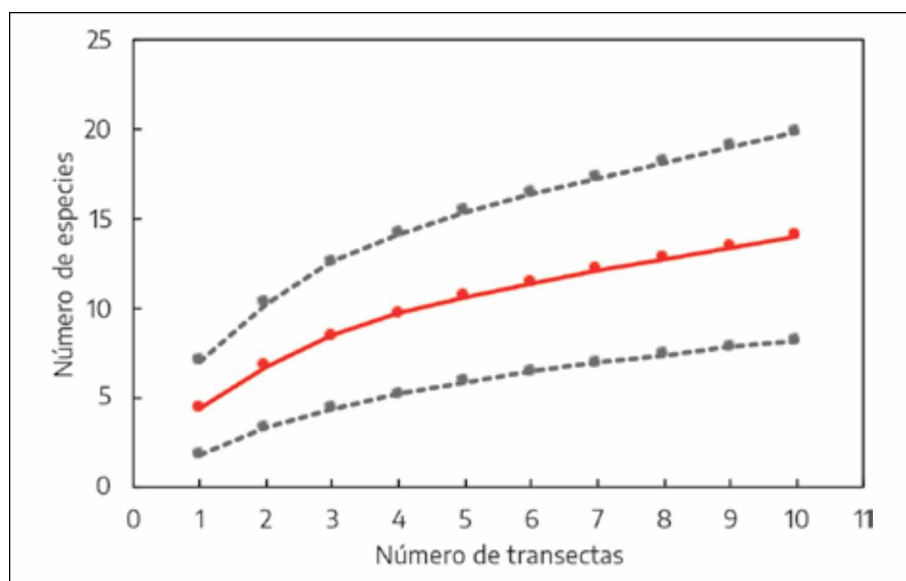
El número de especies de una comunidad es la medida más básica y natural de la diversidad, y es totalmente insensible a la abundancia de cada una de las especies (Gotelli y Chao 2013). Es muy relevante conocerlo, pero pese a su sencillez es difícil de estimar. La riqueza depende del tamaño de la muestra: si aumentamos el área de observación (o el volumen de agua filtrada, o el número de redadas) para conocer la riqueza de una comunidad, el número de especies va a aumentar al comienzo rápidamente, pero luego la tendencia se desacelera y deberá ha-

cerse un mayor esfuerzo para encontrar especies nuevas; es decir que no hay una relación lineal entre el esfuerzo de muestreo y el número de especies registrado.

Hay dos enfoques metodológicos para estimar la riqueza:

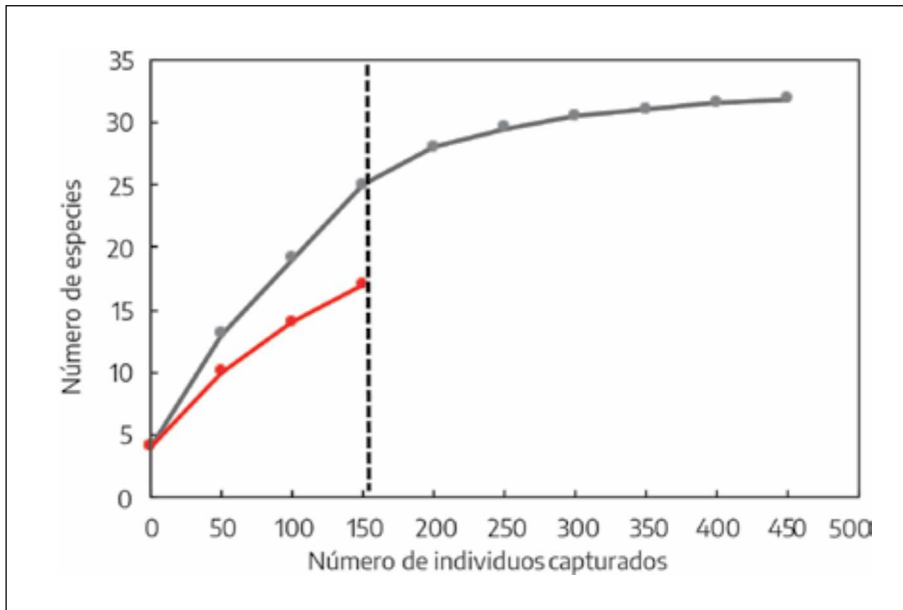
En las *curvas de acumulación de especies* se grafica el número acumulado de especies en función del esfuerzo de muestreo medido, ya sea en número de muestras, tiempo o área relevados, o bien en el número de individuos colectados (Fig. 2.3). Las curvas observadas pueden ser ajustadas a distintas funciones matemáticas (exponencial, Clench), y el valor de la riqueza ser estimado a partir de la asíntota de la curva (Soberón y Llorente 1993). Una buena descripción del método puede encontrarse en Jiménez-Valverde y Hortal (2003).

Ya se mencionó que la riqueza de especies es dependiente del tamaño muestral, lo que es crucial al momento de querer comparar comunidades, y en el párrafo anterior describimos cómo estimar el valor de riqueza de una comunidad partiendo de una curva de acumulación observada y su ajuste a una función que permite estimar la riqueza por el valor de su asíntota. Otra forma de obtener el valor de la riqueza es a través de las *curvas de rarefacción* (Sanders 1968, citado en Gotelli y Colwell 2001). La rarefacción es un procedimiento para saber cuántas especies habría en un conjunto más pequeño de muestras, tomadas al azar a partir del total de muestras o individuos. Es decir, mientras que en las curvas de acumulación nos movemos de izquierda a derecha por el eje  $x$  del gráfico de especies acumuladas versus esfuerzo de muestreo, en la rarefacción nos movemos de derecha a izquierda (Fig. 2.4). Este método cuenta con una desventaja importante, porque el investigador debe quedarse con la información aportada por la más pequeña de las muestras.



**Figura 2.3.**

Curva de acumulación de especies. La línea roja indica el número de especies luego de aleatorizar el orden de las transectas, mientras que las líneas partidas indican los intervalos de confianza del 95%. Datos propios, en base a un muestreo de vegetación de riberas en arroyos bonaerenses.



**Figura 2.4.**

Curvas de rarefacción para dos muestras de escarabajos capturados en trampas *pitfall*. Las curvas corresponden a plantaciones de pinos de 20 años (gris), donde se capturaron 450 individuos, y de entre 20 y 60 años (rojo) donde se capturaron 150 individuos. La línea partida indica la riqueza estimada para una captura de 150 individuos (modificado de Gotelli y Chao 2013).

Otros estimadores de riqueza muy utilizados son los denominados no paramétricos, porque no requieren el ajuste a ninguna distribución de abundancias, y se basan en la frecuencia de las especies raras en una muestra para estimar el número de especies no detectadas en una comunidad. Cuanto mayor es el número de especies raras (porque tienen uno o dos individuos o aparecen en una o dos muestras), mayor será el número de especies no detectadas (Gotelli y Colwell 2013).

Uno de ellos es el *Chao 1*, basado en la abundancia de individuos en las especies, y requiere contar por lo menos las especies que tienen uno o dos individuos:

$$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{f_1^2}{2f_2}$$

donde:

$S_{obs}$ : número de especies observado.

$f_1$ : número de especies con un único individuo en la muestra.

$f_2$ : número de especies con dos individuos en la muestra.

Otro estimador, que no requiere ningún dato de abundancia es *Chao 2*, basado en la incidencia (presencia/ausencia) de especies:

$$S_{Chao2} = S_{obs} + \frac{q_1^2}{2q_2}$$

donde:

$q_1$ : número de especies que aparecen en una sola unidad de muestreo.

$q_2$ : número de especies que aparecen en dos unidades de muestreo.

### VARIACIÓN ESPACIAL DE LA DIVERSIDAD: ALFA, BETA Y GAMA

Hasta ahora, hemos hablado de riqueza o diversidad sin referirla a ninguna escala espacial o temporal, y tácitamente nos referimos a la diversidad de la comunidad. Pero es claro que la comunidad no está aislada, sino inserta en un paisaje de ecosistemas, y por tanto sus especies son un grupo dentro del conjunto regional de especies. Como una manera de considerar la escala dentro de los conceptos de diversidad, Whittaker (1960) denominó *alfa* a la diversidad local, que es la que se da dentro del hábitat; como *gamma* a la riqueza regional, la que se observa en un rango de hábitats en el paisaje, y que resulta de las diversidades alfa de sus hábitats y del grado de diferenciación entre ellas; y llamó diversidad *beta* al parámetro que representa esa diferenciación: la diversidad beta indica cuál es la heterogeneidad composicional entre distintos lugares o la variación en la identidad de las especies entre sitios (Tuomisto 2010). Es importante destacar entonces que, dos comunidades podrán tener la misma riqueza o el mismo valor de algún índice de diversidad, pero tener distinta composición de especies y esto último es lo que estima el parámetro beta. Hay distintas medidas de similitud o distancia que cuantifican esta variación espacial y son estas métricas las que se utilizan para analizar la heterogeneidad ambiental y

evaluar los efectos de las actividades humanas (Anderson 2011) sobre la distribución espacial de las especies.

En la definición original de Whittaker:

$$\beta_w = \frac{\gamma}{\bar{\alpha}}$$

Es decir que indica cuánto mayor es la diversidad de la región que la diversidad promedio de las subunidades de esa región. Dicho de otra manera, si cada unidad de muestreo representa una comunidad o hábitat y todas las unidades representan una región, la diversidad beta representa el número de comunidades de la región que no se superponen en su composición específica (Tuomisto 2010).

La escala elegida por el investigador claramente afectará la importancia relativa de la diversidad beta: si el grano (tamaño de las unidades de muestreo) es grande, la diversidad alfa será mayor y la beta menor, que cuando se trabaje con un tamaño menor de unidad de muestreo; pero es de suponer que la escala elegida no es arbitraria sino que responde a criterios ecológicos (Magurran 2005).

Tanto la diversidad alfa como la gama se pueden definir en términos de riqueza o de índices proporcionales de especies, pero hay varias posibilidades para la estimación de la diversidad beta. Anderson y colaboradores (2011) distinguen entre las medidas clásicas, calculadas directamente a partir de alfa y gama y las medidas multivariadas, basadas en la similitud entre pares de unidades de muestreo. Las medidas clásicas se basan en la relación planteada por Whittaker, donde sólo se consideran la identidad de las especies y el número de veces que la riqueza regional es superior a la riqueza promedio de las unidades locales, de modo que el modelo original de Whittaker es multiplicativo. Otro modelo plantea que la diversidad beta representa la diferencia entre la diversidad gama y la alfa (Lande 1996), y es entonces aditivo:

$$\beta = \gamma - \bar{\alpha}$$

En los modelos aditivos, es interesante la posibilidad de trabajar a escalas múltiples; así la diversidad gama en la escala de mayor detalle (por ejemplo “arroyo”), puede considerarse como la diversidad alfa para la escala siguiente, de menor detalle (por ejemplo “cuenca”).

También es posible considerar las abundancias relativas. Jost (2006) utiliza el índice de Shannon exponencial para definir alfa, gama y beta:

$$e_{\beta}^{H'} = \frac{e_{\gamma}^{H'}}{e_{\alpha}^{H'}}$$

Si se aplican logaritmos, se transforma en una expresión aditiva:

$$e_{\beta}^{H'} = H'_{\gamma} - H'_{\alpha}$$

Y esto permite, al igual que en la expresión de Lande (1996) el tratamiento jerárquico de las escalas espaciales.

En el estudio de comunidades, es común utilizar algunos métodos multivariados (Análisis de Conglomerados o Clusters, ANOSIM, NMDS, entre otros) que parten de matrices cuyos elementos son diferentes medidas de similitud o distancia. Estas métricas son medidas multivariadas de diversidad beta. Como ya se mencionó, tratan la similitud entre los pares de unidades de muestreo y se ha propuesto una gran variedad de ellas. Las hay que sólo consideran la identidad de las especies (Jaccard, Sorensen) o las que también consideran las abundancias de las especies (Bray Curtis y Distancia euclídeana, entre las más usadas). Los detalles acerca de su uso, ventajas y desventajas se encuentran en varios libros de tratamiento de datos ecológicos, como Legendre y Legendre (1998) o McCune y Grace (2002).

## METACOMUNIDADES Y DISPERSIÓN. ESTRUCTURA DE LAS REDES FLUVIALES

En el apartado anterior, se distinguieron las escalas de diversidad alfa y gama y presentamos el concepto de diversidad beta, pero más que nada de manera operativa; sin embargo, estas escalas cobran significado si se sustentan en procesos ecológicos. Si se piensa a la escala de comunidad como única, cerrada y aislada, la diversidad resulta de las características del hábitat, de la dinámica del ecosistema y de las interacciones entre las poblaciones (competencia y depredación). Sin embargo, existe una relación entre la escala local (alfa) y la regional (gama), dado que la diversidad de la comunidad depende del conjunto regional de especies, pero a su vez, la diversidad regional está influenciada por los procesos que ocurren en las comunidades locales (Halffter y Moreno 2005). En este sentido, Gilpin y Hanski (1991) presentaron el concepto de *metacomunidad*, como el conjunto de comunidades vinculadas por la dispersión de especies interactuantes. Es decir, si bien los individuos de una comunidad se relacionan continuamente entre sí, también lo hacen, aunque con menor frecuencia con los de otras comunidades. Ahora bien, en esta concepción de los vínculos entre comunidades por la dispersión, se hace necesario la ubicación de las comunidades en el espacio y la definición de un nuevo nivel de organización, el *paisaje*, definido como una porción de territorio heterogéneo compuesto por conjuntos de ecosistemas que interactúan y se repiten de modo similar en el espacio (Forman y Godron 1981). A esta escala (que no necesariamente es de kilómetros, también puede ser de centímetros si se trata de comunidades de organismos microscópicos), interesa

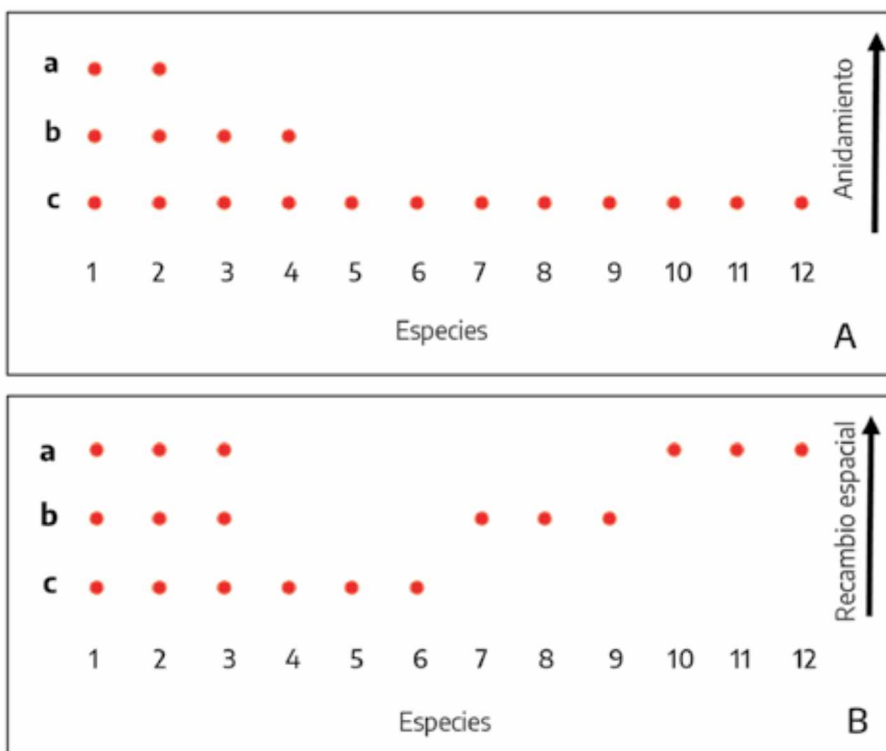
una propiedad que es la heterogeneidad. Esto significa no sólo que sus partes son distintas, sino que esa variabilidad es espacialmente explícita (Wiens 2000); es decir, no sólo importa saber que dos ambientes son diferentes y que los separa cierta distancia, sino también saber cómo están dispuestos espacialmente uno con respecto al otro.

Se han descrito dos modelos extremos de patrones para describir las comunidades dentro de las metacomunidades: anidamiento y recambio. El patrón de anidamiento se observa cuando los sitios con menos especies representan subconjuntos de especies presentes en los sitios más ricos (Almeida Neto et al 2008). Esto puede explicarse por un proceso de extinción local no azaroso, que dependerá del sitio (los pequeños o aislados o inhóspitos tendrán extinciones más frecuentemente) y de las especies (tolerancia a factores abióticos, tamaño poblacional). En el patrón de recambio de especies, las especies de un sitio no son subconjuntos del conjunto original, sino que algunas especies han sido reemplazadas por otras (Fig. 2.5).

¿Cómo se mide el anidamiento? Conceptualmente se construye una *matriz de temperatura*, en la que están ordenadas las especies, desde la especie de distribución más amplia a la de distribución más restringida, y los sitios, desde el que tiene más especies al que tiene menos. Si la comunidad está perfectamente anidada, todos los casos hallados de “especie *i* viviendo en el ambiente *j*” estarán por encima de la diagonal mientras que cualquier caso contrario se tomará como una medida de alejamiento del anidamiento (Fig. 2.6).

Se han propuesto diferentes métricas para medir el anidamiento y, como en realidad para comparar dos comunidades se usan medidas de diversidad beta, habrá métricas capaces de distinguir estos dos patrones y otras que no (Almeida Neto et al 2008, Baselga 2010).

La aplicación de estos conceptos a los sistemas fluviales requiere tener en cuenta una de sus características esenciales. En un lago, en un bosque, la probabilidad de dispersión de los organismos entre sitios será más o menos igual en cualquier dirección, pero en los sistemas fluviales la situación será diferente. La dispersión tiene que ver con la capacidad de los organismos para atravesar parches poco o nada adecuados y establecerse en aquellos más propicios. En un curso de agua hay una dirección predeterminada y los organismos mayormente siguen la dirección de la corriente; no pueden pasar de una rama del arroyo a otra si no se encuentran vinculadas y además, importa cuáles puntos están aguas abajo de cuáles otros. Altermatt (2013) explica las diferencias históricas en la concepción de las comunidades en los sistemas fluviales. En principio, se trató de explicar la estructura de una comunidad solamente por las características ambientales locales. Luego, el River Continuum Concept (RCC; Vanotte et al 1980) reconoce diferencias entre las comunidades que se hallan próximas a las nacientes y las que se encuentran aguas abajo, y atribuye estas diferencias a los cambios que se observan en el ambiente local. Un tercer enfoque no analiza a las comunidades por separado sino como integrantes de una metacomunidad, y



**Figura 2.5.** Diagrama para ejemplificar la diferencia entre el anidamiento y el recambio espacial de especies. a, b y c son tres islas, 1 a 12 son las especies que se encuentran en ellas. A) las especies se encuentran perfectamente anidadas y C tiene la mayor riqueza. B) hay recambio de especies y las tres islas tienen igual riqueza (modificado de Baselga 2010).

A	Especies									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Islas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	2	1	1	1	1	1	1	1	1	
	3	1	1	1	1	1	1	1		
	4	1	1	1	1	1	1			
	5	1	1	1	1	1				
	6	1	1	1	1					
	7	1	1	1						
	8	1	1							
	9	1								
	10	1								

B	Especies									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Islas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	2	1	1	1	1	1	1	1	1	
	3	1	1	1		1		1	1	
	4	1	1	1	1	1		1		
	5	1	1		1	1	1		1	
	6	1	1	1	1	1				1
	7	1		1	1		1		1	
	8	1	1	1			1			
	9	1	1							
	10	1								

**Figura 2.6.** Esquemas de dos conjuntos de islas hipotéticas con igual número global de especies: A) las comunidades están perfectamente anidadas; B) algunas especies no responden al anidamiento. 1 indica presencia de la especie en la isla. Las islas están ordenadas de acuerdo a la cantidad de especies que habitan en ellas (de más a menos especies), y las especies están ordenadas de acuerdo a la cantidad de islas en las que están presentes (de más a menos islas) (modificado de Atmar y Patterson 1993).

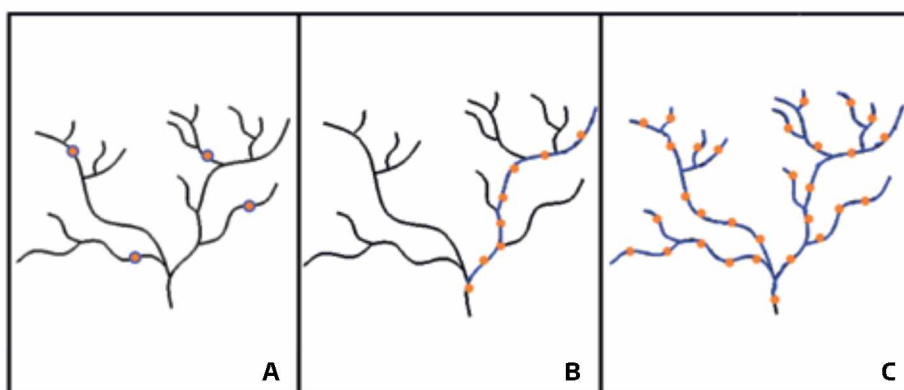
considera a la dispersión como un mecanismo para explicar las diferencias entre las comunidades ubicadas en diferentes puntos del curso de agua. Ahora bien, es desde esta última perspectiva que el autor enfatiza la importancia de considerar a las cuencas como redes dendríticas. Esta configuración espacial obliga a tener en cuenta al analizar la dispersión entre comunidades, la estructura jerárquica de la red y su conectividad (Fig. 2.7). Algunos patrones que emergen de esta estructura son el mayor número de endemismos en las cabeceras, y el aumento de la diversidad en las confluencias y las zonas medias de la cuenca.

### DIVERSIDAD TAXONÓMICA, FILOGENÉTICA Y FUNCIONAL

La cuantificación de la diversidad, en términos generales, implica que dada una colección de elementos, cada uno de ellos se asigna a una única categoría. En ecología de comunidades, los elementos son los individuos

y las categorías son las especies, pero la definición de individuo puede variar (por ejemplo, en los organismos clonales) y pueden usarse categorías taxonómicas más altas (familias, por ejemplo), o categorías no taxonómicas como es el caso de los grupos definidos por sus hábitos alimentarios (Gotelli y Chao 2013). En lo visto hasta ahora, consideramos a las especies como las unidades sobre las que se mide la diversidad y la llamamos *diversidad taxonómica*.

Desde la perspectiva de la conservación, podrá ser más importante la preservación de un ambiente con varias familias distintas que de otro que tenga el mismo número de especies, pero todas pertenecientes a la misma familia. Vale recordar que las especies son el resultado de un proceso histórico y la distancia filogenética remite a esa diversificación en la historia. Pero además, esa distancia puede representar una diversificación de respuestas frente al cambio ambiental, lo que aumenta la resiliencia del sistema (Cadotte et al 2012). Así es que se han desarrollado diferentes métricas para medir la *diversidad filogenética*,



**Figura 2.7.** Esquema de una red fluvial que muestra tres maneras de estudiar las comunidades de la cuenca. A) Sólo interesan las condiciones locales; B) interesa la variación a lo largo del eje longitudinal del río (River Continuum Concept); C) se toma en cuenta la red completa (modificado de Altermatt 2013).

teniendo en cuenta sólo la presencia de los taxones o bien considerando además sus abundancias relativas (Clarke y Warwick 1998, Magurran 2005).

Por otro lado, al comienzo del capítulo señalamos que la diversidad está relacionada con distintas funciones del ecosistema, como la producción de biomasa o el ciclado de nutrientes, y estas funciones pueden relacionarse directamente con ciertas características de las especies (por ejemplo, al área foliar o al contenido de nitrógeno de las hojas), más que con la riqueza específica (Díaz y Cabido 2001). La diversidad funcional puede actuar no sólo como un indicador del funcionamiento del ecosistema, sino que también afecta su resiliencia ante las perturbaciones. Alrededor de este último concepto ha surgido una controversia, pues se puede considerar que sólo la eliminación de especies que pertenecen a distintos tipos funcionales disminuye la resiliencia del sistema, dado que las que pertenecen a un mismo grupo funcional serían redundantes. Pero si bien pueden cumplir la misma función, las especies a las que se llama “redundantes” difieren en muchas otras características que aportan a la resiliencia de los sistemas (Díaz y Cabido 2001, Elmkist et al 2003, Folke et al 2004, Pakeman 2011).

Al igual que la diversidad que aplicamos a especies, la diversidad funcional comprende la riqueza y la equitatividad funcional, y hay distintas métricas para ambas (Mason et al 2005). También hay métricas multivariadas que permiten describir la distribución de las especies en el espacio de los caracteres (Laliberte y Legendre 2010).

En las comunidades de macroinvertebrados del bentos, es muy utilizado el concepto de grupos funcionales alimentarios (Barbour et al 1999, Cummins et al 2005), en el que se agrupan las especies de acuerdo a sus hábitos y a las características de sus ítems de alimentación. Este enfoque, al igual que los índices de diversidad funcional, pone énfasis en la estructura funcional de las comunidades más que en su diversidad taxonómica, pero ambos análisis parten de datos diferentes.

## ESTUDIO DE CASOS

En lo que sigue se comentan algunos ejemplos en los que se aplican los conceptos vertidos hasta ahora, en particular referidos a las comunidades de macrófitas e invertebrados y mayormente de Argentina.

En la ecorregión Esteros del Iberá, Neiff y colaboradores (2011) estudiaron las diferencias en la riqueza de especies de vegetación acuática a dos escalas espaciales (entre distintos humedales y dentro de ellos) y en dos momentos diferentes (uno de condiciones hidrológicas regulares y otro de sequía). Analizaron las diferencias en la riqueza por el cálculo de la diversidad beta mediante una modificación

del índice de Whittaker propuesta por Magurran (2005). Los valores de beta mostraron una heterogeneidad mayor a escala local (es decir, al interior de los cuerpos de agua), que a escala de paisaje (es decir, entre cuerpos de agua). Los autores explican estos resultados por la pequeña variabilidad hidrológica y limnológica que se observa entre lagunas de toda la ecorregión. Además, a través de un análisis de ordenamiento (NMDS) encontraron que los cuerpos de agua de forma alargada y en condiciones de sequía se distinguieron de todo el resto, lo que relacionaron con la importancia del nivel de agua y del flujo.

En su tesis doctoral, Schneider (2016) estudió los patrones de diversidad beta en comunidades de macrófitas de lagunas de la llanura aluvial del río Paraná, con distinto grado de aislamiento y en períodos de aguas altas y bajas. Midió características ambientales y espaciales, y estimó la fracción de la diversidad beta proveniente de los componentes de anidamiento y reemplazo de especies. Encontró que la proporción de beta debida al reemplazo de especies es mayor que la del anidamiento, y las variables que más contribuyen a explicar la diversidad no son las ambientales (locales, referidas al cuerpo de agua) sino las espaciales, principalmente la distancia siguiendo el curso de agua, lo que demuestra el peso de la hidrología fluctuante en las llanuras de inundación y la relevancia del proceso de dispersión de las macrófitas.

Ranieri y colaboradores (2015) estudiaron los patrones de diversidad de macrófitas a distintas escalas espaciales en arroyos de la provincia de Buenos Aires. Los muestreos comprendieron dos ecorregiones, en cada una 12 o 13 arroyos, y en cada arroyo dos tramos, en cada uno de los cuales se registró la riqueza de especies. Para estudiar las diferencias de diversidad entre escalas, se analizaron los cambios en la pendiente de la curva especies-área. Esta curva es una manifestación de lo que mencionamos anteriormente en este capítulo, que a medida que aumenta el área muestreada, el número de especies aumenta de forma desacelerada. Un cambio en esa pendiente nos está señalando diferencias en los procesos ecológicos que determinan la diversidad, y que podrían ser o bien el aumento de la diversidad de hábitats, o bien un proceso dependiente de las especies (como es la dispersión). Se encontró que las pendientes de las curvas especies-área aumentaron desde la escala de tramo hasta la de ecorregión, esto indica que las escalas elegidas *a priori* representan efectivamente diferentes escalas ecológicas. Ahora bien ¿podemos inferir si los cambios obedecen a un aumento de la heterogeneidad ambiental o a la dispersión de las especies? A partir de la relación entre diversidad regional y diversidad local (Cornell y Lawton 1992) se constató una clara diferencia entre los ambientes con y sin conectividad que no pueden explicarse como cambios en la heterogeneidad ambiental, sino como resultantes de las diferencias en la dispersión de las macrófitas por el agua.

Se concluyó entonces que las comunidades de macrófitas de los tramos de los arroyos no deben tratarse como independientes sino como metacomunidades, y esto señala la importancia de preservar las cabeceras de los arroyos, pues los disturbios a escala de tramo tienen también efectos para todo el arroyo. Así también, es importante tener en claro cuál es el patrón de diversidad de las macrófitas a la hora de conservar estos ecosistemas, pues cualquier medida en tal sentido debe referirse a la escala regional más que a la local.

Casset (2013), en su tesis doctoral, trabajó con las comunidades de invertebrados epibentónicos y asociados a las macrófitas en las cuatro regiones hidrológicas de la provincia de Buenos Aires, con el objetivo central de averiguar si los índices bióticos y otras métricas habitualmente usadas requieren una línea de base regional o bien si alcanza con una línea de base a escala provincial. Aplicó algunas medidas de diversidad y realizó el análisis de grupos funcionales de alimentación a dos escalas diferentes, de región y de provincia. Estudió la riqueza, la diversidad por el índice de Shannon, la equitatividad por Pielou, y evaluó el funcionamiento de esas comunidades mediante la asignación de los organismos a los distintos grupos funcionales alimentarios. Si bien las regiones hidrológicas se distinguieron por las características ambientales, entre las medidas de diversidad, sólo la riqueza resultó sensible a la estacionalidad y permitió distinguir las regiones (no así la diversidad, ni la equitatividad). Sólo el grupo de pastoreadores/colectores varió su abundancia significativamente entre las estaciones del año y la abundancia de desmenuzadores fue diferente entre regiones. Por otra parte, sólo algunos de los grupos alimentarios fueron diferentes entre regiones. Estos resultados unidos al análisis de los índices de calidad habituales permitieron establecer una única línea de base, de escala provincial, a la que deben referirse los monitoreos y estudios de impacto.

Epele y colaboradores (2019) estudiaron la diversidad de invertebrados a distintas escalas y los factores que la afectan en el noroeste de la provincia de Chubut. El trabajo comprendió 45 sitios (lagunas aisladas, conectadas con ríos o arroyos y sistemas lóticos), y se consideraron variables ambientales a tres escalas diferentes: local (cubierta de macrófitas y características químicas del agua), de paisaje (cobertura del suelo e índice de vegetación), y regional (temperatura media anual y precipitaciones). Determinaron la riqueza de los tres tipos de cuerpos de agua por curvas de acumulación. A escala local, encontraron que los sistemas lóticos tuvieron el número más alto de especies, pero el mayor número de endemismos y especies únicas se encontró en las lagunas aisladas. Los autores analizaron también cuánto de las diferencias en la composición de especies (diversidad beta) se debe a un patrón de anidamiento y cuánto a uno de recambio de especies. Encontraron que para los tres tipos de ambientes la diferencia entre sitios se explica principalmente por el recambio de especies,

y esto es aún más notable en los sistemas aislados, pues en los otros la dispersión está facilitada por la conectividad. De modo que, tanto por el número de especies únicas como por su gran heterogeneidad, la preservación de los cuerpos de agua aislados resulta de particular interés. En cuanto a la importancia de los factores ambientales sobre la diversidad, encontraron que los de escala local y secundariamente los climáticos fueron los más relacionados con las diversidades alfa y beta.

En la provincia de las Yungas, Gómez y Molineri (2019) investigaron las diferencias en la diversidad taxonómica y de grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados en ríos que atraviesan selva y los que recorren áreas cultivadas con caña de azúcar, en dos períodos estacionales contrastantes (aguas altas y bajas), siendo que en las zonas de selva las riberas ofrecen mayor cobertura y el sustrato es de partículas más finas que en las áreas cultivadas. Para analizar la diversidad taxonómica utilizaron el número efectivo de especies, utilizando tres valores de  $q$ :  $q = 0$  (riqueza de especies),  $q = 1$  (Shannon exponencial) y  $q = 2$  (Simpson). Encontraron que la riqueza fue mayor en los ríos de selva, pero las otras dos medidas de diversidad fueron más altas en los de áreas cultivadas, donde la equitatividad era mayor. Los autores suponen que este último resultado puede explicarse por la creación de nuevos hábitats a partir de las actividades humanas como la extracción de materiales de las riberas. También los grupos funcionales difirieron entre ambos tipos de ambientes. Tanto diversidad como abundancia fueron menores en períodos de aguas altas.

Arruda Almeida y colaboradores (2018) analizaron la diversidad de aves acuáticas en un gradiente ambiental de la cuenca del Paraná Superior en Brasil. Las aves afectan de distintas maneras el funcionamiento de los humedales, de allí el interés por conocer cómo las características que se encuentran en las aves se relacionan con las de los humedales que habitan. Se midió la diversidad funcional porque los autores sostienen que la relación con las características ambientales muchas veces no es adecuadamente reflejada por la diversidad taxonómica. Tomaron 22 características funcionales asociadas al uso del recurso, como por ejemplo tamaño corporal, largo de pico, porcentaje de peces y porcentaje de semillas en la dieta, y midieron la dispersión funcional (Laliberte y Legendre 2010). La correlación entre la diversidad taxonómica y la dispersión funcional fue extremadamente baja. Asimismo, los predictores para ambas medidas de diversidad fueron diferentes: sobre la riqueza taxonómica influyeron el área del lago y la diversidad de macrófitas, mientras que la dispersión funcional fue afectada por la proporción de márgenes cubiertas por vegetación emergente y la profundidad. Según estos autores, los resultados indican que el número de especies no resulta la medida más adecuada a la hora de determinar la relación entre las aves y el funcionamiento de los humedales.

## CAJA 2.1.

### HISTORIAS OCULTAS DE GRANDES DEPREDADORES EN LOS RÍOS SUDAMERICANOS

Juan José Rosso

El hombre no es la única especie capaz de reconocer y discriminar un número importante de organismos, pero sí es la única que busca ponerles nombre. En ese camino se ha valido a lo largo del tiempo de las más diversas metodologías. Desde la descripción basada solo en morfología externa como única herramienta de los primeros naturalistas, hasta el uso de miles de genes recientemente (Betancur-R et al 2013). Cabe entonces la pregunta: ¿por qué puede ser importante rotular los seres vivos, si eventualmente los organismos seguirán estando allí e interactuando entre ellos, reciban o no una categoría discreta impuesta por otro organismo? La respuesta está en la palabra “eventualmente” y en que el otro organismo, es el hombre.

Durante las últimas décadas, el ser humano está imponiendo una presión de selección negativa sin precedentes sobre la biosfera de su planeta (Steffen et al 2015). Posiblemente en virtud de esto, es que algunos autores sostienen que la humanidad está transitando por la sexta extinción masiva de especies con una tasa mucho más acelerada que las anteriores (Ceballos et al 2015). Al mismo tiempo, el avance en las capacidades para detectar la existencia de especies crípticas entre los organismos conocidos, ha permitido identificar un importante número de nuevas especies, desconocidas hasta hace pocos años. Esta es sin duda una combinación muy poco conveniente, pues podemos anticipar fácilmente que en este escenario de impacto antrópico actual, varias espe-

cies se extinguirán mucho antes de haberlas reconocido. En este sentido, aquellas regiones del planeta con mayor biodiversidad son las más vulnerables y dentro de éstas los ecosistemas de agua dulce han demostrado ser particularmente frágiles frente al avance de la frontera del uso de suelo por parte del ser humano (Albert et al 2020).

Con más de 140.000 especies en apenas el 0.007% del agua disponible en el planeta, los ecosistemas de agua dulce albergan el 12% de todas las especies conocidas (Reid et al 2019). Unas 6000 especies de peces de agua dulce viven en América del Sur (un tercio de las especies de agua dulce del mundo) pero algunas estimaciones sugieren que ese número asciende a cerca de 9000 especies (Reis et al 2016). Muchas de estas especies por descubrir han sido detectadas debido a la incorporación en años recientes del uso de herramientas moleculares en los estudios de biodiversidad. Algunos de estos casos son realmente llamativos por lo inesperado, pero también por sus implicancias socio-económicas. Entre éstos, podemos nombrar a varios de los depredadores más conocidos de los ríos y arroyos de América del Sur, como el dorado *Salminus brasiliensis* (Rosso et al 2018a), el bagre sapo *Rhamdia quelen* (Ríos et al 2017) y las tarariras del género *Hoplias* (Rosso et al 2012, Marques et al 2013). Estas especies emblemáticas y con un alto impacto socio-económico y cultural, han mostrado ser en realidad un conjunto de varias especies bajo un solo nombre científico (Tabla C2.1.1). Precisamente, dos nuevas especies de tarariras (Rosso et al 2016, 2018b) se describieron a partir de estos resultados para la cuenca del Plata. Pero esto no termina ahí. Más de 15 probables nuevas especies dentro de lo que se conocía como *Hoplias malabaricus* habitan las aguas de América del Sur (Cardoso et al 2018) y los linajes del bagre sapo *Rhamdia quelen* ascienden a 6 o más (Ríos et al 2017).

Taxón	Nombre del linaje (BIN)	Especies reconocidas
<i>Hoplias malabaricus</i>	ACO5223	<i>Hoplias mbigua</i>
	AAB1732	<i>Hoplias misionera</i>
	AAZ3734	<i>Hoplias argentinensis</i>
	AAB1733	<i>Hoplias sp.</i>
<i>Salminus brasiliensis</i>	AAD2790	<i>Salminus brasiliensis</i>
	AAZ3803	<i>Salminus brasiliensis</i>
<i>Rhamdia quelen</i>	AAA6322	<i>Rhamdia quelen</i>
	ACF1690	<i>Rhamdia quelen</i>
	ACY0995	<i>Rhamdia quelen</i>

**Tabla C2.1.1.**

Linajes mitocondriales del marcador COI-5p (Barcode) reconocidos por el algoritmo Barcode Index Number (BIN) para algunos complejos de especies de peces neotropicales presentes en Argentina.

Todos estos antecedentes permiten rápidamente anticipar que existe un número muy grande de especies de peces que aún no han sido descritas. ¿Qué implicancias puede tener entonces mantener una gran parte de esta biodiversidad de forma oculta? La respuesta la hallaremos en el manejo de los recursos pesqueros y la conservación de especies vulnerables. Entre estas últimas, particular atención deberían recibir aquellos linajes que puedan representar casos de endemismos dentro de las especies por describir. Las especies endémicas suelen tener una distribución restringida y ser más vulnerables a las modificaciones impuestas en su hábitat por los forzantes externos. La subestimación de la riqueza de especies en un ambiente dado, no solo presenta una imagen inexacta de su biodiversidad y estructura comunitaria, sino que también dará como resultado políticas y regulaciones inadecuadas para la protección de esos recursos naturales (Bortolus 2008). ¿Y por qué sucede esto? Porque para que las medidas de manejo y/o conservación sean efectivas, tienen que incorporar dentro de sus diseños, aspectos específicos de las especies a manejar y/o conservar. Entre éstos podemos enumerar diversos parámetros demográficos como edad, crecimiento y mortalidad, pero también aspectos fisiológicos como reproducción, alimentación, entre otros. Las especies tienen diferencias importantes en estos aspectos y de este modo responden de manera distinta a las intervenciones que obran sobre ellas derivadas de las estrategias de manejo y conservación. Y aquí viene la pregunta clave para nuestros grandes depredadores: ¿a cuál de los linajes conocidos (Tabla C2.1.1) pertenece todo el conocimiento que tenemos del dorado *Salminus brasiliensis*, de la tararira *Hoplias malabaricus* y del bagre sapo *Rhamdia quelen*? La situación más optimista sería asumir que todo lo que conocemos de estas especies, deriva de estudios realizados “solamente” en individuos pertenecientes a un solo linaje. Eso daría cierta validez a lo que conocemos sobre estos organismos. Sin embargo, los estudios sobre estos complejos de especies demuestran que sus linajes viven en simpatria en varias regiones de la cuenca del Plata. Por lo tanto, lo más sensato es asumir que todo lo que sabemos de estas especies deriva de estudios que incorporaron en sus análisis, ejemplares pertenecientes a diversas especies. De este modo, deberían esgrimirse con máxima precaución todas las medidas de manejo y conservación que involucren a estos recursos formados por complejos de especies con diferentes linajes, al menos hasta que haya estudios que consideren esta diversidad críptica.

En particular, es importante tener en cuenta estos resultados al momento de diseñar o evaluar programas de acuicultura para repoblamiento o de translocación de fauna. De no considerar la existencia de diferentes linajes dentro de estas especies en el curso de estas actividades,

el riesgo de generar efectos adversos en las poblaciones naturales “receptoras”, derivados de la hibridación o la introgresión génica<sup>1</sup>, es muy alto.

Cada linaje dentro de un complejo de especies, ha sido forjado por diversos aspectos biogeográficos, climáticos, ecológicos, entre otros. Es esa combinación única la que hace que puedan responder de forma particular frente a distintos forzantes naturales o antrópicos. De este modo, los efectos que deriven de nuestras acciones de uso, manejo y conservación sobre los complejos de especies, no tienen que ser necesariamente los mismos para cada uno de sus integrantes, como tampoco la magnitud y la dirección de su respuesta. Reconocer esto en tiempo y en forma es lo que nos permitirá hacer un uso sustentable de la biodiversidad.

## REFERENCIAS

- Albert, J.S., G. Destouni, S.M. Duke-Sylvester, A.E. Magurran, T. Oberdorff, R.E. Reis, K.O. Winemiller y W.J. Ripple. 2020. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*: 1-10.
- Almeida Neto, M., P. Guimaraes, P.R. Guimaraes Jr., R. Loyola y W. Ulrich. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227-1239.
- Altermatt, F. 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic Ecology* 47: 365-377.
- Anderson, M.J., T.O. Crist, J.M. Chase, M. Vellend, B.D. Inouye, A.L. Freestone, N.J. Sanders, H.V. Cornell, L.S. Comita, K.F. Davies, S.P. Harrison, N.J.B. Kraft, J.C. Stegen y N.G. Swenson. 2011. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19-28.
- Arruda Almeida, B., A.J. Green, E.S. González y L. dos Anjos. 2018. Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics *PLOS ONE*, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>
- Amar, W., y B.D. Patterson. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382.
- Barbour M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder y J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable
- <sup>1</sup> La introgresión es un tipo de hibridación que asume la fijación de genes de un linaje en el *pool* de genes de otro linaje, luego del entrecruzamiento de un híbrido fértil con un individuo parental (Harrison y Larson 2014). Uno de los riesgos más grandes de la introgresión génica es la erosión de la diversidad genética en la especie receptora y la consecuente disrupción o modificación de sus capacidades adaptativas (Lynch 1991).

- Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington, D.C.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.
- Betancur-R., R., R.E. Broughton, E.O. Wiley, K. Carpenter, J.A. López, C. Li, N.I. Holcroft, D. Arcila, M. Sanciangco, J.C. Cureton II, F. Zhang, T. Buser, M.A. Campbell, J.A. Ballesteros, A. Roa-Varon, S. Willis, W. C. Borden, T. Rowley, P.C. Reneau, D.J. Hough, G. Lu, T. Grande, G. Arratía y G. Ortú. 2013. The tree of life and a new classification of bony fishes. *PLoS Currents* 5: ecurrents.tol.53ba26640df0cacee75bb165c8c26288
- Bortolus, A. 2008. Error cascades in the biological sciences: The unwanted consequences of using bad taxonomy in ecology. *Ambio* 37: 114-118.
- Cadotte, M.W., R. Dinnage y D. Tilman. 2012. Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. *Ecology* 93: 223-233.
- Cardoso, Y.P., J.J. Rosso, E. Mabragna, M. González-Castro, S.M. Delpiani, E. Avigliano, S. Bogan, R. Covain, N.F. Schenone y J.M. Díaz de Astarloa. 2018. A continental-wide molecular approach unraveling mtDNA diversity and geographic distribution of the Neotropical genus *Hoplias*. *PLoS ONE* 13: e0202024
- Casset, M.A. 2013. Aplicación y optimización de índices de Estado Ecológico en arroyos de la provincia de Buenos Aires. Tesis de Doctorado de la Universidad de Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas.
- Ceballos, G., P.R. Ehrlich, A.D. Barnosky, A. García, R.M. Pringle y T.M. Palmer. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1: e1400253.
- Clarke, K.R., y R.M. Warwick. 2000. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.
- Convention on Biological Diversity. 1992. <http://www.biodiv.org>
- Cornell, H.V., y J.H. Lawton. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology* 61: 1-12.
- Cummins K.W., R.W. Merritt y P.C.N. Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 69-89.
- Díaz, S., y M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem process. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655.
- Elmqvist, T., C. Folke, N. Magnus, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker y J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and Environment* 1: 488-494.
- Epele, L., C. Brand y M.L. Miserendino. 2019. Ecological drivers of alpha and beta diversity of freshwater invertebrates in arid and semiarid Patagonia (Argentina). *Science of the Total Environment* 678: 62-73.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson y C.S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 557-581.
- Forman, T.T., y M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* 31: 733-740.
- Gilpin, M.E., e I.A. Hanski. 1991. Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations. Academic Press, Londres.
- Gomez, D., y C. Molineri. 2019. Crop landscapes reduced taxonomic and functional richness but increased evenness of aquatic macroinvertebrates in subtropical rivers. *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 702.
- Gotelli, N., y A. Chao, 2013. Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. En: S.A. Levin (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, 2da edición, Elsevier Inc.
- Gotelli, N., y R. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Halffter, G., y C.E. Moreno. 2005. Significado biológico de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*, Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza.
- Harrison, R.G., y E.L. Larson. 2014. Hybridization, introgression, and the nature of species boundaries. *Journal of Heredity* 105(S1): 795-809.
- Hector, A., B. Schmid, C. Beierkuhnlein, M.C. Caldeira, M. Diemer, P.G. Dimitrakopoulos, J.A. Finn, H. Freitas, P.S. Giller, J. Good, R. Harris, P. Höglberg, K. Huss-Danell, J. Joshi, A. Jumpponen, C. Körner, P.W. Leadley, M. Loreau, A. Minns, C.P.H. Mulder, G. O'Donovan, S.J. Otway, J.S. Pereira, A. Prinz, D.J. Read, M. Scherer-Lorenzen, E.-D. Schulze, A.-S.D. Siamantziouras, E.M. Spehn, A.C. Terry, A.Y. Troumbis, F.I. Woodward, S. Yachi y J.H. Lawton. 1999. Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. *Science* 286: 1123-1126.
- Jiménez-Valverde, A., y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151-161.

- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375.
- Laliberte, E., y P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305.
- Lande, R. 1996. Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity among Multiple Communities. *Oikos* 76: 5-13.
- Legendre, P., y L.F.J. Legendre. 1998. Numerical Ecology, 2da. ed. (Developments in Environmental Modelling, Vol. 20), Elsevier Science, EEUU.
- Loreau, M. 2010. Linking biodiversity and unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 49-60.
- Lynch, M. 1991. The genetic interpretation of inbreeding depression and outbreeding depression. *Evolution* 45: 622-629.
- Magurran, A.E. 2005. Measuring biological diversity. 2da edición, Blackwell Science Ltd, Reino Unido.
- Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity? *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences* 44: 211-235.
- Margalef, R. 1991. Teoría de los sistemas ecológicos. Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Marques, D.F., F.A. Santos, S.S. da Silva, I. Sampaio y L.R. Rodrigues. 2013. Cytogenetic and DNA barcoding reveals high divergence within the trahira, *Hoplias malabaricus* (Characiformes: Erythrinidae) from the lower Amazon River. *Neotropical Ichthyology* 11: 459-466.
- Mason, N.W.H., D. Mouillot, W.G. Lee y J. Bastow Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- McCune, B., y J.B. Grace. 2002. Analysis of Ecological Communities. Ed. Gleneden Beach, Oregon, EEUU.
- Neiff, J.J., S.L. Casco, A. Cózar, A.S.G. Poi de Neiff y B. Ubeda. 2011. Vegetation diversity in a large Neotropical wetland during two different climatic scenarios. *Biodiversity and Conservation* 20: 2007-2025.
- Nekola, J.C., y J.H. Brown. 2007. The wealth of species: ecological communities, complex systems and the legacy of Frank Preston. *Ecology Letters* 10: 188-196.
- Pakeman, R.J. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology* 99: 1143-1151.
- Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley-Interscience, John Wiley & Sons, Nueva York.
- Ranieri, M.C., P. Gantes y F. Momo. 2015. Diversity patterns of Pampean stream vegetation at different spatial scales. *Aquatic Botany* 126: 1-6.
- Reid, A.J., A.K. Carlson, I.F. Creed, E.J. Eliason, P.A. Gell, P.T. Johnson, K.A. Kidd, T.J. MacCormack, J.D. Olden, S.J. Ormerod, J.P. Smol, W.W. Taylor, K. Tockner, J.C. Vermaire, D. Dudgeon y S.J. Cooke. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94: 849-873.
- Reis, R.E., J.S. Albert, F. Di Dario, M.M. Mincarone, P. Petry y L.A. Rocha. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* 89: 12-47.
- Ríos, N., C. Bouza, V. Gutiérrez y G. García. 2017. Species complex delimitation and patterns of population structure at different geographic scales in Neotropical silver catfish (*Rhamdia*: Heptapteridae). *Environmental Biology of Fishes* 100: 1047-1067.
- Riva, P., P. Gantes, A. Sánchez Caro, L. Cortes, R. García y J. de Uribe Larrea. 2019. Trayectoria del ensamble de especies leñosas de la ribera del río Luján a cinco años de su desmonte. En: Cortezezi, A., I. Entraigas, F. Grosman e I. Masson (eds), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*, Azul, Buenos Aires, Argentina: 228-231.
- Rosso, J.J., M. González-Castro, S. Bogan, Y. Cardoso, E. Mabragaña, S.M. Delpiani y J.M. Díaz de Astarloa. 2018b. Integrative taxonomy reveals a new species of the *Hoplias malabaricus* species complex (Teleostei: Erythrinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*: 1-18.
- Rosso, J.J., E. Mabragaña, M. González-Castro, S.M. Delpiani, E. Avigliano, N.F. Schenone y J.M. Díaz de Astarloa. 2016. A new species of the *Hoplias malabaricus* species complex (Characiformes: Erythrinidae) from the La Plata River basin. *Cybium* 40: 199-208.
- Rosso, J.J., E. Mabragaña, M. González-Castro y J.M. Díaz de Astarloa. 2012. DNA barcoding Neotropical fishes: recent advances from the Pampa Plain, Argentina. *Molecular Ecology Resources* 12: 999-1011.
- Rosso, J.J., E.C. Rueda, S. Sanchez, M.C. Bruno, J. Casciotta, G. Aguilera, A.E. Almirón, F.J. Ruiz Díaz, D.F. Cancino, B. Bugeau, E. Mabragaña, M. González-Castro, S.M. Delpiani y J.M. Díaz de Astarloa. 2018a. Basin-scale distribution and haplotype partitioning in different genetic lineages of the Neotropical migratory fish *Salminus brasiliensis*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28: 444-456.
- Sanders, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102: 243-282.
- Schneider, B. 2016. Ensamblajes de macrófitas en ambientes de la llanura aluvial del río Paraná medio: factores que inciden a distintas escalas. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional del Litoral.

- Soberón J., y J. Llorente. 1993. The Use of Species Accumulation Functions for the Prediction of Species Richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S.E. Cornell, I. Fetzer, E.M. Bennett, R. Biggs, S.R. Carpenter, W. de Vries, C.A. de Wit, C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G.M. Mace, L.M. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers y S. Sörlin. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855.
- Tilman, D., P.B. Reich, J. Knops, D. Wedin, T. Mielke y C. Lehman. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294: 843-845.
- Tokeshi, M. 1993. Species Abundance Patterns and Community Structure. *Advances in Ecological Research* 24: 111-186.
- Tuomisto, H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2-22.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell y C.E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- Wiens, J.A. 2000. Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. En: M.J. Hutchings, E.A. John y A.J.A. Stewart (eds.), *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*, British Ecological Society, Londres.
- WWF. 2018. Living Planet Report Aiming WWF, Gland, Switzerland.

# SERVICIOS ECOSISTÉMICOS BRINDADOS POR RÍOS Y ARROYOS

Claudia Feijó y Adonis Giorgi

*Agua, te lo suplico. Por este soñoliento enlace de numéricas palabras que te digo, acuérdate de Borges, tu nadador, tu amigo. No faltes a mis labios en el postrer momento.*

Jorge Luis Borges (*Poema del cuarto elemento*).

Desde tiempos inmemoriales, los ambientes acuáticos han sido una fuente de alimentos y bienes, otorgando múltiples beneficios a los hombres y mejorado su calidad de vida. Sin embargo, sólo en las últimas décadas se ha comenzado el estudio sistemático de la contribución de la naturaleza al bienestar humano. Así, se han definido como servicios ecosistémicos a los elementos y procesos naturales que son importantes para el sostenimiento de la vida humana. Aunque se han propuesto diferentes definiciones de servicios ecosistémicos (Tabla 3.1), en todos los casos es preciso especificar los beneficiarios de dichos servicios, porque un mismo servicio puede sostener el bienestar de diversos individuos o grupos sociales, pero de diferente manera. Asimismo, la valoración de un mismo servicio puede diferir entre los distintos grupos. Finalmente, y según la definición que

se aplique, los servicios ecosistémicos pueden referirse tanto por su uso real como por su uso potencial (Heink et al 2016).

Los servicios ecosistémicos pueden clasificarse en servicios de aprovisionamiento, de regulación, de mantenimiento y culturales. Los servicios de aprovisionamiento abarcan a los productos físicos que se obtienen directamente de los ecosistemas acuáticos, mientras que los de regulación y mantenimiento incorporan aquellos procesos que directamente, como en el caso de la captación de contaminantes o secuestro de carbono, o indirectamente, como la regulación del clima y la hidrología, sostienen la calidad ambiental. Finalmente, los servicios culturales incluyen beneficios tangibles como el uso recreacional, pero también intangibles como el

Rango de condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que son parte de ellos, ayudan a sostener y satisfacer la vida humana (Daily 1997).

Beneficios que los hombres reconocen como obtenidos de los ecosistemas, y que sostienen directa o indirectamente su supervivencia y calidad de vida (Harrington et al 2010).

Flujos de materiales, energía e información provenientes del capital natural que combinados con capitales humanos y manufacturados producen el bienestar humano (Heink et al 2016).

**Tabla 3.1.**

Algunas definiciones de servicios ecosistémicos.

Servicio	Elemento o proceso	Ejemplos
Aprovisionamiento	Alimento	Producción de peces, frutos, granos, etc.
	Agua	Almacenamiento de agua para uso doméstico, agrícola o industrial.
	Fibras y combustibles	Producción de madera, leña, forraje.
	Material genético	Medicina, especies ornamentales.
	Material bioquímico	Extracción de materiales de la biota.
	Biodiversidad	Pool de especies y genes.
Regulación	Regulación climática	Gases de efecto invernadero, temperatura, precipitación.
	Flujos hidrológicos	Carga y descarga del freático, provisión de agua para la agricultura e industria.
	Depuración y control de la contaminación	Retención y remoción de nutrientes y contaminantes.
	Erosión	Retención de suelos.
	Riesgos naturales	Control y protección a las crecientes.
Mantenimiento	Formación de suelo	Retención de sedimentos y acumulación de materia orgánica.
	Ciclo de nutrientes	Almacenamiento, reciclado, procesamiento y adquisición de nutrientes.
	Polinización	Recursos para los polinizadores.
Culturales	Espirituales	Bienestar mental.
	Recreacionales	Pesca, natación, esparcimiento.
	Estéticos	Disfrute de atractivos naturales.
	Educativos	Oportunidades para la educación formal e informal.

**Tabla 3.2.** Servicios ecosistémicos provistos por los sistemas acuáticos y ambientes asociados (modificado de Finlayson y D’Cruz 2005).

goce estético y espiritual y valores educacionales (Tabla 3.2.) (Finlayson y D’Cruz 2005, Riis et al 2020).

En los últimos años, se han desarrollado clasificaciones más precisas y completas de los servicios ecosistémicos como la Clasificación Común Internacional de Servicios Ecosistémicos, conocida como CICES (Common International Classification of Ecosystem Services for Integrated Environmental and Economic Accounting). En esa clasificación, los servicios se agrupan en una suerte de taxonomía según Sección, División, Grupo, Clase y Tipo. Dentro de las grandes Secciones se consideran servicios de Aprovisionamiento (biótico y abiótico), Mantenimiento y Regulación, y Culturales (CICES 2018).

En el manejo de cuencas, generalmente se ha maximizado la producción de un servicio ecosistémico, como el aumento de la producción agrícola, en detrimento de otros servicios, lo que ha llevado a su degradación (por ejemplo, de la calidad del agua) y en conflictos entre diferentes grupos de interés (Castro et al 2016).

## LA VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Muchos de los servicios provistos por los ecosistemas acuáticos prestan beneficios intangibles y, por lo tanto, no son valorados por los diferentes actores sociales implicados

en el “uso” de estos ecosistemas. Es por eso que en las acciones de manejo, planificadas o no, se suele priorizar la ganancia económica con la consecuente degradación ambiental. En un intento de poner en relieve los servicios “gratuitos” o beneficios que proveen los ecosistemas, diversos investigadores han desarrollado métodos para valorarlos económicamente, adjudicándoles un precio de mercado. Esta aproximación ha merecido diversas críticas porque es difícil determinar el precio de un elemento o proceso natural, dadas sus características, su complejidad única y su potencialidad para proveer nuevos servicios en el futuro. Por ello, los ecólogos han planteado que no puede conocerse el valor de una especie, tampoco el de las especies en su conjunto y mucho menos de aquellas que aún no se han descubierto. La diversidad biológica brinda servicios directos e indirectos para el ser humano que no pueden cuantificarse desde un punto de vista económico. Sin embargo, la valoración de los servicios ecosistémicos puede servir para comparar los resultados de distintas acciones de manejo sobre un ambiente en particular. Al poner sobre la mesa las diversas funciones de los ecosistemas naturales, es posible anticipar las consecuencias de diversas estrategias de manejo, y establecer un balance entre las ganancias de un proceso productivo y los costos económi-

cos de la pérdida de los servicios. En algunos casos, esta pérdida ocurre de forma imperceptible (por ejemplo, la pesca, la capacidad de autodepuración), y no se hace notar hasta que el servicio se vuelve necesario.

Constanza y colaboradores (1997) fueron los primeros investigadores que intentaron valorar económicamente a los servicios ecosistémicos. Estimaron que el valor de los servicios provistos por todos los ecosistemas terrestres, marinos y de agua dulce es de 33 billones de dólares por año, lo que representa casi el doble del producto bruto interno global. En el caso particular de lagos y ríos, calcularon que proveen servicios por un valor de 1,7 billones de dólares por año, siendo los servicios de regulación y suministro de agua los que tienen mayor peso (Tabla 3.3).

No existen aún demasiadas estimas regionales del valor de los servicios ecosistémicos provistos por los ambientes acuáticos, pero Viglizzo y Frank (2006) han comparado el valor de los servicios de los ecosistemas terrestres con las ganancias obtenidas por la producción agrícola en la cuenca del Río de la Plata, distinguiendo los diversos biomas que la integran. En todos los casos, el valor de los servicios terrestres supera las ganancias de la producción

Servicio	USD/ha año
regulación de flujos hidrológicos <sup>1</sup>	5445
suministro de agua <sup>2</sup>	2117
depuración de aguas	665
producción de alimento	41
recreación	230
TOTAL	8498

<sup>1</sup> incluye la irrigación agrícola y la provisión de agua para procesos industriales o transporte.

<sup>2</sup> incluye la provisión de agua por cuencas, embalses y acuíferos

**Tabla 3.3.**

Valor de los servicios ecosistémicos provistos por lagos y ríos, considerando el precio del dólar en 1994 (modificado de Constanza et al 1997).

Bioma	valor (USD/ha año)	
	servicios ecosistémicos	agricultura
Pantanal	5726,9	23,5
Campos	1893,2	93,2
Cerrado	1052,0	31,3
Gran Chaco	557,2	27,0
Pampas	181,3	156,7

**Tabla 3.4.**

Comparación del valor de los servicios ecosistémicos provistos por ecosistemas terrestres y las ganancias aportadas por los sistemas agrícola en la Cuenca del Plata, discriminado por bioma (modificado de Viglizzo y Frank 2006).

agrícola (Tabla 3.4). En la mayoría de los biomas, las diferencias son enormes, y el cultivo de nuevas tierras en esas zonas no compensa ni justifica la pérdida irreparable de los ecosistemas (Viglizzo y Frank 2006). Aún en la región Pampeana, que ha sido fuertemente modificada y alterada, el valor de los servicios de los ecosistemas naturales supera a las ganancias de la actividad agrícola prevalente en la región (181,3 versus 156,7 USD/ha año, respectivamente).

Balmford y colaboradores (2002) han realizado el interesante ejercicio de determinar cuáles serían los beneficios económicos de mantener a los ecosistemas naturales, sin transformarlos en sistemas productivos. Para ello, analizaron casos específicos de sistemas terrestres (bosques tropicales), marinos (arrecifes de coral) y acuáticos (humedales, manglares), y calcularon los beneficios marginales futuros (obtenidos a partir de los valores actuales) de la conservación de los ecosistemas naturales y de su conversión a un sistema productivo. En el caso particular de un humedal de Canadá, estimaron que su preservación brindaba una ganancia neta de 8000 USD/ha, mientras que drenarlo y transformarlo en un área de agricultura intensiva daba una ganancia de 3700 USD/ha (consideraron una tasa de descuento del 4% y un horizonte de tiempo de 50 años). La síntesis realizada por estos autores muestra claramente que la conversión de los ambientes naturales remanentes para la agricultura, acuicultura o explotación maderera no tiene sentido, y no sólo desde una perspectiva de sustentabilidad, sino también económica. Entonces, ¿cuáles serían las razones del avance sobre los ecosistemas naturales? Balmford y colaboradores (2002) propusieron tres razones, que están asociadas al comportamiento de las finanzas globales bajo la lógica del capitalismo actual. En primer lugar, no se realizan valoraciones de los servicios ecosistémicos naturales. Desde el trabajo de Balmford y colaboradores, esta limitación se ha reducido ya que en los últimos años se han valorado muchos servicios ecosistémicos tanto a nivel regional como mundial (Latterra et al 2011, de Groot et al 2020). En segundo lugar, los mayores beneficios que se obtienen al mantener a los ecosistemas naturales son considerados externalidades que los mercados no tienen en cuenta. Finalmente, los beneficios derivados de la conversión o modificación de ecosistemas generalmente son sobreestimados, y muchas de estas actividades son subsidiadas por los gobiernos. Estos subsidios de conversión representan globalmente entre 0,95 y 1,95 billones de dólares por año. Por otra parte, se ha estimado que el costo de un programa global de protección, que incluya manejar adecuadamente las áreas terrestres protegidas actualmente y expandir esa protección al 15% de la superficie ocupada por cada bioma, sería de 45.000 millones de dólares por año, un valor mucho menor al destinado a los subsidios de conversión. Aunque los subsidios a la conversión de sistemas naturales puede resultar útiles para sostener determinadas políticas a corto

plazo, a largo plazo son económicamente ineficientes y erosionan los servicios naturales (Balmford et al 2002). En cambio, la reasignación de una parte de estos subsidios en un programa de conservación global brindaría rentabilidad económica a mediano y largo plazo. Pero además, tenemos el imperativo moral de adoptar un plan global de conservación para legar a las próximas generaciones los beneficios y gozos de los ambientes naturales.

## MÉTODOS PARA VALORAR LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La valoración económica de los servicios ecosistémicos funda su utilidad en que puede emplearse para:

- a) Evaluar el impacto de las políticas de desarrollo y alteraciones de un ecosistema particular.
- b) Comparar la rentabilidad real de una inversión o de un proyecto determinado en comparación con otras alternativas.
- c) Establecer responsabilidades y resarcimientos en el caso de daños ambientales.
- d) Explicar a los habitantes el valor de los ecosistemas naturales.
- e) Introducir en el mercado ciertos pagos por servicios ecosistémicos que brindan los ecosistemas de una región o un país (como por ejemplo, el aporte de oxígeno por parte de la selva amazónica).

Se suele estimar de un valor económico total de los servicios ecosistémicos que incorpora un valor de uso, tanto en forma directa como indirecta, como un valor de no uso. Los servicios de uso de modo directo son los más fáciles de ser incorporados en las valoraciones, mientras que los de uso indirecto y los de no uso resultan más complejos. Para la valoración económica de dichos servicios suelen usarse cuatro tipos de métodos (Cristeche y Pena 2008, Latterra et al 2011, Conti 2018):

- a) de los costos evitados o inducidos;
- b) del costo de viaje;
- c) de los precios hedónicos;
- d) de la valoración contingente.

Los tres primeros son considerados de tipo indirecto, mientras que el último es considerado un método directo. Todos los métodos intentan asignarle un valor a los bienes en un mercado hipotético (Cristeche y Pena 2008).

Los métodos de los costos evitados permiten darle valor a un servicio ecosistémico que influye directamente en la ganancia que se piensa obtener de determinada acción. Por ejemplo, en el caso de un cultivo se le puede dar valor al servicio de evitar la erosión. Para valorar la erosión se calcularía cuánto dinero puede perderse en una producción agrícola con cierto grado de erosión de los suelos. Así tenemos un valor indirecto que podemos utilizar para valorar lo que se evitaría perder si se realiza una práctica de manejo que evite la erosión.

Los métodos de costos de viaje se utilizan para valorar servicios recreativos y culturales de un ecosistema. Se puede analizar qué cantidad de población viaja a un lugar determinado, por cuánto tiempo y desde qué lugares, para estimar el valor que indirectamente se da a la recreación en ese lugar. Estos métodos pueden servir para valorar un servicio recreativo por encima de un emprendimiento productivo como, por ejemplo, la realización de agricultura intensiva alrededor de una laguna a la que acuden muchos visitantes por actividades como pesca, remo y natación.

Los métodos de precios hedónicos sirven para estimar el incremento del valor de un bien determinado debido a un servicio ecosistémico asociado. Por ejemplo, una vivienda particular debería sumar valor si está en un sitio con belleza paisajística, aire puro y sin ruidos molestos, respecto a una construcción similar situada enfrente de una fábrica que produce humo, ruido y residuos.

Los métodos de valoración contingente son métodos directos para estimar el valor de un servicio determinado. Uno de esos métodos es evaluar, mediante encuestas, la disposición a pagar (en inglés, *willingness to pay*) que tiene el individuo por obtener un bien o recurso (como el agua corriente) (Conti 2018).

Obviamente todos estos métodos han tenido amplio desarrollo y han recibido innumerables críticas, tanto por el intento de valorar los servicios que ofrece la naturaleza como por la precisión en la valoración de dichos servicios. Sin embargo, han resultado en muchos casos como herramientas interesantes para analizar costos de oportunidad y aún responsabilidades y derechos por parte de empresarios.

Las cuencas del río Luján y Reconquista pueden brindar algunos ejemplos de intentos de valoración de servicios ambientales. En la primera se aplicó la metodología de estimar costos evitados (Giorgi 2001). Para ello, se realizó el ensayo de asimilar el costo energético del funcionamiento de aireadores de superficie para reducir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) que debe procesar el río Luján para estar en condiciones ambientales adecuadas. La DBO estima cuanto oxígeno se necesita para degradar las sustancias orgánicas disueltas en un litro de agua. Es una medida que se registra usualmente en efluentes industria-

les, cloacales y plantas depuradoras. Teniendo información de la carga de efluentes aportadas por distintas industrias se estimó la DBO necesaria, o demanda de oxígeno necesaria, para degradar dicha carga. Por otro lado, los ríos transportan cierta concentración de oxígeno disuelto en el agua. Si tenemos información sobre la concentración de oxígeno transportado y el caudal del río en un momento dado, sabremos su capacidad de depurar sustancias orgánicas. Esa capacidad es un servicio ecosistémico que puede ser valorado comparándolo con la cantidad de energía (o su costo) que sería necesario utilizar para hacer funcionar aireadores que cumplieran la misma función. De acuerdo a la DBO necesaria, sabremos si el río es capaz de brindarnos ese servicio de autodepuración o si está superado por la carga de los efluentes. En dicho estudio se calculó que para procesar los efluentes de la ciudad de Luján se necesitaría, en promedio, un río tres veces más caudaloso. Por lo tanto, su capacidad de depuración está superada (Giorgi 2001). Sin embargo, la capacidad de depuración del río sigue existiendo debido a que los ríos, igual que la mayoría de los ecosistemas, son sistemas abiertos y pueden intercambiar materia y energía con el ambiente circundante. En un estudio posterior realizado aguas abajo de la planta depuradora de la ciudad de Luján, se analizó a qué distancia aproximada se procesaba la materia orgánica y los nutrientes provenientes de la planta. Se obtuvo una distancia aproximada entre 1,5 y 3 km. Por otro lado, se observó que 3 km aguas debajo de la planta, el nivel de oxígeno disuelto en agua (que otorga la capacidad depuradora al río) se recuperaba (Piccinini et al 2015).

En el río Luján también se han valorado los beneficios ecosistémicos brindados por las áreas de ribera (Giorgi et al 2020). En este caso se eligió una técnica que podríamos encuadrar dentro de los métodos de precios hedónicos, dado que se enumeraron los servicios brindados por las áreas ribereñas y se realizó una valoración cualitativa rápida de las áreas ribereñas según su mayor o menor conservación. Se listaron diez servicios ecosistémicos, que fueron valorados por un panel de investigadores que habían realizado estudios en el río Luján. La valoración se hizo en dos sectores de la cuenca: uno eminentemente rural y otro urbanizado. Los resultados indicaron que hay una mayor reducción de la calidad de los servicios ecosistémicos en las zonas urbanas que en las rurales (Giorgi et al 2020).

En la cuenca del río Reconquista, se ha realizado un estudio de valoración de los servicios ecosistémicos del embalse Roggiero (Fig. 3.1). Corresponde destacar que este embalse ha sido construido a partir de un represamiento artificial, de modo que no es una valoración de un ambiente natural sino de uno transformado<sup>1</sup>. Sin

<sup>1</sup> En la siguiente sección se discuten con mayor profundidad los servicios ecosistémicos que provienen de los ecosistemas artificiales.



**Figura 3.1.** El embalse Roggero, situado en el área metropolitana de Buenos Aires, es una importante zona de esparcimiento para la población urbana (Foto: Claudia Feijó).

embargo, consideramos que puede ser un modo de evaluar alternativas cuando se comparan los horizontes de tiempo de diferentes intervenciones en la naturaleza. En el embalse se aplicaron distintas técnicas de valoración, y se analizaron los servicios del área turístico-recreativa, los de depuración y los de control de inundaciones (Alcobe 2010). Para los del área turística, se utilizaron dos aproximaciones. Una fue determinar, mediante encuestas, la disposición a pagar por parte de los turistas que se hallaban en la zona. La otra fue calcular el tiempo de viaje. En ese sentido, resultó interesante que ambas estimaciones dieran un valor similar por lo que de algún modo, una metodología sirvió para validar la otra. Para los servicios de depuración se realizó una estimación de la capacidad de captación de materiales sólidos y de residuos por parte del embalse, y se la comparó con el costo de la captación realizada a través de un desarrollo tecnológico. Éste resultó ser el servicio ecosistémico de mayor valor del embalse. Respecto a la disminución de inundaciones, que fue el aspecto por el que se decidió la construcción del embalse, se realizó una valoración de modo indirecto. Se registraron estadísticas y artículos periodísticos que mencionaban las inundaciones y número de viviendas afectadas por las mismas, antes y después de la construcción de la represa. Luego se calculó, en base a una ley nacional que determina el pago de una suma a cada propietario de vivienda inundada a modo de resarcimiento, cuánto habría ahorrado el estado en estos pagos en los últimos años debido a la disminución de las inundaciones (Alcobe 2010). Si bien este ecosistema creado artificialmente puede ofrecer ciertos servicios, no hay que perder de vista que la construcción de la represa al reducir la frecuencia y magnitud de las inundaciones indujo, indirectamente, a un mayor incremento poblacional en el área inundable. Por lo tanto, el embalse sólo

mitigó temporalmente el impacto de las inundaciones en zonas urbanas ribereñas. El ejemplo del análisis del sistema conformado por el río, la represa y el embalse es interesante porque valora los beneficios ambientales y sociales que puede ofrecer este sistema a los habitantes de la cuenca, pero no considera si el efecto es beneficioso o perjudicial para la cuenca en su conjunto, considerando tanto el medio natural como el social. Debe advertirse que los análisis que se centran a un sector o tramo de un río, lago o laguna, no siempre son extrapolables a todo el sistema acuático.

### SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS ARTIFICIALES

El desarrollo de nuevas tecnologías e infraestructuras basadas en la naturaleza o en el ciclo del agua (“verdes” y “azules”, respectivamente), ha incluido la construcción de estanques o lagunas artificiales para el tratamiento de aguas servidas o la regulación de los flujos hidrológicos. Asimismo, algunos proyectos de restauración incorporan la creación de estanques artificiales para sustituir a los que se han perdido debido a las actividades humanas. Además de los objetivos explícitos, estos ambientes artificiales suelen brindar servicios ecosistémicos no previstos inicialmente, como el secuestro de carbono y nutrientes, la provisión de ambientes para la biodiversidad, y lugares de recreación (Moore y Hunt 2012, Coccia et al 2016, Manzo et al 2020). Las lagunas para el tratamiento de efluentes generalmente son eficientes para la depuración de efluentes contaminados, pero no para la conservación de la biodiversidad. Pero las lagunas y estanques que se construyen para

captar el agua de tormentas y recrear los ambientes naturales suelen albergar una gran variedad de especies, especialmente cuando se introducen macrófitas en su diseño. En algunos casos, la diversidad de especies es similar a la que se encuentra en charcas naturales (Manzo et al 2020), mientras que en otros las comunidades son menos diversas y estables (Coccia et al 2016, Zamora-Marín et al 2021). Pero aún cuando no sostengan ensambles biológicos similares a los naturales, los nuevos estanques pueden proveer hábitats diversos y complementarios y son importantes para mantener la biodiversidad regional (Coccia et al 2016). Por lo tanto, cuando se proponen intervenciones de este tipo, resulta necesario poner en relieve todos los servicios que los sistemas artificiales ofrecen, y realizar el diseño de modo de potenciar la biodiversidad y los procesos funcionales.

En algunas ocasiones, un desastre ecológico puede servir de disparador para la construcción de ambientes acuáticos artificiales. Por ejemplo, en el caso del accidente minero que afectó al río Guadiamar de Andalucía en 1998, se desarrollaron una serie de acciones de restauración que permitieron volver a construir estructuras verdes a través de un corredor artificial que conectara con el Parque de Doñana, y así recuperar ámbitos naturales del río que habían sido ocupados por cultivos o urbanizaciones. Luego del desarrollo de varios modelos hidráulicos, los investigadores destacaron en sus conclusiones la conveniencia de recuperar la geomorfología propia del río como solución para la restauración hidrológica de zonas deterioradas (Montes y Carrascal 2008).

En los últimos años también se ha intentado incorporar más naturaleza o estructuras verdes en las ciudades para contribuir a su sostenibilidad (Taborda et al 2017, Conti 2018). Esto pareciera ser beneficioso en líneas generales; sin embargo, no debe confundirse el servicio específico que brinda una estructura verde que simula lo natural tal como una laguna artificial, un bosque implantado o la construcción de humedales para tratamiento de efluentes, con la multiplicidad de servicios que ofrecen los ecosistemas naturales.

## ¿ES LA VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EL CAMINO?

Si bien la valoración de los servicios ecosistémicos de la naturaleza no escapa de la lógica capitalista al estimar los beneficios económicos de su explotación, permite demostrar tanto a gestores como a capitales privados que la mayoría de las veces, la renta que se obtiene a corto plazo degradando a los ecosistemas es mucho menor que los beneficios que podría dar su conservación con manejo adecuado. El dueño de una industria no suele considerar como un gasto al servicio que brindan

los ríos, la atmósfera y los suelos para recibir y depurar (o almacenar) sustancias contaminantes, pero sí puede hacerlo un gestor ambiental al considerar los costos y beneficios de la instalación o el mantenimiento de una industria en un lugar determinado. En ese sentido, el problema sería que no existe una demanda concreta de ciertos servicios del ecosistema ya que éstos no son percibidos como tales y se los considera “externalidades”. Y desde el estado, tampoco se exige un pago por su mantenimiento. Los ríos, al ser de dominio público, no tienen un dueño y aunque puede reconocerse lo valioso que es conservar sus funciones, su preservación suele estar a cargo del estado pero no de los particulares que son los principales usuarios. Por ello, debería considerarse que la posibilidad de habitar el planeta por parte de la humanidad es un servicio en sí mismo. Bajo este nuevo paradigma, tanto la producción de alimentos, el espacio o cualquier otro recurso serían un beneficio que la población humana obtiene en detrimento de otras especies vegetales y animales. Mirado desde esa óptica, los ecosistemas debieran manejarse asegurando el mantenimiento de la especie humana en el tiempo, y no el beneficio económico a corto plazo, que puede llevar al colapso de los ecosistemas naturales. Muchas plagas, virus y organismos patógenos desaparecen al agotar los recursos de los que se nutren. Dado que como especie tenemos la capacidad de predecir, debiéramos evitar que a la población humana le suceda lo mismo.

## REFERENCIAS

- Alcobe, L. 2010. Valoración económica de los servicios ambientales de la Represa/Embalse Roggiero. Tesis de Licenciatura en Información Ambiental, Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires.
- Balmford, A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R.E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper y R.K. Turner. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950-953.
- Castro, A.J., C.C. Vaughn, J.P. Julian y M. García-Llorente. 2016. Social Demand for Ecosystem Services and Implications for Watershed Management. *Journal of the American Water Resources Association* 52: 209-221.
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Services). 2018. CICES Version 5.1. European Environment Agency. <https://cices.eu/resources/>
- Coccia, C., B. Vanschoenwinkel, L. Brendonck, L. Boyero y A.J. Green. 2016. Newly created ponds complement natural waterbodies for restoration of macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 61: 1640-1654.

- Constanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Conti, M.E. 2018. Il management ambientale. Teorie, metodi e strumenti in una prospettiva sostenibile. Edizioni Nuova Cultura, Roma.
- Cristeche, E., y J.A. Penna. 2008. Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Daily, G.C. 1997. Nature's services. Island Press, Washington.
- De Groot, R., L. Brander y S. Solomonides. 2020. Update of global ecosystem service valuation database (ESVD). FSD No 2020-06. Wageningen, Países Bajos.
- Finlayson, C.M., y R. D'Cruz. 2005. Inland Water Systems. En: Millenium Ecosystems Assessment, *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*, World Resources Institute, pág. 555-583.
- Giorgi, A. 2001. Cost of remediation of the Luján River (Argentina). En: Y. Villacampa, C.A. Brebbia y J.L. Usó (eds.), *Ecosystems and sustainable development III*, Wit Press, Southampton.
- Giorgi, A. C. Minaverry, C. Vilches, M. Rodriguez Morcelle y M. Conti. 2020. Riparian Ecosystem Services (RES). A conceptual framework to Lujan River Basin. *2nd Latin American conference on sustainable development of energy water and environment systems*, 0100, P. 57.
- Harrington, R., C. Canton, T.P. Dawson, F. de Bello, C.K. Feld, J.R. Haslett, T. Kluvánková-Oravská, A. Kontogianni, S. Lavoirel, G.W. Luck, M.D.A. Rounsevell, M.J. Samways, J. Settele, M. Skourtos, J.H. Spangenberg, M. Vandewalle, M. Zobel y P.A. Harrison. 2010. Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodiversity and Conservation* 19: 2773-2790.
- Heink, U., J. Hauck, K. Jax y U. Sukopp. 2016. Requirements for the selection of ecosystem service indicators - The case of MAES indicators. *Ecological Indicators* 61: 18-26.
- Laterra, P., E.G. Jobbágy y J.M. Paruelo. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Manzo, L.M., L.B. Epele, C.N. Horak, A.M. Kutschker y M.L. Miserendino. 2020. Engineered ponds as environmental and ecological solutions in the urban water cycle: A case study in Patagonia. *Ecological Engineering* 154: 105915.
- Montes, C., y F. Carrascal. 2008. La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del corredor verde. La historia de un paisaje emergente. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Moore, T.L.C., y W.F. Hunt. 2012. Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds. A means for evaluation? *Water Research* 46: 6811-6823.
- Piccinini, M., A. Sánchez Caro, M.L. Gultemiriam y A. Giorgi. 2015. Estimating the self-depuration capacity of a reach of the Luján River. *International Journal of Environmental Research* 9: 1037-1046.
- Riis, T., M. Kelly-Quinn, F.C. Aguiar, P. Manolaki, D. Bruno, M.D. Bejarano, N. Clerici, M.R. Fernandes, J.C. Franco, N. Pettit, A.P. Portela, O. Tammeorg, P. Tammeorg, P.M. Rodríguez-González y S. Dufour. 2020. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience* 70: 501-514.
- Taborda, V.J., D. Gianello, I. Aguer y M.C. Crettaz Minaglia. 2017. Importancia de la conservación de las lagunas urbanas pampeanas. *Congreso Internacional de Aguas, Ambiente y Energía de la Asociación de Universidades Grupo Montevideo: resúmenes de trabajos*. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza.
- Viglizzo, E.F., y F.C. Frank 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoff analysis based on ecosystem services provision. *Ecological Economics* 57: 140-151.
- Zamora-Marín, J.M., C. Ilg, E. Demierre, N. Bonnet, A. Wezel, J. Robin, D. Vallod, J.F. Calvo, F.J. Oliva-Paterna y B. Oertli. 2021. Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full? *Science of the Total Environment* 753: 141987.

# ROL DE LAS RIBERAS EN LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES

Adonis Giorgi y Carolina Vilches

*Recuerdo que una tarde de soledad y hastío  
¡oh tarde como tantas!, el alma mía era,  
bajo el azul monótono, un ancho y terso río  
que ni tenía un pobre juncal en su ribera.*

Antonio Machado (*Elegía de un madrigal*).

## LAS ÁREAS DE RIBERA

En un ecosistema fluvial siempre se tiene presente uno de sus subsistemas, el cauce, que en algunos casos se toma como un simple canal de transporte pero que puede presentar gran diversidad de formas, con rápidos y pozas, zonas de retención de materia orgánica, barras de sedimento, etc. Estas estructuras constituyen hábitats donde se desarrollan comunidades biológicas diferenciadas. El hábitat físico del cauce determina en buena parte el funcionamiento biológico fluvial. Sin embargo, otros subsistemas del arroyo o río como el hiporreico y las áreas de ribera no suelen ser considerados. En este capítulo nos dedicaremos a hablar del subsistema de las riberas, así como de las posibilidades de valorar su estado de conservación, calidad o integridad.

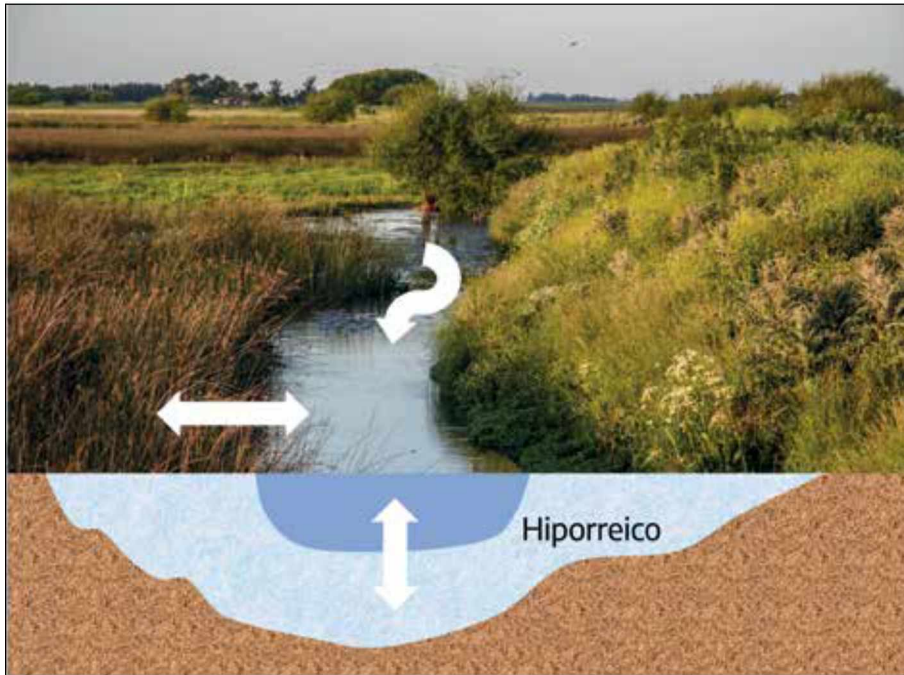
La zona ribereña es parte del propio río y puede tener mayor o menor conectividad con éste, dependiendo del caudal que tenga en ese momento ese río o arroyo (Fig. 4.1). Establece lo que se denomina el eje o dimensión horizontal, mientras que el hiporreico representa el eje vertical y la superficie del agua establece el eje longitudinal. Sobre el eje longitudinal se desplaza la masa de agua resultante de las interacciones con los otros ejes o dimensiones, siendo transportada a lo largo del curso del río. Los aportes de los ejes horizontales y verticales pueden modificar tanto la calidad como la cantidad de agua transportada dependiendo del tipo de paisaje y sustrato, y por lo tanto del grado de conexión que haya entre el cauce principal y las otras dimensiones del río (Fisher et al 1998).

Las áreas de riberas fluviales constituyen terrenos de extraordinaria riqueza desde el punto de vista ambiental, como consecuencia de los múltiples procesos ecológicos

que allí se desarrollan y del elevado rango de servicios ecosistémicos que proporcionan. Además, en general se trata de áreas que históricamente han sido ocupadas por el hombre, ya que proveen las condiciones favorables para el desarrollo de actividades agropecuarias, forestales y urbanísticas que, a su vez, condicionan su fisonomía y estado de conservación (Magdaleno 2013).

Los ríos y arroyos que atraviesan zonas rurales reciben una fracción importante del aporte de contaminantes (pesticidas, fertilizantes) de manera difusa, que ingresan a lo largo de toda la línea de costa. Por otro lado, en las zonas urbanas el aporte difuso está asociado al lavado de residuos y de carreteras y a aguas de infiltración de la red de saneamiento, entre otros. La protección de las denominadas zonas buffer o Zonas de Amortiguación Ribereñas (ZAR) reducen los ingresos de contaminantes incluidos sedimentos y nutrientes a los arroyos, controlan la erosión, mejoran la calidad del agua, incrementan la biodiversidad y expanden los hábitats para la vida silvestre. Las áreas marginales de los arroyos funcionan como zona de amortiguamiento entre el canal y las sustancias que llega al arroyo, actuando como filtro a los aportes de nutrientes y pesticidas, y manteniendo así la calidad del agua en límites aceptables (Basnyat et al 2000).

Las áreas de ribera son interfases entre los ecosistemas terrestres vecinos, el agua freática y el cauce fluvial. Regulan el microclima, la forma y la dinámica del río. La vegetación de ribera intercepta el paso de sedimentos y nutrientes disueltos actuando como filtro (Mayer et al 2005). En particular, una franja de un metro



**Figura 4.1.**

Las tres dimensiones de los ríos. El cauce o agua superficial representa la dimensión longitudinal, el hiporreico la vertical, y el área ribereña la horizontal.

de ancho puede retener hasta el 30% de los nitratos, como consecuencia de su captación por la vegetación terrestre y de la desnitrificación microbiana en el suelo (Lind et al 2019). A su vez, son zonas de acumulación de agua, materia orgánica y sedimentos, y por ende de recarga de agua subterránea. Además, la zona de ribera es un auténtico corredor biológico y una zona de reserva para la flora y la fauna de los ecosistemas terrestres vecinos, hasta el punto de que más del 60% de las especies de todo el mundo viven en riberas fluviales (Arizpe et al 2008). La tala, destrucción y modificación de la vegetación de ribera reducen la calidad del hábitat fluvial y alteran el funcionamiento del ecosistema fluvial, incluyendo el procesado de materia orgánica, la incorporación de nutrientes, la producción de peces, etc. (Tabla 4.1).

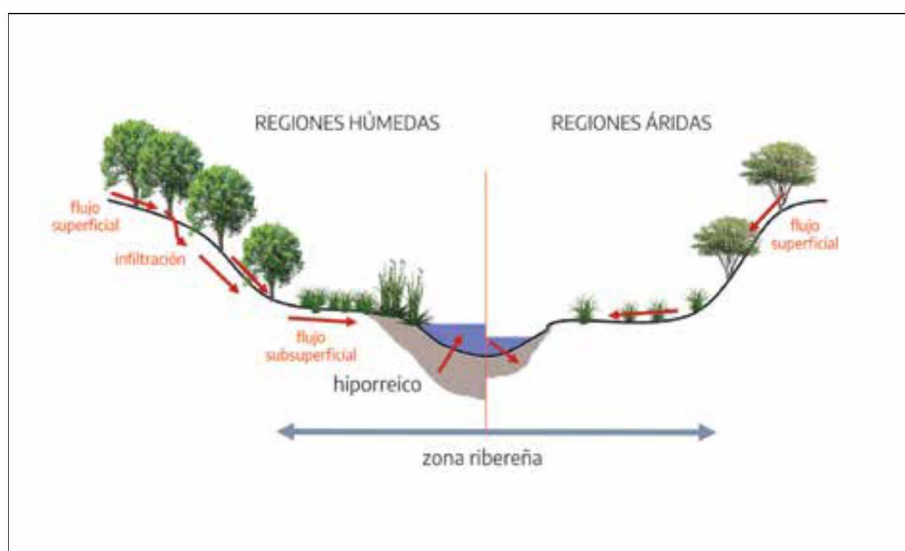
Las áreas de ribera no pueden considerarse estrictamente delimitadas, dado que el río es un ecosistema dinámico. Parte de él se expandirá más o menos dependiendo del exceso o déficit de agua, de cuestiones geomorfológicas, de los tipos de sustrato y de la cobertura vegetal que se desarrolle en dichas áreas. Cuando el caudal es alto se mantienen todos los subsistemas con una interconexión total en tanto que, con caudales menores como los que se dan en épocas de estiaje o en climas áridos, disminuye tanto la conexión como la tasa de intercambio entre los distintos subsistemas. Por eso las áreas de ribera deben mantener su conexión con el cauce, ya que protege áreas de intercambio de agua entre el cauce y el freático que son necesarias para el sostenimiento de la funcionalidad del ecosistema acuático (Fig. 4.2; Zaimes et al 2010).

El carácter dinámico de los ríos hace que las áreas de ribera sean zonas que, como mencionamos, albergan una gran diversidad vegetal y faunística que no está asociada necesariamente al medio acuático. A modo de ejemplo, en una serie de relevamientos realizados en el río Luján se encontró que la cantidad de especies de aves y su frecuencia de avistamiento era mayor en la zona de ribera que en la de pastizal aledaño o dentro del cauce (Tuis et al 2009). Esto coincide con la utilización de la riqueza de avifauna como indicador del estado de conservación de la ribera (Dobkin et al 1998). Además, es importante destacar la presencia en las riberas de especies vegetales hidrófilas que en un porcentaje muy alto son autóctonas, y que se mantienen allí por las particulares características de sus suelos (Gantes et al 2017).

En los últimos años las áreas ribereñas no se han respetado como una parte integral del río, y por razones diversas ha habido una creciente ocupación de estos espacios rurales por la agricultura, aumentando la intensidad en el uso de la tierra y por tanto en el empleo de agroquímicos (herbicidas, pesticidas y fertilizantes). Por ejemplo, la ocupación de la región pampeana por cultivos alcanza el 60% del territorio (Viglizzo et al 2011). Esas modificaciones han contribuido a producir una notable disminución de la biodiversidad que amenaza la salud del ecosistema (Day et al 2003). La ZAR actúa como reserva y corredor de vida silvestre interconectando áreas de reserva y conservación, y ofreciendo refugio para especies autóctonas de aves, reptiles, insectos y mamíferos que actúan como polinizadores, depredadores y parasitoides de plagas agrícolas (Kauffmann y Krueger 1984). El sistema típico

Actúan como corredor para especies vegetales y animales.
Permiten conservar la biodiversidad de la zona.
Reducen el efecto de crecidas por retención y absorción
Filtran naturalmente la contaminación por nutrientes (principalmente nitratos), agroquímicos y otros contaminantes.
Fuente alóctona de carbono orgánico para los ríos.
Conexión entre hábitats.
Reducen la erosión de márgenes y fondos.
Contribuyen a la estabilización de los cauces.
Establecen una barrera para actividades humanas

**Tabla 4.1.** Beneficios que otorgan las áreas ribereñas (basado en Dillaha et al 1989, Lee et al 2003, y Zaimes et al 2004).



**Figura 4.2.** Diferencias entre las áreas ribereñas de regiones húmedas y secas. En ambas zonas se desarrolla vegetación ribereña, aunque de diferente estructura, y se producen intercambios entre el canal y los ejes laterales y verticales, de distinta magnitud según el clima (modificado de Zaimes et al 2010).

de cultivo homogéneo de la agricultura intensiva conduce a una considerable pérdida de biodiversidad en áreas rurales (Day et al 2003).

A menudo las zonas ribereñas se libran de ser cultivadas porque no ofrecen condiciones satisfactorias de productividad agrícola debido a su alta pendiente y el frecuente anegamiento (Tiwari et al 2016). Sin embargo, también han sido invadidas por la ganadería que ha sido desplazada a áreas marginales por la expansión agrícola. Asimismo, en los últimos años las riberas han sido ocupadas y modificadas por numerosos desarrollos urbanos (Pintos y Sigroi 2012)

El pastoreo sin control de áreas ribereñas por ganado vacuno u ovino puede ser causa de degradación de los arroyos y de su calidad del agua. Los vacunos son atraí-

dos por esas áreas, y pueden permanecer largo tiempo dentro o en los alrededores de los arroyos (Trimble y Mendel 1995). Las razones para esta atracción puede incluir la sombra (en caso de márgenes arboladas), una topografía suave (en sitios escarpados), agua para bebida y vegetación palatable (Kauffman y Krueger 1984). Su presencia dentro o cerca de los arroyos puede afectar negativamente la calidad del agua, la morfología del canal al causar desmoronamientos, la hidrología, la estructura del suelo adyacente, y la vegetación dentro y en los alrededores del arroyo. Las causas de estos impactos negativos incluyen la deposición de orina y materia fecal dentro del arroyo, el pisoteo con incremento de erosión y reducción de la vegetación, destrucción de las márgenes y compactación del suelo (Trimble y Mendel 1995, Mosley et al 1997, Belsky et al 1999). La información sobre el efecto del pastoreo de zonas

riberañas por ganado ovino es limitada, probablemente porque las ovejas prefieren suelos más secos. Por ello, es posible que el impacto del pastoreo por ovejas sea mínimo y no muy diferente al de una zona de exclusión. Sin embargo, los ovinos por su anatomía bucal pastorean de modo más intenso y son capaces de consumir forraje verde con bajo nivel de disponibilidad, donde los vacunos no son capaces de cosecharlo, como así también consumen durante el invierno el pasto rechazado por los vacunos (Platts 1982). Esta situación, en forma controlada, podría tener un efecto beneficioso al eliminar la biomasa muerta y favorecer la germinación de semillas y la regeneración de plántulas (Velasco Ayuso et al 2017). Sin embargo, la presencia de ovinos cerca de los arroyos puede producir concentración de orina y heces, cuyo impacto puede ser similar al producido por los vacunos (Kaufman y Krueger 1984), incluyendo el aporte de fármacos veterinarios que generan contaminación (Alonso et al 2019, Pérez et al 2020).

Antes de los años '70, pocos estudios habían examinado los beneficios sobre la calidad de las aguas que proveen las ZAR (Correll 1997). Desde mediados de los '70, sin embargo, los investigadores han prestado atención a la capacidad de las ZAR para remover nitratos (Osborne y Kovacic 1993), retener el fósforo (Lee et al 2003), atrapar sedimentos (Kaufman y Krueger 1984), remover herbicidas (Correll 1997), y retener y eliminar bacterias fecales como *Escherichia coli* (Collins y Rutherford 2004). Una revisión extensiva sobre las áreas de amortiguamiento y su potencial para reducir la contaminación por pesticidas se puede encontrar en USDA (2000).

Como se mencionó previamente, las ZAR proveen beneficios ambientales indirectos como el incremento de la biodiversidad de flora y fauna y hábitats para la vida silvestre (Olson et al 2007), y pueden proveer corredores que conecten hábitats, permitiendo una continuidad de libre movimiento entre parches de áreas naturales (Henry et al 1999). Además, proporcionan servicios clave a

la sociedad, como la fertilidad del suelo, la purificación del agua y la recreación. La conservación de estas ZAR incrementan el valor de la tierra al mejorar la calidad estética de la propiedad (Henry et al 1999), y promover el acercamiento de la vida silvestre (Bastian et al 2002).

Por lo tanto, la conservación de áreas ribereñas es algo que debería propiciarse para sostener la calidad de los ambientes fluviales o promover su recuperación. Estas áreas deben reunir un conjunto de características para que se las pueda considerar de calidad apropiada (ver Tabla 4.2).

### ¿CÓMO DETERMINAR EL ÁREA RIBEREÑA?

Determinar el área que constituye la ribera es una tarea que debería realizarse en los distintos tipos de cuerpos de agua según sus características y las variaciones estacionales e interanuales de caudal o volumen. Sin embargo, también se manejan criterios de anchos mínimos de acuerdo a una visión utilitaria para conservar las características de los cuerpos de agua. Si bien este método es relativamente simple de diseñar e implementar, ha sido criticado por ignorar la heterogeneidad espacial de los procesos biogeoquímicos y la biodiversidad en la zona ribereña. Existen diversos valores empíricos presentados en recopilaciones realizadas por distintos autores (González del Tánago y García Jalón 1995, Lee et al 2004, Melignani 2017). Recientemente Lind y colaboradores (2019) han compilado anchos de ribera de 52 trabajos, y observaron que para mejorar la estructura de las comunidades ribereñas para algunos organismos como las aves, es necesario un área ribereña protegida mayor que para los anfibios o mamíferos (Tabla 4.3).

Otros criterios que se han tomado incluyen crear una ZAR cuyo ancho se relacione con el ancho del río. Este es el criterio usado en el Código Forestal Brasileño (Tabla 4.4). Esta normativa también protege territorios de

Continuo y de anchura variable.
Con vegetación natural.
Con reserva de organismos (incluyendo propágulos).
Sin aplicación de agroquímicos (fertilizantes y plaguicidas).
Sin pastoreo.
Sin acumulación de sedimentos.
Con espacio para respetar el ciclo de crecidas y bajantes.
Sin canales artificiales de ingreso.
Que cumpla las funciones de las riberas naturales.

**Tabla 4.2.**

Características deseables del espacio ribereño seminatural o artificializado (basado en Dillaha et al 1989, González del Tánago y García Jalón 1995, y Zaimas et al 2004).

<b>Función</b>	<b>Ancho de ribera propuesto (m)</b>
Protección de la vida acuática	25-600
Calidad del agua	60-160
Control de sedimentos (crecidas)	60
Estabilización de márgenes	10
Amortiguación en zonas urbanas	20-200
Control de la erosión	25-60
Control de los nutrientes	25-65
Control de la temperatura	7-60
Mejora del hábitat acuático	15-45
Provisión de alimentos	35-90
Mejora de la estructura de la comunidad ribereña	5-400

**Tabla 4.3.**  
Anchos de ribera mínimos propuestos para el mantenimiento de distintas funciones y servicios ecosistémicos.

<b>Ancho del río (m)</b>	<b>Ancho del área de ribera (m)</b>
Nacientes	Se establece un radio de 50 m
< 10	30
10-50	50
50-200	100
200-600	200
> 600	500

**Tabla 4.4.**  
Anchos de ribera propuestos según el ancho del sistema fluvial por el Código Forestal Brasileño.

acuerdo a su topografía (pendiente o altura), situación (por ejemplo, costas marinas), y márgenes de lagos y lagunas aunque sean artificiales.

Otros países como Canadá, han avanzado muchísimo en las normativas de evaluación y protección de las áreas ribereñas estableciendo anchos de ribera mínimos por ley (Riparian Areas Implementation Guidebook 2006). Por otro lado, algunos autores desarrollaron métodos para su estimación. Nieswand y colaboradores (1990) propusieron que el ancho de ribera ( $AR$ ) se calcule a partir de la pendiente ( $S$ ) y del tiempo de escorrentía ( $T$ ) necesario para reducir, en un determinado porcentaje deseado, el ingreso de sedimentos y nutrientes:

$$AR = 2,5 * T * S^{1/2}$$

En este caso, el tiempo de escorrentía se puede calcular a partir de la fórmula de Manning que relaciona pendiente

( $S$ ), radio hidráulico ( $R$ ) y la rugosidad ( $r$ ) para determinar la velocidad de escorrentía:

$$V = 1/r * R^{2/3} * S^{1/2}$$

Se considera que en lugares conservados, el término  $r * R$  es fijo, por lo que el término  $1/r * R^{2/3}$  sería constante e igual a 2,5 y por lo tanto  $V = K * S^{1/2}$  (Nieswand et al 1990). Sabiendo que la velocidad es espacio (ancho) sobre tiempo, a partir de la velocidad se puede calcular el tiempo de escorrentía  $T$  para estimar el ancho de ribera apropiado.

De todos modos, Nieswand y colaboradores (1990) proponen valores mínimos. Por ejemplo, para un río permanente el mínimo sería 15 metros o lo que establezca el modelo, y para embalses sería 30 metros o lo que se estime por modelo, excepto en embalses de provisión de agua potable donde se sugiere un ancho de riberas de 90 metros o lo que surja de la aplicación del modelo.

Como criterio general, hay que tener en cuenta que la conservación de anchos mayores a los indispensables, aunque pueda ser deseable, invita a que muchos usuarios y propietarios no respeten el área pese a que se legisle al respecto, por lo que suelen ser normas de difícil control y escaso cumplimiento. Es mejor lograr conservar una parte del área ribereña que ninguna.

Otros autores han trabajado en establecer la capacidad de filtrado o retención de sustancias como los nitratos, por parte de distintos anchos de áreas ribereñas. Mayer y colaboradores (2005) a partir de más de 60 estudios previos, han generado un modelo simple no lineal que emerge del conjunto de estudios:

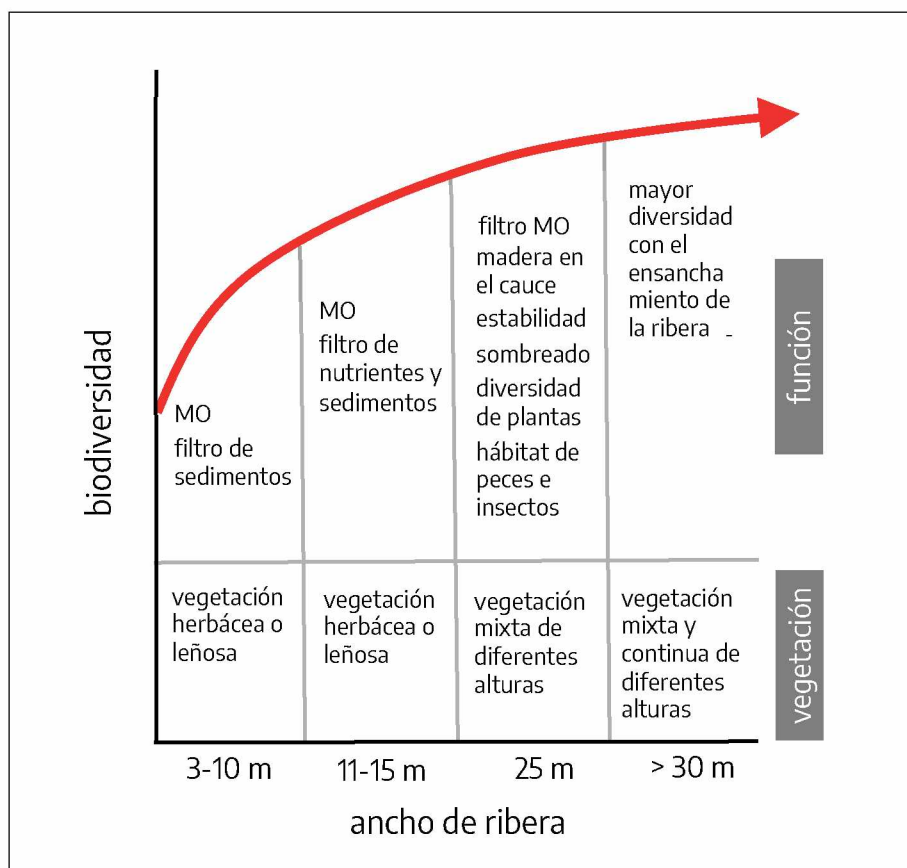
$$y = 10,5 * \ln(x) + 40,5$$

donde  $y$  es el porcentaje de retención de nitrógeno y  $x$  es el ancho del área ribereña. Según este modelo, un ancho de tan sólo 3 metros tiene un 50% de efectividad en la retención de nitrógeno, mientras que un ancho de 112 metros alcanza un 90% de efectividad en la retención. Obviamente la eficiencia de retención variará de acuerdo a la presencia o ausencia de cobertura vegetal y al tipo de cobertura que posea, como veremos a continuación. En este conjunto de estudios, las estimaciones se realizaron para áreas ribereñas con buen grado de conservación.

Recientemente, Lind y colaboradores (2019) han propuesto que un ancho de ribera vegetada de 3-10 metros puede cumplir la función de filtro de sedimentos y materia orgánica. Un ancho de 15 metros contribuye a la filtración de nutrientes, 25 metros es un área adecuada para generar hábitat para peces e insectos y más de 30 metros puede incrementar la biodiversidad del área. Esto significa que los anchos de ribera que se conserven pueden variar de acuerdo a los beneficios que se busque obtener (Fig. 4.3).

## EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS ÁREAS DE RIBERA

Se han construido varios índices para evaluar las características deseables del espacio ribereño. Todos ellos tienen varios parámetros que pueden puntuarse en escalas de 1 a 10, de 1 a 100 y/o en categorías no numéricas de calidad de la ribera. Esos índices se han inspirado en el índice QBR generado en España por Munné y colaboradores (2003), y en los índices propuestos por Barbour y colaboradores (1999). El índice QBR se creó para evaluar la calidad de los bosques ribereños de los ríos mediterráneos en España, siendo posteriormente modificado y adaptado por varios investigadores para sus respectivas áreas de estudio (por ejemplo, Colwell y Hix



**Figura 4.3.** Anchos de ribera propuestos por Lind y colaboradores (2019) para alcanzar diversos beneficios ecosistémicos. MO: materia orgánica.

2008, Sirombra y Mesa 2012, Castro-Lopez et al 2019). Este método de evaluación visual y de fácil aplicación, integra las condiciones biológicas de la zona ribereña con sus atributos geomorfológicos, y genera puntajes en la calidad de la cubierta vegetal adyacente al cuerpo de agua. Los valores de QBR se han correlacionado negativamente con el grado de antropización (Sirombra y Mesa 2012), con aspectos como el uso de la tierra y la cría de ganado (Horak et al 2019), con parámetros de calidad del agua, y con la zonificación y gestión de la ribera (Valero et al 2014).

La mayoría de los índices aplicados incluyen la valoración del hábitat y del estado de conservación del propio cauce. Las variaciones que presentan se relacionan en gran parte con el tipo de ríos estudiados y la zona donde se sitúan o tramo que se pretende estudiar. Así también, las herramientas utilizadas en la valoración pueden ser variadas, incluyendo la observación directa en el campo, análisis de imágenes satelitales y encuestas a usuarios, habitantes o productores (Giaccio et al 2020). Dado que la vegetación ribereña influye en cómo se percibe el paisaje fluvial desde una perspectiva escénica, tales evaluaciones también pueden incluir preferencias turísticas y, por lo tanto, ampliar los servicios y valores del ecosistema más allá de los que surgen solo del plano ambiental (Andersen Cirera et al 2019).

A modo de ejemplo, a continuación mencionaremos algunos de los índices que se conocen y que han sido aplicados en Argentina.

## ICR

Troitiño (2008) propone un índice que incluye un relevamiento cartográfico de tipos de suelos y su uso, y un relevamiento de campo. En este último, se registran varios atributos que pueden medirse en el campo tales como el ancho del área ribereña ( $A$ ), el uso de lotes adyacentes ( $U$ ), la cobertura vegetal ( $C$ ), el uso de las márgenes ( $M$ ), la limitación real o artificial del área ribereña ( $L$ ), la presencia de ingresos o vías preferenciales producidas por erosión o actividades humanas ( $I$ ), y la forma del cauce ( $F$ ).

La clasificación se realiza en un tramo en ambas márgenes por separado, y se calcula un índice para cada una de ellas:

$$ICR = \Sigma (A+U+C+M+C+L+I+F)/N$$

El índice se obtiene sumando el número de atributos de cada margen divididos por el número de atributos ( $N$ ). El valor del  $ICR$  (Índice de Conservación de Ribera) se indica en una escala de 1 a 10. Las categorías 1 a 3 indican sectores severamente alterados, entre 4 y 6 indican condiciones que disminuyen sensiblemente la

capacidad de amortiguación, entre 7 y 9 indican algún nivel de alteración pero que no afecta seriamente la capacidad amortiguadora ni el mantenimiento de biodiversidad, y 10 serían los sectores en condiciones de conservación ideales, es decir, tramos completamente conservados sin signos evidentes de degradación y de muy bajo riesgo de alteración.

Este índice, desarrollado para arroyos pequeños de zonas rurales, fue correlacionado con la cantidad de sedimentos incorporados a los arroyos luego de una lluvia, que aumenta al disminuir la calidad de ribera. Como fue pensado para ambientes pampeanos, considera a la presencia de leñosas invasoras (como la acacia negra) como un efecto negativo sobre la biodiversidad del cauce. El ICR ha sido aplicado en la cuenca del Luján y Reconquista y en distintas secciones del arroyo Las Flores, perteneciente a la cuenca del río Luján (Troitiño et al 2010, Feijó et al 2012).

## ICRP-ICRUM

También en la zona pampeana, Basílico y colaboradores (2015) han aplicado un índice denominado Índice de Calidad de Ribera Pampeano ( $ICRP$ ) en arroyos más grandes que los considerados por Troitiño (2008) y en ríos de mediano tamaño. Este índice considera tanto la calidad de la ribera como la calidad de los terrenos adyacentes. Para calificar la ribera valora el grado, la estructura y calidad de la cubierta vegetal, y el grado de naturalidad del cauce fluvial. En cuanto a los terrenos adyacentes tiene en cuenta el tipo y uso del suelo, su topografía, y los aportes laterales (por ejemplo, efluentes industriales). Posteriormente, Malignani (2017) ha aplicado en las mismas zonas y en áreas del río de La Plata otro índice denominado  $ICRUM$  (Índice de Calidad de Ribera de Usos Múltiples). Este índice se compone de 29 parámetros que se califican para cada ribera por separado y luego se promedia el valor final en cada tramo:

$$ICRUM = (\Sigma \text{ atributos ribera izquierda} + \Sigma \text{ atributos ribera derecha})/2$$

Los parámetros que considera pueden resumirse en ancho del área ribereña, conectividad con el curso de agua, características de las riberas y del canal, continuidad del cauce, tipo de cobertura vegetal, y tipo de vegetación acuática y ribereña presente discriminando entre especies autóctonas y exóticas. Además incorpora la presencia de basura, de infraestructura y de sedimentos de dragado, el aspecto del agua (características organolépticas), la descarga de efluentes, el uso de la tierra adyacente, y el paisaje de referencia. Esto significa que establece un paisaje donde la ribera esté conservada adecuadamente. El mayor puntaje indica mayor grado de conservación y el menor, ribera menos conservada.

## USHI

En arroyos urbanos de la provincia de Buenos Aires, se ha aplicado el *USHI* (Urban Stream Habitat Index; Cochero et al 2016). Este índice tiene en cuenta aspectos propios del cauce y de la ribera y alteraciones de ambos. Respecto al cauce considera el tipo y grado de cobertura vegetal, y la presencia de obstrucciones para la circulación. En relación a la ribera, separa características específicas de la orilla como la presencia de vegetación, de elementos artificiales y el ángulo de corte de la orilla, de otras propias del área ribereña, como la presencia de especies gramíneas y exóticas, pequeños embalses, estructuras o edificaciones realizadas por el hombre. También tiene en cuenta alteraciones geomorfológicas como pueden ser el dragado, rectificación y canalización.

## IHRPlata

En el río de La Plata, debido a sus características particulares, se ha aplicado un índice especial, el *IHRPlata* (Índice de Hábitat Río de La Plata), que establece 5 categorías de calidad teniendo en cuenta la sucesión espacial de la vegetación ribereña, la presencia de residuos, la calidad del agua y la conectividad entre el sistema terrestre y acuático (Gómez y Cochero 2013).

## CER

En la provincia de Córdoba, Corigliano (2008) ha aplicado el índice de Calidad del Espacio Ribereño (*CER*). Este índice se construye a partir de la sumatoria de otros tres: el índice de Calidad de Bosque de ribera (*QBRadaptado*), indicadores de biodiversidad e indicadores de impacto. Se propone que el *CER* junto con los indicadores de calidad química y biológica del agua, se conjuguen en un índice de calidad ambiental que puede evaluar el sistema fluvial en su totalidad, para poder conocer el estado de ese ecosistema.

## QBRp-QBRy

En Patagonia, Kutschker y colaboradores (2009) aplicaron un índice denominado *QBRp* (Índice de Calidad de Ribera Patagónica) en el que se adaptó el sistema de clasificación propuesto por Munné y colaboradores (2003) para las características propias de los bosques andino patagónicos, particularmente el predominio de bosques uniespecíficos del género *Nothofagus*. Los criterios que se tienen en cuenta en este índice corresponden a la estructura, porcentaje o grado de la cubierta ribereña y su calidad, entendiendo como tal, la más cercana a la situación original. Se considera además el grado de naturalidad del canal fluvial que incluye sus modificaciones, pendiente, obstrucciones al recorrido y ancho.

En las Yungas se ha aplicado otra adaptación del *QBR*, el *QBRy* donde se modifica y adapta a la región tanto la calificación como las características de los distintos rangos (Sirombra y Mesa 2012).

Los índices de áreas ribereñas utilizados en Argentina han sido recopilados en una publicación reciente (De Cabo et al 2020), en las que se especifica los ambientes de aplicación de cada uno de ellos. El *ICA* (Troitiño 2008) se aplica en arroyos rurales pequeños, mientras que el *ICRP* (Basílico et al 2015) fue aplicado en ríos mayores. Los índices *USHI* e *ICRUM* (Cochero et al 2016, Malignani 2017) puede emplearse en ríos de zonas urbanizadas, en tanto que el *IHR-Plata* (Gómez y Cochero 2013) es específico para el río de La Plata, aunque podría ser de aplicación en grandes ríos como el Paraná. Por otro lado, el *QBRp* para Patagonia (Kutschker et al 2009) y el *QBRy* para las Yungas (Sirombra y Mesa 2012) demuestran que los índices deben ser ajustados para cada ambiente particular, a fin de realizar una valoración adecuada de acuerdo al paisaje original de la ecorregión considerada. Esto podría evitarse si se evalúa la estructura y cobertura de la vegetación del área de ribera, sin considerar su grado de naturalidad como un aspecto deseable. Finalmente, la aplicación del *CER* en Córdoba (Corigliano 2008) incorpora explícitamente su relación con otros índices de evaluación de calidad de ambientes fluviales.

En los índices propuestos hay dos aspectos que son comunes a todos ellos: el grado y tipo de cobertura vegetal. Esto se debe a que una cobertura mayor con porciones menores de suelo desnudo reduce las posibilidades de que la zona de amortiguación se vea atravesada por “camino diferenciales” para el flujo del agua (ver Caja 4.1). También el tipo de vegetación es importante dado que no ejerce el mismo efecto la cobertura de gramíneas que la de leñosas. Tampoco es similar el efecto de retención en áreas ribereñas con vegetación herbácea que en aquellas con vegetación arbórea (Giaccio et al 2016).

Debe tenerse en cuenta además que, aunque en la evaluación de la calidad de la ribera se incorpora explícita o implícitamente el ancho de la misma, debería considerarse especialmente el conjunto de la componente cuantitativa y la cualitativa, ya que la ribera puede tener una muy buena calidad pero ser insuficiente para cumplir con sus funciones como *ZAR*.

## ¿POR QUÉ SE DETERIORAN LAS ÁREAS RIBEREÑAS?

En las últimas décadas, las riberas fluviales han sufrido una fuerte degradación a escala global como consecuencia de diversas actividades humanas que

se concentran dentro y alrededor de la zona ribereña. Es más, se encuentran entre los ambientes que se consideran más modificados y degradados del mundo (Tockner y Stanford 2002). Entre las causas que han motivado el deterioro o la pérdida de calidad de estas zonas se encuentran la tala o remoción indiscriminada de la vegetación ribereña, la modificación de la forma del terreno mediante la construcción de obras de defensa en las márgenes fluviales (por ejemplo, la canalización, perfilado y cementado de las márgenes), el drenaje, la caza y pastoreo incontrolado, la expansión de áreas urbanas y cultivos en la proximidad de los cauces, y la modificación de los regímenes de caudal (Capon 2019).

En sistemas agropecuarios, la principal causa de deterioro de las riberas y cauces se debe al ganado. La presencia de ganado en los lotes adyacentes a los arroyos tiene una larga historia debido a la menor aptitud de estos lotes para la agricultura y a la presencia de agua para bebida de los animales. Sin embargo, últimamente se ha incrementado por el desplazamiento del ganado a zonas marginales provocado por el avance de la agricultura en lotes destinados al pastoreo. Se ha probado que la exclusión de ganado de las áreas marginales de los arroyos promueve la recuperación de la forma del canal, y que el cercado de áreas ribereñas resulta en una reducción de entre un 40% y un 80% de la carga de sedimentos en suspensión en los arroyos (Owens et al 1996). Esta reducción se debe a una disminución de los sedimentos que se depositan en el cauce del arroyo. Generalmente, cuando el ganado es excluido de las zonas ribereñas hay una rápida transición desde un arroyo ancho, poco profundo con un lecho inestable, hacia un arroyo con bancos de sedimentos más estables (Howard-Williams y Pickmere 1999). Las floraciones algales provocadas por el incremento de nutrientes y el estancamiento asociados al ingreso de ganado, pueden causar intoxicación y mortalidad en animales silvestres y domésticos, incluyendo el mismo ganado. Las toxinas suelen permanecer en el agua aún después de tratamientos para potabilizarla (Hitzfeld et al 2000). Cuando son conservadas, las ZAR pueden retener más del 97% de los sedimentos antes de que ingresen al arroyo (Lowrance y Crow 2002, Lee et al 2003). Para que las ZAR mantengan su eficacia como trampa de sedimentos, deben ser manejadas apropiadamente. Por ello, la compactación por maquinaria y el pastoreo debería evitarse (Dillaha et al 1989) y el exceso de sedimento debería removerse ocasionalmente (Dosskey et al 2002). Un pastoreo controlado implica cuidar que los animales queden excluidos mientras el suelo permanezca húmedo para evitar su degradación por pisoteo, restringiendo además los ingresos al arroyo. La exclusión del ganado, permitiendo el acceso sólo en lugares delimitados por

boyeros o alambrados, así como la preservación de una zona libre de labranzas y agrotóxicos, serían medidas eficaces y de bajo costo para disminuir el impacto de las actividades productivas sobre los arroyos y sus márgenes. A la vez contribuiría a la estabilización de los suelos de estos ecosistemas ribereños, reduciendo el ingreso por escorrentía superficial de sedimentos, nutrientes y agroquímicos que llegan al agua, promoviendo la conservación de la biodiversidad y el aumento en la calidad del agua.

Otro problema que trae aparejada la mayor incidencia de ganado en áreas ribereñas es la colonización de las mismas por parte de especies exóticas. En la zona pampeana, el avance de plantas leñosas invasoras se ha incrementado en los últimos años, y las tareas de control suelen ser muy agresivas. A veces se realiza un control químico que implica la utilización de agrotóxicos, y en otros casos un control físico con grandes maquinarias que si bien remueve la presencia de leñosas, también habilita un mayor desarrollo de plantas jóvenes a partir de su banco de semillas (Cvitanich et al 2019, Riva et al 2019). La invasión por plantas leñosas en ambientes ribereños es uno de los principales problemas que sufren gran parte de los ambientes fluviales de nuestro país. Hay un conjunto de especies que son frecuentes invasoras. Entre las que han alcanzado un gran desarrollo en diferentes ambientes se encuentran la acacia negra, el sauce frágil, la mora, el álamo y el tamarisco (Fernández et al 2017, Giaccio et al 2017, Vilches et al 2020).

En ríos medianos es más común el asentamiento de urbanizaciones precarias o planificadas, y la modificación del cauce y las riberas para evitar los daños que pueden producir las inundaciones. Estas modificaciones, en general, reducen tanto las áreas ribereñas como las zonas de humedales fluviales que sirven para amortiguar el efecto de dichas crecidas. En la zona pampeana de nuestro país se han registrado varios de estos problemas en las cuencas de los ríos Luján y Reconquista (Graziano et al 2021), pero también se observan en otros territorios, donde además de eliminación de las riberas se construyen terraplenes y elevaciones locales del nivel de la tierra marginal para evitar que se inunden determinados sectores, lo que modifica el drenaje y escorrentía natural generando problemas de anegamiento en zonas que históricamente no eran afectadas por inundaciones (Zaimés et al 2010, Potocko 2018, Pintos y Sigroi 2012, Malagnino 2015).

Puede afirmarse que tanto en ríos pequeños, medianos o grandes, la falta de consideración de las áreas de ribera es la que promueve su deterioro, que suele ser un proceso progresivo en el que se conjugan la falta de protección y acciones negativas como la deforestación o el sobrepastoreo.

## **LAS RIBERAS Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS**

Los servicios ecosistémicos identificados para las áreas de ribera del río Luján, y que pueden servir de ejemplo para considerarlos en otras cuencas, son los siguientes (Giorgi et al 2020):

- 1) Autodepuración, dado que las riberas filtran contaminantes que ingresan por escorrentía y ayudan a preservar la biota del río.
- 2) Retención de agua debido al efecto de absorción que ejerce la vegetación.
- 3) Mantenimiento de la biodiversidad, ya que genera condiciones de heterogeneidad de hábitats y diversidad de refugios.
- 4) Liberación de oxígeno y captación de dióxido de carbono por la vegetación natural e implantada a través del proceso de fotosíntesis.
- 5) Belleza paisajística y corredor de fauna: además de mejorar la valoración del ambiente y promover ciertas actividades turísticas de bajo impacto, las riberas permiten el traslado de flora y fauna, tanto acuática como terrestre, a lo largo de su recorrido.
- 6) Hábitat y alimentación de organismos: la presencia de vegetación y de refugios genera diversidad de hábitats para distintos organismos, que pueden establecer relaciones tróficas entre ellos.
- 7) Zona de nidificación y reproducción: gran cantidad de aves nidifican y se reproducen en áreas ribereñas, que también son necesarias para los anfibios y para varias especies de mamíferos como el coipo o falsa nutria.
- 8) Fijación de nitrógeno: en muchos casos la presencia de leguminosas, con sus bacterias simbióticas específicas, “fijan” nitrógeno atmosférico que también comparten con asociaciones de micorrizas. Asimismo, en determinadas condiciones algunas cianobacterias asociadas a lugares húmedos y sombreados fijan nitrógeno atmosférico (Muñoz-García y Ares 2016), así como retienen una parte del nitrógeno que drena subsuperficialmente.
- 9) Beneficios culturales e históricos: en torno al cauce principal suelen encontrarse antiguas construcciones o viviendas, así como elementos introducidos en el paisaje por habitantes en el pasado.
- 10) Presencia de plantas, hongos y animales de interés para el hombre: las zonas de ribera conservan una rica variedad de plantas y hongos, y alojan distintas especies de animales.

Muchos de estos servicios tienen un interés directo para el hombre, como es el caso de las plantas u hongos medicinales o de los organismos polinizadores. En el caso del Río Luján, estos servicios se reducirían entre un 40 y un 60% en las zonas donde se han desarrollado áreas urbanas. Esta reducción se debe principalmente a la disminución del ancho de ribera así como al reemplazo de la vegetación original por especies invasoras. Si bien este proceso sólo ha sido reportado para la cuenca del Río Luján, ha sido observado por los autores en la mayoría de los ríos de la región Pampeana.

---

### **CAJA 4.1.**

#### **LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DE LAS RIBERAS DE ARROYOS DE LA PAMPA AUSTRAL**

Gustavo C.M. Giaccio

---

Los sistemas de producción agrícola actuales se han intensificado y transformado en consumidores netos de insumos externos ocasionando dis-servicios ecosistémicos. Entre los insumos se destacan el nitrógeno, fósforo y glifosato, cuyos excedentes quedan en los suelos, con el consiguiente riesgo de transporte por escorrentía hacia las aguas subterráneas y superficiales. Esto convierte a los sistemas agrícolas en importantes fuentes de contaminantes (Mayer et al 2007) que conducen a diversos problemas ambientales, sociales y sobre la salud humana.

Las zonas ribereñas son ambientes dinámicos, caracterizados por fuertes regímenes de energía, marcada heterogeneidad en el hábitat, diversidad de procesos ecológicos y gradientes multidimensionales. Ocupan la zona de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos e incluyen las franjas de vegetación ribereñas (FVR; Fig. C4.1.1) (Naiman y Décamps 1997).

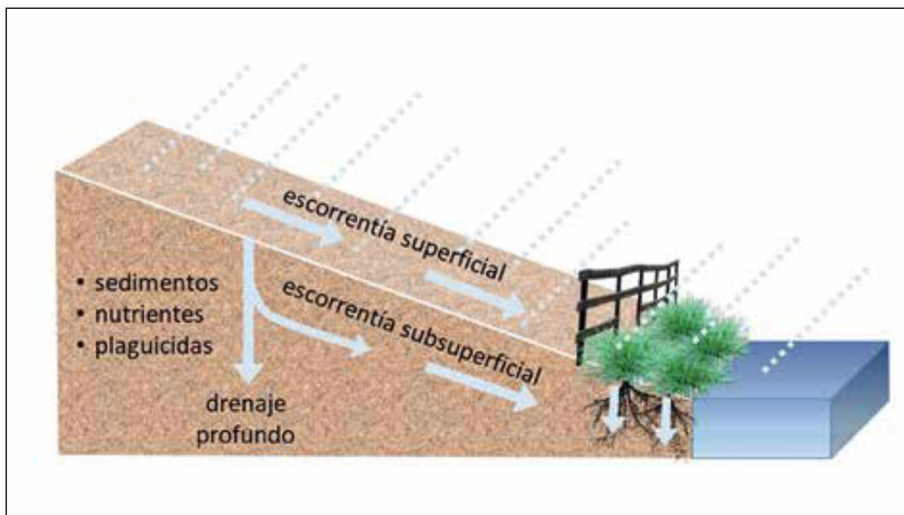
Las FVR poseen numerosas funciones ecosistémicas, entre ellas, la reducción de flujos de escorrentía (Arora et al 2010) y la retención sedimentos (Syversen 2005) y contaminantes (Syversen y Bechmann 2004, Mayer et al 2007, Hoffmann et al 2009). La retención se produce a través de cuatro mecanismos: infiltración, sedimentación, absorción y adsorción (Dillaha et al 1989, Mayer et al 2007).

En las zonas agrícolas pampeanas, el análisis de flujo lateral por escorrentía superficial de origen agropecuario y su retención por las FVR, es de gran importancia para reducir las externalidades en cuerpos de agua superficiales, especialmente considerando la composición de la vegetación ribereña. En ambientes ribereños de la Pampa Austral hemos reconocido ocho asociaciones florísticas. De éstas, tres fueron

dominadas por herbáceas nativas, tres por herbáceas exóticas y dos presentaron un estrato arbóreo de un sauce exótico en combinación con herbáceas nativas e invasoras. La conductividad hidráulica ( $K$ ) en suelos con presencia de asociaciones florísticas con árboles y de herbáceas nativas sin árboles, fueron mayores que en suelos con presencia de herbáceas exóticas sin árboles. Se encontraron relaciones significativas entre  $K$  y las propiedades del suelo sensibles a la influencia de la vegetación, lo que sugiere que las relaciones entre composición florística e infiltración podrían ser explicadas parcialmente por relaciones causales. Cuando las asociaciones florísticas se agruparon de acuerdo con la presencia o ausencia de árboles (*Salix fragilis*), los valores más altos de  $K$  correspondieron a los sitios florísticos con árboles, lo que se relacionó con menores valores de pendiente y mayor biomasa de raíces (Giaccio et al 2017).

En estas dos asociaciones florísticas predominantes y contrastantes, “con árboles” compuesta por *Salix fragilis* y un estrato herbáceo donde prevalece *Festuca arundinacea*, y “sin árboles” donde también predomina *F. arundinacea* (Fig. C4.1.2), encontramos reducciones del flujo de escorrentía superficial del 63 y 31%, respectivamente. Sin embargo, los sitios “sin árboles” mostraron mayores valores de retención de sedimentos (61%) y del herbicida glifosato (74%) en relación a los sitios con árboles, que retuvieron el 45% de los sedimentos y el 44% del glifosato. No obstante, entre ambas asociaciones florísticas, no se encontraron diferencias significativas en la retención de nitrógeno y fósforo (Giaccio et al 2016).

Si bien muchos autores asumen que la escorrentía proveniente de lotes adyacentes con usos agropecuarios y la capacidad de retención de las FVR es uniforme a lo largo del cauce, otros demuestran que en ciertos sitios



**Figura C4.1.1.** Representación esquemática de las franjas de vegetación ribereñas (FVR).



**Figura C4.1.2.** Estructura de vegetación ribereña con árboles (A) y sin árboles (B).

converge y en otros diverge, debido a diferencias topográficas y edáficas (Dillaha et al 1989, Sheppard et al 2006). Estos flujos pueden concentrarse en vías superficiales de flujo preferenciales (VFP) (Deasy et al 2009) y fluir directamente a los cuerpos de aguas superficiales sin ser filtrados por las FVR, reduciendo así su eficiencia de retención de contaminantes y de sedimentos (Dillaha et al 1989) (Fig. C4.1.3).

Hemos encontrado que la concentración de glifosato + AMPA (que es uno de los productos de la degradación del glifosato) en los suelos dentro de las VFP fue 88 veces mayor que fuera de las mismas. Asimismo, las concentraciones de nitrógeno, fósforo disponible y fósforo total también fueron más altas dentro que fuera de las VFP (Tabla C4.1.1; Giaccio et al 2019).

También observamos que la densidad aparente y el contenido de arcilla registrados en los suelos de los lotes adyacentes agropecuarios y en las VFP no difieren lo cual, sumado a las más altas concentraciones de glifosato, fósforo y nitrógeno registradas en los suelos de las VFP, muestran que el flujo de escorrentía superficial circula a través de ellas hasta el cauce de los arroyos (Fig. C4.1.4; Giaccio et al 2019).

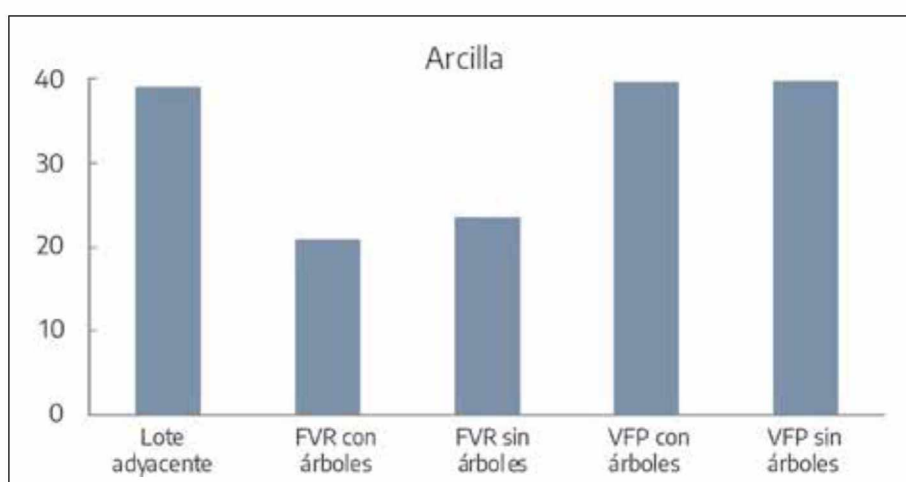
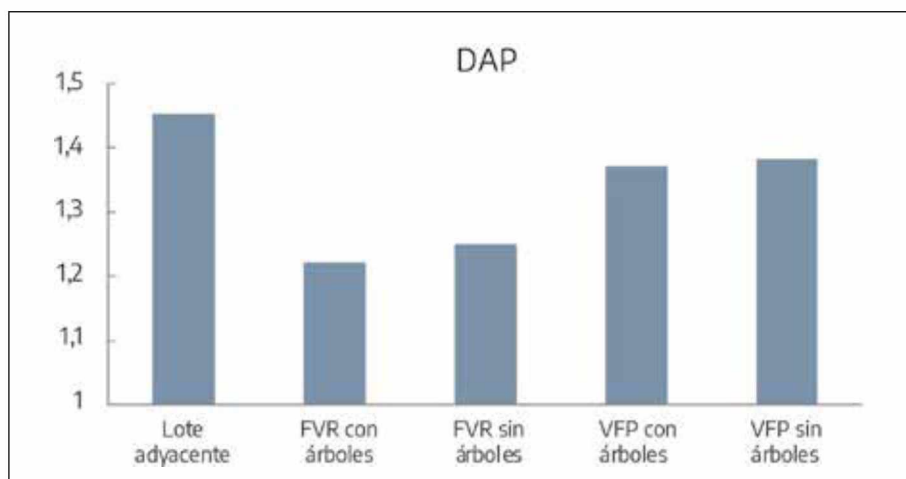
Estos resultados contrastan con algunas conclusiones obtenidas a partir de estudios experimentales en parcelas uniformes, y ponen en evidencia la importancia de tomar en cuenta la génesis y estructura de las vías de flujo preferencial en el diseño, evaluación y manejo de la función de filtrado de las franjas de vegetación ribereña.



**Figura C4.1.3.**  
Vía de flujo preferencial.

Tratamiento	Fósforo disponible	Fósforo total	Nitratos	Glifosato+AMPA
VFP con árboles	44,3	532	16,7	80,0
FVR con árboles	17,8	397	5,6	0,8
VFP sin árboles	43,8	527	16,3	96,7
FVR sin árboles	8,9	413	6,1	1,2

**Tabla C4.1.1**  
Contenido de fósforo disponible, fósforo total y nitratos (expresados en ppm) y concentración de glifosato + AMPA (expresada en mg/Kg) en suelos de franjas de vegetación ribereña (FVR) y de vías de flujo preferenciales (VFP), con y sin árboles.



**Figura C4.1.4.** Comparación de la densidad aparente (DAP, expresada en g/cm) y del contenido de arcilla (expresada en porcentaje) en suelos de lotes adyacentes con uso agropecuario, en franjas de vegetación ribereñas (FVR) y vías de flujo preferenciales (VFP), con y sin árboles.

## REFERENCIAS

- Alonso, L.L., P.M. Demetrio, A.L. Capparelli y D.J. Marino. 2019. Behavior of ionophore antibiotics in aquatic environments in Argentina: the distribution on different scales in water courses and the role of wetlands in depuration. *Environment International* 133:105-144.
- Andersen Cirera, K., D. Lehener, A. Zumelzu Scheel y P. Méndez Sanhuesa. 2019. Una metodología para evaluar los usos públicos y la percepción de los bordes fluviales. *Revista urbano* 40: 28-45.
- Arizpe, D., A. Méndez y J.A. Rabaca. 2008. Áreas de Ribera Sostenibles, una guía para su gestión. Generalitat Valenciana, Valencia.
- Arora, K., S.K. Mickelson, M.J. Helmers y J.L. Baker. 2010. Review of pesticide retention processes occurring in buffer strips receiving agricultural runoff. *Journal of the American Water Resources Association* 46: 618-647.
- Barbour, M., J. Gerritsen, B. Snyder y J. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition, USEPA, Washington.
- Basilico, G.O., L. de Cabo 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. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 17: 119-134.
- Basnyat, P., L.D. Teeter, B.G. Lockaby y K.M. Flynn. 2000. The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems. School of Forestry, Auburn University, M.W. Smith Hall, Auburn University, USA.
- Bastian, C.R., D.M. McLeod, M.J. Germino, W.A. Reiners y B.J. Blasko. 2002. Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics* 40: 337-349.
- Belsky, A.J., A. Matzke y S. Uselman. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 54: 419-431.
- Capon S. 2019. Riparian ecosystem. En: M. Goldstein y D. Della Sala (Eds.), *Encyclopedia of the World's biomes*, Elsevier, USA.

- Castro-López, D., V. Guerra-Cobian y N. Prat. 2019. The role of riparian vegetation in the evaluation of ecosystem health: the case of semiarid conditions in Northern Mexico. *River Research and Applications* 35: 48-59.
- Cochero, J., A. Cortelezzi, A.S. Tarda y N. Gómez. 2016. An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecological Indicators* 71: 134-144.
- Collins, R., y K. Rutherford. 2004. Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research* 38: 700-712.
- Colwell, S.R., y D.M. Hix. 2008. Adaptation of the QBR index for use in riparian forests of central Ohio. En: D.F. Jacobs y C.H. Michler (eds.), *Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference*, West Lafayette, Indiana.
- Corigliano, M. del C. 2008. Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 28: 33-54.
- Correll, D.L. 1997. Buffer zones and water quality protection: general principles. En: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding y G. Pinay (eds.), *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. The Proceedings of the International Conference on Buffer Zones Quest Environmental*, Harpenden, England.
- Cvitanich, M.L., E. Larraburu y P. Gantes. 2019. Efecto de inundaciones breves sobre la supervivencia y crecimiento de plántulas de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.). En: A. Cortelezzi, I. Entraigas, F. Grosman e I. Masson (eds.), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeano. X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos*, Azul, Buenos Aires, Argentina.
- Day Jr., J.W., A.Y. Arancibia, W.J. Mitsch, A.L. Lara-Dominguez, J.N. Day, J. Ko, R. Lane, J. Lindsey y D.Z. Lomeli. 2003. Using ecotechnology to address water quality and wetland habitat loss problems in the Mississippi basin: a hierarchical approach. *Biotechnological Advances* 22:135-159.
- Deasy, C., R. Brazier, A. Heathwaite y R. Hodgkinson. 2009. Pathways of runoff and sediment transfer in small agricultural catchments. *Hydrological Processes* 23: 1349-1358.
- de Cabo, L., E. Melignani y G. Basílico. 2020. Los indicadores de calidad de las áreas ribereñas. En: E. Domínguez, A. Giorgi y N. Gómez (comps.), *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de Argentina. Bases para el análisis de la Integridad Ecológica*, EUDEBA, Buenos Aires.
- Dillaha, T.A., R.B. Reneau, S. Mostaghimi y D. Lee. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32: 513-519.
- Dobkin, D.S., A.C. Rich y W.H. Pyle. 1998. Habitat and Avifaunal Recovery from Livestock Grazing in a Riparian Meadow System of the Northwestern Great Basin. *Conservation Biology* 12: 209-221.
- Dosskey, M.G., M.J. Helmers, D.E. Eisenhauer, T.G. Franti y K.D. Hoagland. 2002. Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation* 57: 336-343.
- Feijoó, C., P. Gantes, A. Giorgi, J.J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología Acuática* 27: 113-128.
- Fernández, R., S. Ceballos, A. Malizia y R. Aragón. 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: A review of its invasion. *Australian Journal of Botany* 65: 203-213.
- Fisher, S.G., N.B. Grimm, E. Martí, R.M. Holmes y J.B. Jones. 1998. Material Spiraling in Stream Corridors: A Telescoping Ecosystem Model. *Ecosystems* 1: 1-34.
- Gantes, P., L. Falco y A. Sánchez Caro. 2017. Diversidad de la vegetación y características morfoedáficas de las riberas de arroyos pampeanos. *Ecología Austral* 27: 85-93.
- Giaccio, G.C.M., P. Littera, V.C. Aparicio y J.L. Costa. 2016. Glyphosate retention in grassland riparian areas is reduced by the invasion of exotic trees. *Phyton, International Journal of Experimental Botany* 85: 108-116.
- Giaccio, G.C.M., P. Littera, V.C. Aparicio, J.L. Costa y M.M. Puricelli. 2019. Glyphosate and nutrient retention in preferential flow pathways. *Ecología Austral* 29: 329-338.
- Giaccio, G.C.M., P. Littera y F. Cabria. 2017. Floristic associations and filtering ability of riparian vegetation strips. *Phyton, International Journal of Experimental Botany* 86: 112-123.
- Giaccio, G.C.M., M. Mastrángelo, V. Aparicio, J.L. Costa y P. Littera. 2020. Factores psicosociales que influyen en la intención de los tomadores de decisión agropecuarios de la Pampa Austral de Argentina, de conservar las franjas de vegetación ribereñas. *Papeles de Geografía* 66: 85-102.
- Giorgi, A., C. Minaverri, C. Vilches, M. Rodríguez Morcelle y M. Conti. 2020. Riparian Ecosystem Services (RES). A conceptual framework to Lujan River Basin. *2nd Latin American conference on sustainable development of energy water and environment systems. SDEWES 2020*, Buenos Aires 0100. P. 57.
- 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. *Ecología Austral* 23: 18-26.
- González del Tánago, M., y D. García de Jalón. 1995. Principios básicos para la restauración de ríos y riberas. *Ecología* 9: 47-64.
- Graziano, M., A. Giorgi y C. Feijoó. 2021. Multiple stressors and socio-ecological traps in Pampean streams (Argentina): a conceptual model. *Science of Total Environment* 765: 142785.

- Henry, A.C., D.A. Hosack, C.W. Johnson, D. Rol y G. Bentrup. 1999. Conservation corridors in the United States: benefits and planning guidelines. *Journal of Soil and Water Conservation* 54: 645-650.
- Hitzfeld, B.C., S.J. Hoger y D.R. Dietrich. 2000. Cyanobacterial Toxins: Removal during Drinking Water Treatment, and Human Risk Assessment. *Environmental Health Perspectives* 108: 113-122.
- Hoffmann, C.C., C. Kjaergaard, J. Uusi-Kämpä, H.C.B. Hansen y B. Kronvang. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality* 38: 1942-1955.
- Horak, C.N., Y.A. Assef y M.L. Miserendino. 2019. Assessing effects of confined animal production systems on water quality, ecological integrity, and macroinvertebrates at small piedmont streams (Patagonia, Argentina). *Agricultural Water Management* 216: 242-253.
- Howard-Williams, C., y S. Pickmere. 1999. Nutrient and vegetation changes in a retired pasture stream: recent monitoring in the context of a long-term dataset. *Science for Conservation* 114: 5-18
- Kauffman, J.B., y W.C. Krueger. 1984. Livestock Impacts on Riparian Ecosystems and Streamside Management Implications. A Review. *Journal of Range Management* 37: 430-438.
- 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
- Lee, K.H., T.M. Isenhardt y R.C. Schultz. 2003. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation* 58: 1-8.
- Lee, P., Ch. Smyth y S. Boutina. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70: 165-180.
- Lind, L., E. Hasselquist y H. Laudon. 2019. Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 249: 109391,
- Lowrance, R., y S.R. Crow. 2002. Implementation of riparian buffer systems for landscape management. En: L. Ryszkowski (ed.), *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*, CRC Press, Washington, DC.
- Magdaleno, F. 2013. Las riberas fluviales. *Ambienta* 104: 90-101
- Malagnino, E.C. 2015. Geomorfología y peligrosidad geológica en el valle del río Luján y el impacto de las modificaciones antropogénicas sobre su planicie de inundación. <https://geoeducar.files.wordpress.com/2015/08/estudio-dr-malagnino-valle-de-inundacion3b3n-rc3ado-lujc3a1n.pdf>
- Mayer, P.M., S.K. Reynolds Jr, T.J. Canfield y M.D. McCutchen. 2005. Riparian Buffer Width, Vegetative Cover, and Nitrogen Removal Effectiveness: A Review of Current Science and Regulations. EPA/600/R-05/118. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Mayer, P.M., S.K. Reynolds, M.D. McCutchen y T.J. Canfield. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality* 36: 1172-1180.
- 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.
- Mosley, J.C., P.S. Cook, A.J. Griffis y J. O'Laughlin. 1997. Guidelines for Managing Cattle Grazing in Riparian Areas to Protect Water Quality: Review of Research and Best Management Practices Policy. Idaho Forest, Wildlife and Range Policy Analysis Group Report No. 15.
- Munné, A., N. Prat, C. Sola, N. Bonada y M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index: Ecological quality of riparian habitat. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- Muñoz-García, J., y S. Ares. 2016. Formation and maintenance of nitrogen-fixing cell patterns in filamentous cyanobacteria. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 6218-6223.
- Naiman, R.J., y H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 28: 621-658.
- Nieswand, G.H., R.M. Hordon, T.B. Shelton, B.B. Chavooshian y S. Blarr. 1990. Buffer strips to protect water supply reservoirs: a model and recommendations. *Water Resources Bulletin* 26: 959-966.
- Olson, D.H., P.D. Anderson, C.A. Frissell, H.H. Welsh Jr. y D.F. Bradford. 2007. Biodiversity management approaches for stream-riparian areas: Perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates, and amphibians. *Forest Ecology and Management* 246: 81-107.
- Osborne, L.L., y D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- Owens, L.B., W.M. Edwards y R.W. Van Keuren. 1996. Sediment losses from a pastured watershed before and after stream fencing. *Journal of Soil and Water Conservation* 51: 90-94.
- Pérez, D.J., E. Okada, F.G. Iturburu, E. De Gerónimo, G. Cantón, V.C. Aparicio, J.L. Costa y M.L. Menone. 2020. Monensin occurrence in surface water and its impact on aquatic biota in a stream of the southeast Pampas, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research* 28: 8530-8538.

- Pintos, P., y A. Sgroi. 2012. Efectos del urbanismo privado en humedales de la cuenca baja del Río Luján, Gran Buenos Aires. *Augm Domus* 4: 25-48.
- Platts, W.S. 1982. Sheep and cattle grazing strategies on riparian streams. En: J.M. Peek y P.D. Dalkc (eds.), *Livestock-Wildlife Relationships Symposium*, Forest, Wildlife and Range Experimental Station, University of Idaho, Moscow, ID.
- Potocko, A. 2018. Transformaciones de un territorio fluvial. Urbanización y regulación hídrica del río Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *GOT - Journal of Geography and Spatial Planning* 14: 283-305.
- Riparian Areas Regulation Implementation Guidebook. 2006. Ministry of Water Land and Air Protection Environmental Stewardship Division, Biodiversity Branch, British Columbia, Canada.
- Riva, P., P. Gantes, A. Sánchez Caro, L. Cortes, R. García y J. de Urilabarrea. 2019. Trayectoria del ensamble de especies leñosas de la ribera del río Luján a cinco años de su desmonte. En: A. Cortezzi, I. Entraigas, F. Grosman e I. Masson (eds), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos*, Azul, Buenos Aires.
- Sheppard, S.C., M.I. Sheppard, J. Lonj, B. Sanipelli y J. Tait. 2006. Runoff phosphorus retention in vegetated field margins on flat landscapes. *Canadian Journal of Soil Science* 86: 871-884.
- Sirombra, M.G., y 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.
- Syversen, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering* 24: 483-490.
- Syversen, N., y M. Bechmann. 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering* 22: 175-184.
- Tiwari, T., J. Lundström, L. Kuglerová, H. Laudon, K. Öhman y A.M. Ågren. 2016. Cost of riparian buffer zones: a comparison of hydrologically adapted site-specific riparian buffers with traditional fixed widths. *Water Resources Research* 52: 1056-1069.
- Tockner K., y J. Stanford. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29: 308-330.
- Trimble, S.W., y A.C. Mendel. 1995. The cow as a geomorphic agent: A critical review. *Geomorphology* 13: 233-253.
- Troitiño, E. 2008. Evaluación del estado de conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Trabajo Final Ingeniería Agronómica, Universidad Nacional de Luján, Buenos Aires.
- Troitiño, E., M.C. Costa, L. Ferrari y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. *Actas del Congreso de Hidrología de Llanuras*: 1256-1263.
- Tuis, C., M.C. Luchetti, A. Giorgi, H. Alvarado, S. Bulla, M. Fontana, M. Morales y L. Rolla Fasio. 2009. Estrategias comunicacionales de educación ambiental no formal en la difusión de la biodiversidad. *Ciencia* 4: 87-101.
- USDA, 2000. Conservation Buffers to Reduce Pesticide Losses. USDA Natural Resources Conservation Service, USA.
- Valero, E., J. Picos y X. Álvarez. 2014. Characterization of riparian forest quality of the Umia River for a proposed restoration. *Ecological Engineering* 67: 216-222.
- Velasco Ayuso, S., A. Giraldo Silva, C. Nelson, N.N. Barger y F. García-Pichela. 2017. Microbial Nursery Production of High-Quality Biological Soil Crust Biomass for Restoration of Degraded Dryland Soils. *Applied and Environmental Microbiology* 83: 1-16.
- Viglizzo, E., F. Frank, L. Carreño, E. Jobbagy, H. Pereyra, J. Clatt, D. Pincén y M.F. Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17: 959-973.
- Vilches, C., A. Torremorell, M.C. Rodríguez Castro y A. Giorgi. 2020. Effects of the invasion of honey locust (*Gleditsia triacanthos* L.) on macrophytes and algae of Pampean streams (Argentina). *Wetlands* 40: 321-331.
- Zaimes, G.N., V. Iakovoglou, D. Emmanouloudis y D. Gounaridis. 2010. Riparian Areas of Greece: Their Definition and Characteristics. *Journal of Engineering Science and Technology Review* 3: 176-183.
- Zaimes, G.N., R.C. Schultz y T.M. Isenhardt. 2004. Stream bank erosion adjacent to riparian forest buffers, row-crop fields, and continuously-grazed pastures along Bear Creek in central Iowa. *Journal of Soil and Water Conservation* 59: 19-27.

# LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES Y EL IMPACTO DE ACTIVIDADES HUMANAS

Claudia Feijó

*A veces somos nuestros enemigos.  
Ensuciamos las rutas y los ríos*

León Gieco (*El desembarco*).

La creciente presión de las actividades humanas produce un grave deterioro de la estructura y función de los sistemas fluviales a escala mundial. La expansión urbana, la intensificación de las actividades agrícolas, el vuelco de efluentes con insuficiente o ningún tratamiento, la modificación física de los cauces, la invasión de especies exóticas, y el cambio climático son los principales factores que ponen en peligro la integridad ecológica de ríos y arroyos. Como veremos en este capítulo, el impacto antrópico tiende a ser más grave en los arroyos que en los ríos, y en especial en los arroyos de cabecera. Comenzaremos analizando las características ecológicas de los arroyos y las funciones que cumplen en el paisaje, a fin de resaltar la importancia de su conservación y protección. En particular, nos centraremos en los arroyos de cabecera debido a que generalmente son sistemas poco conocidos y estudiados y, en muchas ocasiones, no relevados en la cartografía (Meyer et al 2007). Luego presentaremos evidencia sobre la creciente pérdida de biodiversidad que sufren los ríos y arroyos, y finalmente analizaremos los diferentes tipos de impactos antrópicos y sus efectos sobre los ecosistemas fluviales.

## LA RELEVANCIA DE LOS ECOSISTEMAS DE ARROYOS

En términos de área, los arroyos de cabecera ocupan sólo el 0,8% de la superficie terrestre y el 17,4% de la superficie ocupada por los ríos y arroyos (Strayer y Dungeon 2010, Marx et al 2017). Pero pese a su pequeño tamaño, repre-

sentan el 96% del número total de ríos y arroyos, debido a su elevada densidad y mayor conexión entre sus canales en comparación con tramos fluviales mayores (Alexandre et al 2007, Marx et al 2017). Sin embargo, aunque ocupan más del 70% de la longitud total de la red, sólo se ha relevado el 3% de estos ecosistemas (Lowe y Likens 2005, Lasaletta et al 2010). Su contribución a la hidrología y química de toda la cuenca es sustancial, y se ha estimado que pueden aportar alrededor del 60% del caudal medio anual y la mitad de la masa nitrógeno total de la red fluvial (Alexander et al 2007). Las cuencas de los arroyos de cabecera son pequeñas y fácilmente influenciadas por variaciones a pequeña escala en las condiciones locales. Por lo tanto, sus características hidrológicas y químicas presentan una gran variabilidad en comparación con sistemas fluviales mayores. Además, los arroyos de cabecera ofrecen una mayor diversidad de hábitats para la biota acuática que el resto de la red fluvial (Meyer et al 2007).

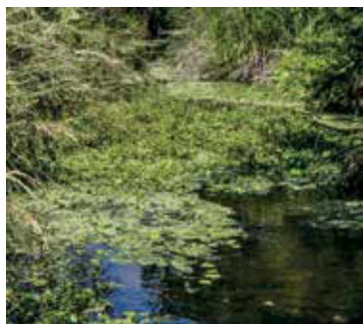
Aunque en general los arroyos pequeños no han sido el foco de los proyectos de protección, presentan ciertas características estructurales y funcionales que hacen necesaria su conservación. En primer lugar, las cabeceras muestran altas tasas de procesamiento y retención de nutrientes y materia orgánica (Peterson et al 2001) y, como representan la mayor parte de la longitud fluvial, controlan la exportación de solutos y la química aguas abajo (Alexandre et al 2007, Freeman et al 2007). Se ha observado que la captación de nitrógeno y la desnitrificación (es decir, la transformación de los nitratos en nitrógeno gaseoso que puede evadirse de las aguas) tienden a disminuir desde las cabe-

ceras hacia la desembocadura de la red fluvial (Alexandre et al 2007). La menor capacidad de procesamiento en los tramos inferiores puede conducir a un incremento de la eutroficación en dichos tramos y a la hipoxia costera por el excesivo desarrollo algal. Este fenómeno explicaría que las áreas costeras con hipoxia se hayan triplicado en los últimos 30 años (Freeman et al 2007).

En cuanto a la biodiversidad, los ríos y arroyos sustentan un número desproporcionadamente alto de especies en relación a la superficie que ocupan, si se comparan con ecosistemas terrestres y marinos. Se estima que existen unas 125.000 especies acuáticas, que representan el 9,6% de todas las especies conocidas (Finlayson y D’Cruz 2005). En particular, los arroyos de cabecera se caracterizan por presentar una biota única en la que son comunes los endemismos (Altermatt 2013, Biggs et al 2017), lo que se asocia a la gran diversidad y heterogeneidad de hábitats que ofrecen (Meyer et al 2007, Biggs et al 2017) (Tabla 5.1). Por estas razones, aunque cada arroyo puede albergar un número bajo de taxones, la contribución conjunta de todos los arroyos de cabecera puede aumentar mucho la diversidad regional (Biggs et al 2017). Por otra parte, existe evidencia de que la biodiversidad de los arroyos ha sido subestimada por razones metodológicas, incluyendo la toma de una cantidad limitada de muestras y el desconocimiento de muchas especies acuáticas. Cuando el esfuerzo de muestreo ha sido grande y se ha sostenido en el tiempo, se han observado niveles de riqueza de especies asombrosos<sup>1</sup>.

Los arroyos de cabecera actúan como zonas de refugio de biodiversidad para los peces e invertebrados, lo que cobra mayor importancia cuando los tramos inferiores de las cuencas están contaminados. Estas poblaciones constituyen un acervo genético (Meyer et al 2007), y proveen individuos que pueden recolonizar los tramos inferiores cuando se reduce el impacto de la contaminación a través de medidas de control. Las cabeceras también son importantes para los organismos que viven aguas abajo porque ofrecen sitios para la ovoposición y crianza, y

<sup>1</sup> En un pequeño arroyo en Alemania que fue muestreado intensivamente durante 20 años se relevaron 1044 especies de invertebrados (Allan y Flecker 1995).



Grupo	Número de taxones
Algas	117 especies
Macrófitas	22 especies
Invertebrados	25 familias
Peces	27 especies

**Tabla 5.1.**

Riqueza de taxones en un arroyo pampeano (arroyo Las Flores, Luján, Buenos Aires; Giorgi et al 2005). En los últimos años, se ha incrementado el impacto antrópico en este arroyo, lo que puede llevar a una reducción significativa de su biodiversidad (foto: Claudia Feijoó).

brindan refugio a diversas perturbaciones como son las crecientes, la depredación y la alteración del régimen de temperatura por el ingreso de efluentes (Freeman et al 2007, Meyer et al 2007).

Los arroyos influyen de manera determinante en la productividad de toda la red fluvial (Freeman et al 2007). La productividad tiende a aumentar desde las nacientes hacia la desembocadura, y aunque la productividad local suele ser relativamente baja en los arroyos, especialmente en ambientes forestados, las cabeceras aportan una porción sustancial de la productividad total del sistema debido a su alta representación en la red de drenaje. La materia orgánica exportada desde las cabeceras subsidia a las comunidades que viven aguas abajo, incluyendo aves y mamíferos terrestres que consumen peces (Meyer et al 2007).

Otra característica relevante de ríos y arroyos es que muestran un fuerte nexo con los sistemas terrestres en los que están embebidos (Lowe y Likens 2005). Algunos autores consideran que los sistemas fluviales son “barómetros” de las alteraciones del paisaje debido a su sensibilidad a los cambios en el uso y manejo del suelo, al aumento de la demanda humana sobre los recursos acuáticos y al cambio climático (Lowe y Likens 2005).

Resumiendo, los arroyos resultan una pieza fundamental en las redes fluviales debido a su capacidad para regular diversas funciones ecosistémicas a escala de cuenca, como la productividad y el procesamiento de nutrientes y materia orgánica, y porque constituyen el refugio de una gran variedad de especies acuáticas. Sin embargo, existen evidencias abrumadoras de que el riesgo de extinción de especies es especialmente elevado en los ecosistemas de aguas continentales.

## LA PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Estudios realizados por diversos autores indican que las tasas de extinción son mayores en ecosistemas acuáticos continentales que en ecosistemas marinos o

terrestres. El Fondo Mundial para la Naturaleza ha estimado que entre 1970 y 2012, las poblaciones de vertebrados acuáticos han disminuido un 81%, mientras que las poblaciones terrestres y marinas se han reducido en un 38 y 36%, respectivamente (WWF 2016). En Norte América, donde existen registros precisos de especies, se ha calculado que desde 1900 el porcentaje de pérdida de especies por década fue del 0,1 % para ecosistemas terrestres y 0,5% para los acuáticos (Ricciardi y Rasmussen 1999). Además, se estima que el número de especies extintas, en riesgo de extinción o raras es mayor en ambientes acuáticos que terrestres (Allan y Flecker 1993). A escala global, entre 10.000 y 20.000 especies acuáticas estarían extintas o en riesgo de extinción debido a las actividades humanas (Strayer y Dudgeon 2010).

En el caso particular de los ambientes fluviales, se calcula que 30 de los 47 mayores ríos del planeta, que descargan la mitad del caudal global a los océanos, muestran un nivel de amenaza de la biodiversidad acuática que va de moderado a alto (Vörösmarty et al 2010). Entre los principales factores determinantes de la pérdida de biodiversidad, se han identificado a la sobreexplotación, la contaminación acuática, la alteración del caudal, la destrucción y degradación del hábitat, y la invasión de especies exóticas (Dudgeon et al 2006). Asimismo, modelos realizados para predecir los escenarios de biodiversidad global para el año 2100 sugieren que la reducción de la riqueza específica en arroyos estaría principalmente influenciada por modificaciones en el uso de suelo, el cambio climático y la introducción deliberada o accidental de especies (Sala et al 2000).

Pese al alarmante estado actual de la biodiversidad acuática, la protección de arroyos y ríos es limitada y muy dispar entre los diferentes biomas. La Convención para la Diversidad Biológica recomendó en 2010 que al menos un 17% de las áreas terrestres y acuáticas sean conservadas por un sistema de áreas protegidas. Sin embargo, a escala global la mayoría de los ambientes fluviales no alcanzan esta meta, a excepción de cuencas del Amazonas y de Alaska. En Argentina, la situación es particularmente grave dado que en la mayoría del territorio sólo menos del 5% de los tramos fluviales se encuentran protegidos (Abell et al 2017).

## IMPACTO DE LAS ACTIVIDADES HUMANAS EN LOS SISTEMAS FLUVIALES

Las actividades humanas suelen ejercer múltiples perturbaciones sobre los ecosistemas acuáticos, y generalmente es difícil distinguir el impacto individual de cada intervención. Por ejemplo, la urbanización de las riberas puede llevar a un incremento en la carga de contaminantes

que ingresa a los arroyos, pero también a modificaciones del cauce por canalización o el enterramiento de tramos para evitar las inundaciones.

## Modificaciones hidromorfológicas

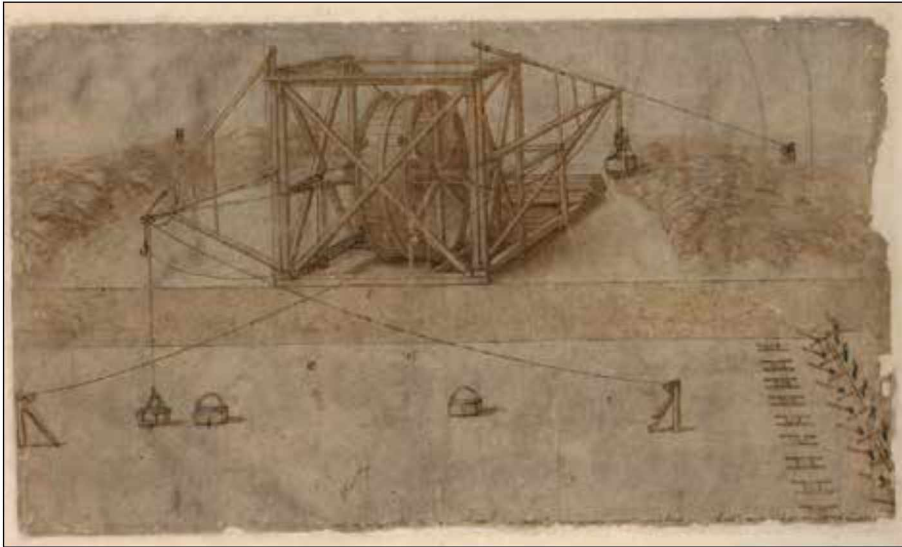
En este apartado analizaremos las intervenciones humanas que llevan a cambios en los regímenes de caudal o en la estructura física de los cauces fluviales, incluyendo la canalización, la regulación del caudal, el uso de agua para riego y la construcción de embalses y lagunas. Según Wantzen y colaboradores (2016), muchas de estas intervenciones surgen de la escasa aceptación de la naturaleza pulsante de los ríos, y de la creencia de que su manejo es más una guerra contra la naturaleza que una coexistencia armoniosa.

### Canalización

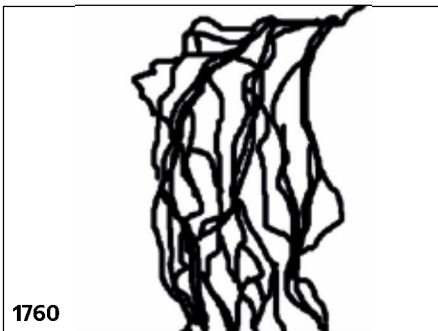
La canalización es una práctica que se remonta a épocas muy tempranas en la historia humana (Wantzen et al 2016) con el objetivo de controlar los recursos hídricos, facilitar la navegación y reducir las inundaciones<sup>2</sup> (Fig. 5.1). Pero en las últimas décadas, esta práctica se ha incrementado sostenidamente y la longitud total de los cauces canalizados para la navegación pasó de cerca de 63.000 km en 1960 a 500.000 km en 1990 (Meybeck 2003). Esta “destrucción morfológica” de los ríos (Bloesch y Sieber 2002) ha transformado a redes fluviales complejas y anastomosadas en sistemas hipersimplificados y sin conexión con la llanura de inundación (Fig. 5.2). En Argentina, este criterio ha sido aplicado al Río Salado, una vasta cuenca que ocupa más de la mitad de la provincia de Buenos Aires. El Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, que aún se encuentra en ejecución, tiene por objetivo “el desarrollo integral y sustentable de la cuenca, bajo la meta general de alcanzar el potencial económico de todas las actividades relacionadas...” (MOSP 2020). Sin embargo, si se examina el listado de obras queda claro que la meta es más importante que el objetivo, dado que abundan las canalizaciones del tramo principal y afluentes, predominando una visión de manejo ingenieril sobre la ecológica (Fig. 5.2). Resulta difícil anticipar cuál va ser el impacto de estas intervenciones en una cuenca que tiene una elevada riqueza de especies<sup>3</sup>.

<sup>2</sup> En 1772, Benjamin Franklin escribió: “Rivers are ungovernable things, especially in hilly countries. Canals are quiet and very manageable”.

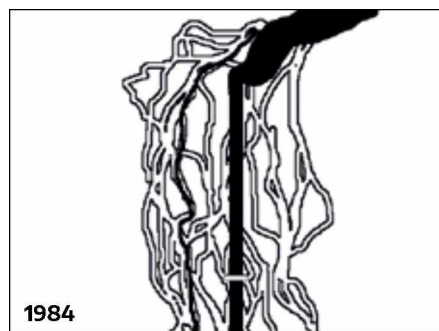
<sup>3</sup> Según Gómez y Toresani (1999), en la cuenca hay 43 especies de mamíferos, 274 de aves, 26 de reptiles y 18 de anfibios.



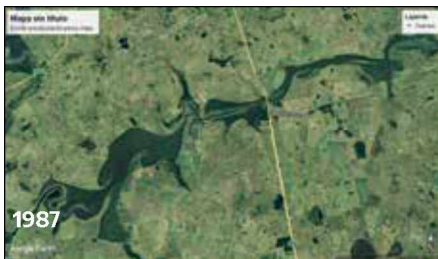
**Figura 5.1.** Dibujo de la máquina excavadora diseñada por Leonardo Da Vinci para construir canales (del manuscrito *Codex Atlanticus*). El río Arno no era navegable, y Leonardo se preocupó en transformarlo en una vía que permitiera conectar a Florencia con la desembocadura.



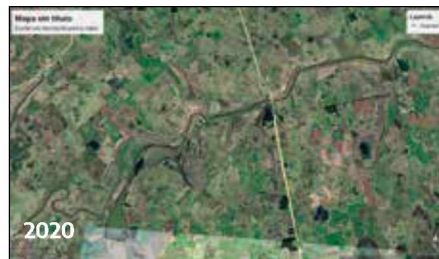
1760



1984



1987



2020

**Figura 5.2.** Algunos ejemplos de la modificación de tramos fluviales por canalización. Arriba, simplificación de un tramo del río Ródano (Francia) entre 1760 y 1984 (modificado de Bloesch y Siebel 2002). Abajo, modificación del tramo inferior del río Salado (Buenos Aires) entre 1987 y 2020 en el marco de Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, con la consiguiente pérdida de humedales (imágenes de Google Earth).

Los principales impactos de la canalización son la homogenización ambiental de las redes fluviales y la pérdida de la conectividad de los cauces con los ambientes adyacentes, lo que a su vez altera la estructura y función del ecosistema acuático. La canalización generalmente acelera la velocidad de la corriente y uniformiza el régimen natural de caudal, reduciendo la heterogeneidad de hábitats para la biota, y por ende el número y diversidad de organismos (Poff y Zimmerman 2010). Por ejemplo, en un estudio realizado en un arroyo de Japón (Kawaguchi et al 2006) se observó que los peces eran más abundantes y tenían mayor talla en tramos naturales con vegetación ribereña que en tramos revestidos de concreto. Asimismo, la variabilidad de la velocidad del agua, que puede considerarse un indicador de la heterogeneidad ambiental, fue mayor en

los tramos vegetados. La uniformidad física además puede favorecer la invasión de especies exóticas en detrimento de las especies nativas (Allan 1995).

La rectificación de los arroyos y la eliminación de meandros lleva al deterioro de funciones ecológicas como la retención de nutrientes y la desnitrificación (Triska et al 2006). Para la región Pampeana se ha reportado que la retención de fósforo y nitrógeno es mayor en tramos no alterados que en tramos canalizados de un mismo arroyo, y que la presencia de plantas acuáticas favorece este proceso (Booman y Lateralra 2019). Resultados similares se obtuvieron para la retención de nitratos en tramos con meandros y en tramos rectificados y revestidos de concreto de un río europeo (Kunz et al 2017).

La llanura de inundación de los ríos provee de recursos a las especies acuáticas, y cumple funciones accesorias como el almacenamiento temporario del agua durante las crecientes. La canalización desconecta al río de su llanura de inundación, y la pérdida de esta “esponja” natural reduce la capacidad de amortiguar las crecientes, ocasionando un grave perjuicio en los asentamientos urbanos aledaños. Las crecientes pueden conectar sistemas acuáticos cercanos, facilitando la recolonización de tramos más degradados. La rectificación de los cauces impide esta conexión, dificultando la recolonización y alterando la dispersión de especies (Margalef 1994). La biomasa y producción de los peces en los grandes ríos depende mucho de la inundación regular de la llanura adyacente debido a los recursos que ésta aporta. Por eso, el impacto de la desconexión con la llanura puede exceder al de la contaminación. En un arroyo urbano no canalizado se observó que el número de especies de peces duplicaba al de un arroyo agrícola canalizado cercano, pese a tener mayores niveles de nitrógeno disuelto y bacterias en agua. Estas diferencias se atribuyeron a la elevada turbidez, la degradación del hábitat físico y la desconexión con la llanura en el arroyo canalizado (Shields et al 2010). Asimismo, y según cómo se realice la canalización, también puede verse alterado el intercambio vertical entre el río y la zona hiporreica o el acuífero subyacente.

Por otra parte, la llanura de inundación es un mosaico cambiante de paisajes, que somete a las poblaciones acuáticas constantemente a presiones evolutivas nuevas. En este sentido, son ambientes que actúan como “laboratorios evolutivos”, y tienen gran interés como sitios de estudio. La canalización homogeniza las presiones evolutivas que sufren las especies, limitando su potencial evolutivo (Margalef 1994). A una escala más local, la rectificación de los cauces afecta también las márgenes de arroyos y ríos, reduciendo la productividad y el número de especies ribereñas.

Finalmente, la canalización conlleva costos estéticos (Fig. 5.3). En general, los ríos y arroyos simplificados se perciben como menos bellos que los ambientes fluviales sinuosos y con vegetación (Kenwick et al 2009),

lo que se asocia al “misterio” que genera la presencia de meandros y a una preferencia por ambientes vegetados debido al grado de complejidad que exhiben (Marselle 2019).

La canalización puede producir efectos a largo plazo y difíciles de revertir en los ecosistemas fluviales. La recuperación de la diversidad biológica acuática luego de la canalización depende mucho de las condiciones del canal y de la existencia de reservorios de organismos colonizadores en las cercanías de los ecosistemas modificados. Gore y Shields (1995) han estimado que si la canalización ha afectado a todo el arroyo, el tiempo necesario para que la biota pueda ocupar el ambiente nuevamente puede ser de hasta 25 años (Tabla 5.2). Por estas razones, la canalización es uno de las alteraciones más difíciles de revertir cuando se realizan acciones de restauración.

### Regulación del caudal

La regulación del caudal a gran escala es uno de los impactos más habituales que sufren los ríos. La construcción de embalses y sistemas de irrigación, la modificación de los canales fluviales para la navegación y el trasvase de agua entre cuencas han alterado el régimen natural de caudal en la mayor parte de los sistemas fluviales. Se estima que sólo el 37% de los ríos que tienen una longitud mayor a 1000 km no están regulados (Grill et al 2019).

El caudal es una variable clave que gobierna la naturaleza de los ríos y arroyos, y determina sus patrones de diversidad y funcionamiento (Power et al 1995). La variabilidad en la magnitud y frecuencia de inundaciones permite la exportación de materia orgánica aguas abajo, conecta los ambientes fluviales con la llanura de inundación y posibilita la supervivencia de especies que requieren un caudal variable para su alimentación y reproducción (Crook et al 2015). La modificación del régimen natural de caudal lleva a una “fossilización” del río, al evitar la migración del canal y limitar la conexión con la llanura de inundación, además de afectar la diversidad biológica y la integridad ecológica del ecosistema fluvial (Biron et al 2014, Poff et al 1997).



**Figura 5.3.**

La pérdida de valor estético con la canalización en sistemas fluviales pampeanos. A) río Arrecifes; B) arroyo de las Mostazas (sin alterar) (fotos: Claudia Feijoó).

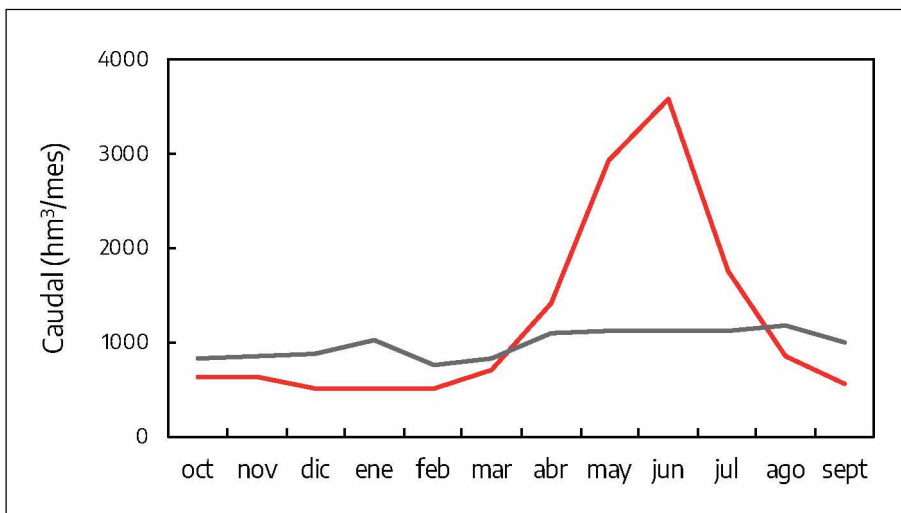
Estado del canal	Fuente de colonizadores	Mecanismo de recuperación	Tiempo para la recuperación
Totalmente canalizado	Ninguna	Sucesión primaria	5 - 25 años
Totalmente canalizado	Hiporreico	Sucesión primaria y secundaria	1 - 5 años
Tramo canalizado	Desde arriba y abajo del tramo	Sucesión primaria	90 - 400 días
Tramo canalizado	Desde arriba y abajo del tramo, y del hiporreico	Sucesión secundaria	40 - 250 días
Abundancia de especies reducida en el tramo	Desde arriba y abajo del tramo, y del hiporreico	Sucesión secundaria	25 - 100 días
Abundancia de especies reducida en los parches	Desde arriba y abajo del tramo, y del hiporreico	Sucesión secundaria	10 - 75 días

**Tabla 5.2.**

Tiempo de recuperación de las comunidades acuáticas en ríos y arroyos canalizados, según el grado de impacto recibido y la presencia de reservorios de organismos colonizadores en las cercanías (modificado de Gore y Shields 1995).

Un ejemplo notable de los efectos del cambio del régimen de caudal es el río Colorado, en Estados Unidos. En los años 60 se construyó la represa Powell que redujo casi por completo la variación estacional del caudal (Fig. 5.4). La eliminación de las crecientes periódicas produjo una disminución del área ocupada por playas arenosas y un incremento de la cobertura de humedales y vegetación ribereña. Sin embargo, la mayor parte de las especies leñosas que se instalaron eran exóticas.

En un intento de recuperar los ecosistemas ribereños, en 1996 se realizó un experimento a gran escala en el que las compuertas de la represa Powell fueron abiertas a su máxima capacidad para simular una inundación. El experimento duró 7 días y tuvo un costo de 2 millones de dólares en términos de pérdida de energía hidroeléctrica. Aunque sólo se pudo obtener un caudal equivalente al 36% de las inundaciones de primavera antes de la instalación de la represa, el resultado inme-



**Figura 5.4.**

Variación anual del caudal del río Colorado (Estados Unidos) antes (en rojo) y después (en gris) de la construcción de la represa Powell (modificado de Allan 1995).

diato fue un 56 % de incremento de las playas. Debido al éxito de la intervención, el experimento volvió a repetirse en 2004 y 2008.

La alteración del régimen de caudal afecta negativamente a las comunidades de invertebrados y peces y a la vegetación ribereña, reduciendo su abundancia y diversidad (Webb et al 2013), y puede impactar en las redes tróficas. Por ejemplo, la presencia de una represa para la irrigación en un río mediterráneo cambió el tipo y cantidad de recursos disponibles, y modificó la estructura de la red trófica (Mor et al 2018). Aguas arriba de la represa, el régimen de caudal era más variable y los detritos constituían la base alimentaria de la red, que estuvo dominada por especies basales y por especies topes de hábitos detritívoros. Aguas debajo de la presa, la menor variabilidad del caudal favoreció el desarrollo de la biomasa algal, aumentando el número de especies intermedias y de conexiones tróficas y la longitud de la red. La estructura de la red trófica no se recuperó por completo a 14 km de distancia de la represa, pese al restablecimiento del régimen hidrológico.

### **Extracción de agua para riego**

Desde épocas tempranas, el desarrollo de la agricultura ha conllevado el uso de ríos y arroyos para la provisión de agua a los cultivos. El principal efecto de esta práctica es la disminución del volumen del flujo, especialmente en zonas áridas. Para mitigar este impacto, se han propuesto diferentes conceptos de caudal a fin de conciliar el uso de los flujos de agua con el mantenimiento de las comunidades biológicas y el funcionamiento del ecosistema fluvial (Tabla 5.3). En la literatura se mencionan diversos métodos para estimar los caudales que es recomendable mantener, incluyendo los métodos Montana (Tenant 1976), IFIM (Bovee 1982) y ELOHA (Poff et al 2010).

### **Embalses y lagunas artificiales**

La transformación de los cauces fluviales debido a la construcción de embalses y lagunas es una de las mayores intervenciones que sufren los ríos y arroyos, aunque en el caso de las lagunas el impacto suele ser más local. La humanidad captura actualmente más del 50% del caudal mundial debido a la existencia de alrededor de 1.000.000 de embalses (Strayer y Dudgeon 2010), de los cuales unos 45.000 son de gran envergadura (Finlayson y D’Cruz 2005). De los 192 ríos más grandes del mundo, 172 ya están afectados por la presencia de embalses, incluyendo a los ocho sistemas más diversos en cuanto a regiones biogeográficas que ocupan (Nilsson et al 2005). Los embalses ocupan una porción significativa de la superficie terrestre, y en 2003 representaban un 20% del área total de los ambientes acuáticos (Meybeck 2003).

El principal efecto de los embalses es la pérdida de conectividad longitudinal de los ríos, que altera el gradiente de condiciones físicas y químicas a lo largo del eje fluvial e impide la conexión entre las comunidades situadas aguas arriba y abajo de la presa. En principio, la presencia de embalses altera la variabilidad natural del flujo, ya sea homogeneizando el régimen de caudal (como mencionamos arriba) o por el contrario, haciéndolo más variable en respuesta a las necesidades de energía hidroeléctrica. También suelen observarse reducciones en el tiempo de residencia del agua. El tiempo de residencia del río Paraná antes de la instalación de represas era de 30 días, mientras que actualmente está alrededor de los 159 días. Este cambio ha sido más notable en el río Iguazú, que pasó de 15 antes de la presencia de represas a 355 días en la actualidad (Mugetti et al 2004).

Asimismo, los embalses alteran el régimen de temperatura porque tienen mayor inercia temporal que los ríos. La variación diaria de la temperatura tiende a desaparecer en el río aguas abajo del embalse, o puede verse alterada

Caudal ambiental	Flujo y calidad de agua necesarios para mantener los ecosistemas de agua dulce, así como los medios de subsistencia y bienestar de las personas que dependen de dichos ecosistemas (Declaración de Brisbane 2007).
Caudal de mantenimiento	Caudal que hay que liberar aguas debajo de cada aprovechamiento o derivación para que se mantenga un nivel aceptable de desarrollo de la vida acuática (Palau Ibars 1994).
Caudal mínimo	Caudal necesario para mantener una comunidad fluvial sana y funcional (Allan 1995).

**Tabla 5.3.** Diferentes definiciones de caudal utilizadas en el manejo de la extracción de agua para la irrigación.

por la liberación de aguas profundas y más frías durante el manejo de la presa (Allan 1995).

Los embalses actúan como trampas del material en suspensión transportado por los ríos al reducir la velocidad de corriente y favorecer la sedimentación de las partículas, y pueden constituir una barrera al desplazamiento de sedimentos aguas abajo. En el río Danubio, la instalación de una represa produjo un aumento de la profundidad del río aguas abajo y a la desaparición de las lagunas marginales, que eran reservorios de biodiversidad. Se descubrió que la causa era la pérdida de grava del fondo del río que no era reemplazada por material proveniente desde arriba (se estimó que se perdían alrededor de 800.000 toneladas de grava por año). Para mitigar el problema, se implementó un plan de manejo que contempló el transporte de unas 100.000 toneladas de grava por año desde tramos inferiores hacia el tramo cercano a la represa.

Los embalses también constituyen una barrera para la migración de especies, especialmente en el caso de los peces migratorios. En el río Paraná, en la zona de la represa de Itaipú (situada entre Brasil y Paraguay), se ha registrado una reducción del número de especies de peces de 113 antes de la construcción de la represa a 83 especies años después (Mugetti et al 2004). Estos impactos se agravarán en el futuro dado que en algunas regiones la construcción de represas continúa a tasas aceleradas. Es el caso de los ríos Amazonas, Congo y Mekong, que albergan un tercio de la especies de peces de agua dulce del mundo (tabla 5.4)

La necesidad de recuperar los stocks poblacionales de algunas especies de peces migratorios ha llevado a la eliminación de presas que ya estaban obsoletas. En general, los resultados de estas prácticas son positivos porque aunque el vaciamiento de la represa produce un impacto inicial al liberar gran cantidad de sedimentos, a mediano plazo se restablece a conectividad del río y los peces pueden retornar a las nacientes.

La construcción de lagunas artificiales sobre el cauce de arroyos tiene efectos similares a los reportados para los embalses, aunque en una menor escala, siendo el principal la destrucción del canal fluvial. En Argentina esta práctica está prohibida por la legislación, pero en algunas ocasiones los dueños de los campos o los desarrolladores inmobiliarios se saltan la norma, lo que hace necesario realizar medidas de remediación posteriores como la construcción de un nuevo canal fluvial (Fig. 5.5). Es común que estas lagunas artificiales tengan formas intrincadas para permitir un mayor número de propiedades sobre la ribera, pero este tipo de diseños reduce la longitud de desplazamiento del viento sobre las aguas, favoreciendo la formación de floraciones de cianobacterias tóxicas.

### Cambios en el uso de suelo

En 1975, Hynes escribió que “en todos los aspectos, el valle gobierna al río”. Si bien Hynes consideró a la morfología, geología, vegetación y tipo de suelo como

	Amazonas	Congo	Mekong
Número total de especies	2320	1269	599
Número de especies endémicas	1488	846	213
Represas en operación o construcción	416	51	371
Represas planeadas	334	13	98

**Tabla 5.4.** Cantidad de especies presentes y número de represas establecidas o planeadas en las cuencas de los ríos Amazonas, Congo y Mekong (Winemiller et al 2016).



**Figura 5.5.** Construcción de una laguna artificial sobre un arroyo situado en las cercanías de Luján (Buenos Aires) para un desarrollo inmobiliario. A) el curso original en 1972; B) el curso actual. Obsérvese la gran cantidad de sedimentos en suspensión que hay en las aguas y el nuevo canal fluvial construido por encima de la laguna (fotos: Instituto Geográfico Nacional y Google Earth).



**Figura 5.6.** Avance de los cultivos sobre las márgenes (A) y socavones formados por el ingreso del ganado (B) en arroyos pampeanos (fotos: A: Carolina Vilches; B: Claudia Feijó).

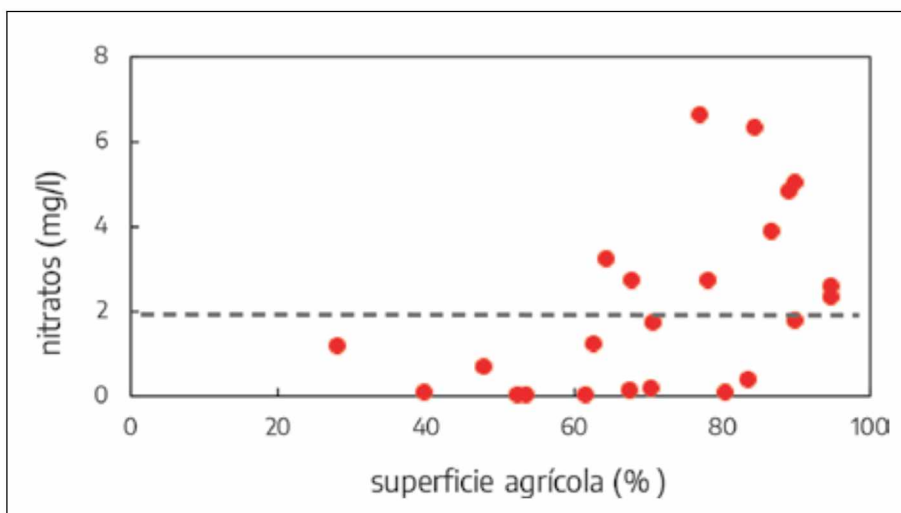
factores determinantes de la estructura y funcionamiento de los sistemas fluviales, numerosos estudios posteriores demostraron la importancia del uso del suelo. El uso de suelo agrícola y ganadero sería el que produce el mayor impacto sobre ríos y arroyos (Fig. 5.6); sin embargo, aunque el uso urbano generalmente representa un pequeño porcentaje de la cuenca, puede tener una influencia desproporcionadamente grande en relación a su cobertura (Allan 1995, 2004).

### Agricultura y ganadería

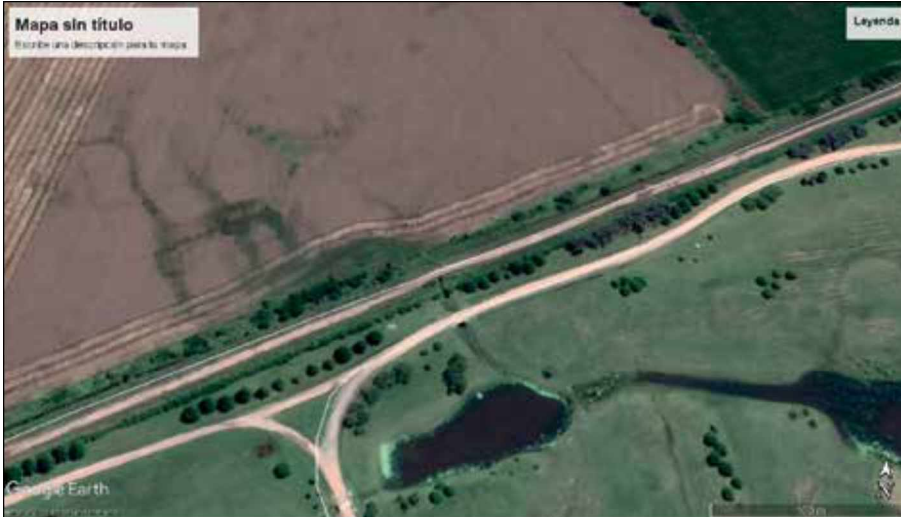
Los arroyos de cuencas agrícolas suelen mantener una condición ecológica relativamente buena mientras que la superficie cultivada en la cuenca no sea grande (<30-40%, según Allan 2004) (Fig. 5.7). Sin embargo, la presión de las actividades agrícolas sobre los ecosistemas es cada vez mayor. Las tierras dedicadas a cultivos y pasturas cubren actualmente el 40% de la superficie terrestre, constituyendo el bioma más extenso junto con los bosques. La cantidad de recursos que insumen las actividades agrícolas es enorme: la agricultura representa el 85% del consumo global de agua, mientras que el uso de fertilizantes ha aumentado un 700% en los últimos 40 años (Foley et al 2005). Desde mediados del siglo XX

se ha cuadruplicado el flujo ambiental de fósforo, lo que ha reducido la disponibilidad de este elemento como fertilizante y aumentado su precio. Pero, al mismo tiempo, más del 50% del fósforo aplicado se pierde por lavado y erosión, y llega por escorrentía a los ambientes acuáticos produciendo la eutroficación de las aguas (Elser y Bennett 2011).

Las prácticas agrícolas suelen traducirse en un incremento de la carga de nutrientes y de sedimentos que ingresa en los arroyos (Herlihy et al 1998, Broussard y Turner 2009). En algunas ocasiones, la agricultura hace desaparecer a los cauces intermitentes de las cabeceras simplemente pasando por encima de ellos con el arado (Fig. 5.8), pero en otras impulsa el drenaje de humedales y la canalización de ríos y arroyos para ganar tierras agrícolas. En algunas regiones, estas prácticas alcanzan proporciones alarmantes (véase, por ejemplo, Booman et al 2012). La expansión de la agricultura lleva al desplazamiento del ganado a zonas no aptas para cultivos, incluyendo las márgenes de los arroyos como ocurre en la región Pampeana. Los principales efectos del ingreso del ganado en los cursos fluviales son el aumento de los sedimentos en suspensión y de patógenos en el agua, y la degradación de la vegetación ribereña (O’Callaghan et al 2019). El modelo de intensificación agrícola que se



**Figura 5.7.** Relación entre la concentración de nitratos y el porcentaje de uso agrícola en la cuenca en 23 arroyos de la provincia de Buenos Aires. Obsérvese que con una cobertura agrícola menor al 60%, las concentraciones de nitratos se mantienen relativamente bajas (< 2 mg/l) (modificado de Amuchástegui et al 2016).



**Figura 5.8.**

Nacientes del arroyo Haras (Luján, Buenos Aires). En la parte superior de la imagen se pueden ver los trazos de la red de drenaje intermitente que ha sido barrida por el paso del arado. Aguas abajo, el curso es impactado por la construcción de lagunas en el cauce dentro de un barrio privado. Y unos kilómetros más abajo, el arroyo se termina de deteriorar por completo debido a la presencia de un basural a cielo abierto (imagen: Google Earth).

ha impuesto en las últimas décadas ha aumentado también el uso de plaguicidas, que se duplicó entre 1990 y 2017 (FAO 2020). En la región Pampeana, la presencia de plaguicidas ha sido detectada en aguas subterráneas y superficiales de toda la región (véase, por ejemplo, Peruzzo et al 2008, Clavijo et al 2017, Vittori et al 2019).

Todas estas modificaciones asociadas a la agricultura y ganadería impactan sobre la biota a escala individual, poblacional y comunitaria. Los plaguicidas pueden afectar directamente a los individuos al aumentar la prevalencia de malformaciones y alteraciones genéticas (Agostini et al 2013; Fig. 5.9), mientras que a escala poblacional alteran el crecimiento, metabolismo y la tasa de mortalidad (Sobrero et al 2008, Mugni et al 2010, Menéndez-Helman et al 2015, Agostini et al 2020; ver también Caja 5.1). Asimismo, se ha observado que la presencia de plaguicidas modifica la estructura de las comunidades acuáticas y disminuye la diversidad biológica (Pérez et al 2007, Solís et al 2019). El impacto de la ganadería sobre la abundancia y diversidad de organismos puede ser menor que el ocasionado por la agricultura (Paredes del Puerto et al 2019), pero su efecto

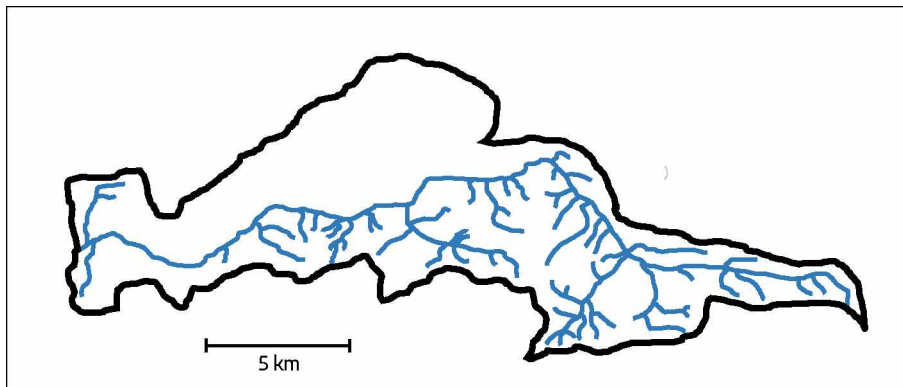
depende del tipo de prácticas que se aplican. Por ejemplo, los corrales de engorde de ganado (conocidos como *feedlots*), que actualmente están proliferando en la región Pampeana, producen efluentes con niveles de fósforo, nitrógeno y carbono que exceden largamente los límites para la descarga en aguas superficiales, además de aportar bacterias fecales, antibióticos y otros contaminantes (García et al 2013).

En cuencas agrícolas suele observarse un aumento de la autotrofia del sistema debido a la mayor carga de nutrientes. Viches y colaboradores (2013) observaron que en arroyos agrícolas el biofilm epifítico (es decir, los microorganismos que crecen sobre plantas acuáticas) era más autotrófico, mientras que en arroyos ganaderos se observaba un incremento en la biomasa de organismos heterotrófos como las bacterias. Esto también se reflejaba en una composición taxonómica algal diferente en ambos tipos de arroyos. En comunidades bacterianas, se ha reportado un prevalencia de taxa adaptados a la eutrofización y una disminución de la diversidad funcional en arroyos agrícolas respecto a arroyos que drenan cuencas boscosas o con humedales (Fasching et al 2020).



**Figura 5.9.**

En un estudio realizado en la región Pampeana, la prevalencia de malformaciones en poblaciones de anuros fue mayor en áreas cultivadas que en áreas de referencia (32% y 13%, respectivamente). Predominaron las malformaciones en los miembros, aunque también se observaron en los ojos (fotos: Gabriela Agostini).



**Figura 5.10.**

Cuenca del arroyo Johnson en Portland (EEUU). Todos los afluentes de la margen derecha se perdieron debido al avance de la urbanización (modificado de Sonoda et al 2001).

### *Uso de suelo urbano*

Los ecosistemas fluviales urbanos generalmente sufren un deterioro mayor que los agrícolas porque a los impactos asociados a las modificaciones morfológicas y la contaminación difusa, se suman los ingresos puntuales de contaminantes y una perturbación más severa del hábitat ribereño.

La alteración de la hidrología y morfología de los cauces fluviales es uno de los efectos más perniciosos de la urbanización. La canalización y rectificación de los cursos con el objetivo de controlar las inundaciones suele ser sustancial en zonas urbanas, llegando al enterramiento de largos tramos, especialmente en las cabeceras<sup>4</sup> (Han et al 2020; Fig. 5.10). En la ciudad de Baltimore, en Estados Unidos, el 66% de los arroyos están enterrados (Elmore y Kaushal 2008). La ciudad de Buenos Aires estaba atravesada por 11 arroyos, que a partir de 1879 comenzaron a ser rectificadas, y que entre 1927 y 1954 fueron enterrados y entubados (Civeira 2019). La extensión de estas prácticas ha llevado a una suerte de “arqueología” fluvial. En diversas ciudades, se han organizado grupos de investigadores y ciudadanos que “buscan” a los ríos y arroyos ocultos bajo el asfalto en un intento de revalorizar el rol de estos ecosistemas en la construcción de los asentamientos urbanos<sup>5</sup>.

Otro impacto característico en los arroyos urbanos es el ingreso de una gran variedad de contaminantes debido a descargas cloacales e industriales, incluyendo contaminantes emergentes<sup>6</sup> (Mastrángelo et al 2019), que

4 Inwood y colaboradores (2005) lo plantearon de manera sucinta: “Headwater streams are disappearing from the landscape”.

5 El documental “Lost rivers” de la cineasta Caroline Bâcle describe este interesante fenómeno.

6 Los contaminantes emergentes son sustancias generalmente no monitoreadas y sobre las que no existe una legislación regulatoria, pero que representan un peligro potencial para la biota acuática. Incluyen productos de higiene personal, medicamentos, anticon-

incrementan la conductividad y la abundancia bacteriana en las aguas. Todas estas modificaciones impactan directamente en las comunidades acuáticas. En arroyos pampeanos, se ha observado que en aún sitios con una urbanización moderada se produce un empobrecimiento de los ensambles de peces, con pérdida de la diversidad y persistencia de las especies más tolerantes a la contaminación (Paracampo et al 2020).

La eliminación de la vegetación arbórea ribereña en arroyos urbanos incrementa la temperatura y la radiación solar que llega a la superficie del agua. Estas alteraciones junto a la simplificación del hábitat acuático por la canalización o rectificación, afectan los procesos funcionales acuáticos como el metabolismo y la descomposición. En este sentido, se ha observado que los arroyos urbanos tienen una mayor productividad y menor capacidad para retener nutrientes que arroyos menos impactados (Meyer et al 2005, Bernot et al 2010).

### *Uso de suelo forestal*

Existe abundante bibliografía sobre el impacto de la pérdida de la vegetación arbórea en arroyos de zonas boscosas, pero los efectos de la forestación ribereña en arroyos de pradera han sido menos estudiados. La implantación de una arboleda exótica en las márgenes de arroyos puede modificar la química del agua y alterar la estructura de las comunidades acuáticas. En arroyos pampeanos y de las Sierras de Córdoba, se ha reportado la disminución de la biomasa y diversidad de algas e invertebrados en los tramos forestados, además de cambios en las relaciones tróficas (Vilches et al 2014, Cibils et al 2014, Cibils et al 2015, Márquez et al 2015). También se ha mencionado una disminución de la retención de plaguicidas y un aumento de la escorrentía superficial en las riberas

ceptivos y drogas de consumo. Sus efectos sobre los organismos aún no se han dilucidado por completo, aunque las evidencias indican que pueden ser importantes.

donde se han implantado árboles, lo que indica que la forestación afecta los servicios ecosistémicos provistos por la zona ribereña (Giaccio et al 2016).

### Importancia de la escala

Cuando se analiza la relación entre el uso de suelo y diversos atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas fluviales es importante considerar la escala de análisis. Es decir, si el uso de suelo se determina en el tramo de estudio, la zona ribereña o toda la cuenca (Fig. 5.11).

En relación a la química del agua, algunos autores han hallado una mayor asociación de los niveles de nutrientes con el uso de suelo local, que con el uso de suelo a mayor escala (Sonoda et al 2001, Amuchástegui et al 2016). Sin embargo, otros autores han encontrado una mejor relación entre la concentración de nutrientes y el uso de suelo en la cuenca (Hunsaker y Levine 1995, Allan et al 1997), mientras que para Gove y colaboradores (2001) se correlacionaron mejor las escalas intermedias. Finalmente, existen casos en que la relación entre uso de suelo y calidad del agua del arroyo no depende de la escala, sino de la disposición espacial o de la forma del área con cierto uso. Por ejemplo, puede ser importante la distancia del punto de muestreo a un determinado uso de suelo (King et al 2005) o en el caso de las riberas, puede tener un impacto mayor la longitud de la franja ribereña con cierto uso que su ancho (Feld 2013).

### Los legados del pasado

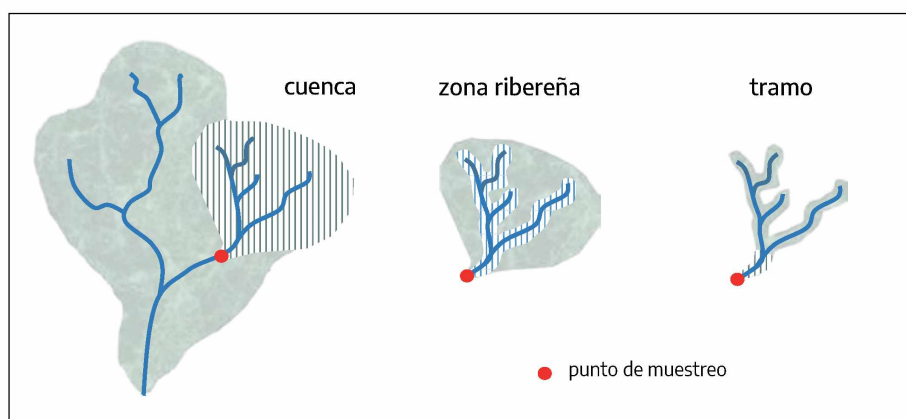
Algunos investigadores han hallado evidencias de que el uso de suelo que había décadas atrás puede influir en la condición actual de los ecosistemas fluviales. En un estudio realizado en 24 arroyos de Estados Unidos, Harding y colaboradores (1998) observaron que el uso de suelo

en los años '50 fue un mejor predictor de la diversidad actual de invertebrados que el uso de suelo en el presente. Otros autores, en cambio, han detectado una influencia mixta del uso de suelo actual y pasado sobre la química del agua y las comunidades de peces e invertebrados (Maloney y Weller 2011).

Los legados del uso de suelo pasado pueden persistir pese a que transcurra mucho tiempo desde la eliminación del impacto. En una cuenca en la que se implementaron buenas prácticas agrícolas hace más de 40 años, los descriptores de la comunidad de peces no se asociaron al uso de suelo actual, y la comunidad estuvo dominada por especies generalistas. Los autores concluyeron que esta composición reflejaría el uso de suelo agrícola intensivo que se hizo antes de la introducción de una tecnología agrícola amigable con el ambiente (Quist y Schultz 2014).

### Invasión de especies exóticas

Como especies exóticas introducidas se deben considerar no sólo a las especies que provienen de otra región, sino también a las especies nativas que han sido introducidas en localidades donde no estaban presentes (Allan 1995). La invasión de especies exóticas en ecosistemas acuáticos puede afectar la estructura de las redes tróficas, produciendo la extinción de especies locales y endémicas y reduciendo significativamente la biodiversidad. Además, la pérdida de una especie nativa puede llevar a extinciones secundarias; es decir, a la desaparición de otras especies que dependen de dicha especie para su supervivencia. Los mecanismos de la declinación de las especies locales debido a la presencia de especies exóticas no son del todo claros. Entre ellos se han mencionado las alteraciones del hábitat y de las redes tróficas, la introducción de enfermedades o parásitos, la hibridación, modificaciones espaciales, la depredación y cambios del uso del hábitat en las especies autóctonas (Allan y Flecker 1993).



**Figura 5.11.** Distintas escalas a las que se puede analizar el impacto del uso de suelo sobre el ecosistema fluvial (modificado de Allan 2004).

En el caso de los peces, hacia fines de los años '80 la FAO tenía documentada la introducción de 160 especies exóticas en 120 países, pero la tasa de introducción se ha acelerado en los últimos años. Alrededor del 10% de estas introducciones han sido accidentales (Allan 1995). Asimismo, debe tenerse en cuenta que algunas prácticas de manejo que se aplican en sistemas fluviales suelen agravar la situación, como ocurre en el caso de la invasión de la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la ribera del río Luján (Riva et al 2019).

## Contaminación

La contaminación de las aguas es quizás el impacto que más tempranamente se ha percibido como un problema relevante en los ambientes acuáticos. Entre los años '60 y '70, con el reconocimiento del deterioro ambiental por parte de la sociedad, el tema de la contaminación acuática pasó a un primer plano, aunque existen registros del deterioro de las aguas corrientes por el vuelco de sustancias contaminantes desde hace siglos<sup>7</sup>.

La contaminación acuática puede clasificarse según las sustancias involucradas, que a su vez ejercen efectos particulares sobre los ecosistemas fluviales:

a) Eutroficación: Es la contaminación que se produce por el ingreso de nutrientes (fósforo y nitrógeno) generalmente de origen agrícola o cloacal, y que se traduce en un incremento de la biomasa algal y la turbidez. Es el problema más generalizado en pequeños arroyos.

b) Acidificación: Ocurre por el ingreso de ácidos fuertes aportados por la lluvia ácida o drenajes provenientes de la industria minera. Su efecto más importante es la disminución del pH, que puede alterar el equilibrio buffer de las aguas y afectar la supervivencia y reproducción de la especies acuáticas (Hasler et al 2018).

c) Contaminación microbiana: generalmente está asociada al vuelco de efluentes cloacales o provenientes de curtiembres e industrias alimentarias, que reducen los niveles de oxígeno disuelto e incrementan la turbidez y los malos olores en las aguas. Las especies que no están adaptadas a estas condiciones suelen desaparecer del sistema.

d) Contaminación química: Usualmente es de origen industrial, y sus efectos dependen del contaminante mayoritario. En zonas fabriles, el vuelco simultáneo de diversas sustancias químicas puede dar lugar a fenómenos

de sinergismo, en los que el efecto conjunto de dos o más contaminantes es más nocivo para la biota acuática que el efecto de cada contaminante individual.

e) Salinización: ocurre por el aumento de la concentración total de iones inorgánicos en las aguas, y es un fenómeno que ha sido detectado recientemente a escala global. Entre los factores que incrementan la salinidad se han mencionado la irrigación y la elevación de las napas freáticas, la minería, el uso de sales para eliminar el hielo de las carreteras, la remoción de la vegetación natural, y los efluentes cloacales e industriales. Como las especies sólo pueden tolerar ciertos rangos de salinidad, la salinización afecta directamente a la biota acuática con impactos que van desde el organismo individual hasta todo el ecosistema (Cañedo-Arguelles et al 2013).

Una suposición extendida es que los sistemas fluviales que sufren procesos de contaminación persistentes no albergan vida acuática, lo que refuerza el mantenimiento del *status quo* y la inacción respecto a adoptar medidas de remediación y restauración. Pero los ríos contaminados no necesariamente están muertos, como lo demuestra el caso del río Matanza-Riachuelo, que carga con una larga historia de deterioro ambiental. En toda la cuenca se hallaron 20 especies de peces distribuidos en 10 familias y en la zona de la desembocadura, que es la más contaminada, se hallaron 14 especies pertenecientes a 6 familias (Brancolini et al 2015). Cuando se implementan las medidas adecuadas, la recuperación de los ríos contaminados puede ser sorprendente<sup>8</sup>.

## Cambio climático

Los ríos y arroyos son particularmente vulnerables al cambio climático porque están relativamente aislados, y físicamente embebidos en el paisaje terrestre (Woodward et al 2010a). En particular, los sistemas fluviales impactados por las actividades humanas tienden a ser más sensibles a la variación climática que las cuencas naturales (Ervinia et al 2019). Por otra parte, las especies más vulnerables al cambio climático serían las que están situadas en la parte superior de la cadena trófica (Woodward et al 2010b). Los efectos más directos del cambio climático son el incremento de la temperatura media global y la alteración del régimen de lluvias.

Es muy posible que el aumento de la temperatura produzca la extinción de las especies que viven en las cabeceras, donde las temperaturas suelen ser menores que en el resto de la red fluvial. La desaparición de las especies podrá ocurrir por el efecto directo de la mayor tempera-

<sup>7</sup> En Argentina, la percepción del problema de la contaminación del Riachuelo viene de la época colonial, cuando se instalaron los primeros saladeros en sus márgenes.

<sup>8</sup> La recuperación del río Támesis en la zona de Londres es una de esas historias con final feliz.

tura o por la invasión de especies que viven aguas abajo y que irían a buscar refugio a las cabeceras. Por otra parte, como la temperatura es una variable clave en diferentes procesos biológicos, el cambio climático alterará el crecimiento, metabolismo e historias de vida de los organismos acuáticos. También se verán afectados procesos ecosistémicos, a través de modificaciones en la vegetación ribereña y de la cuenca, y de una mayor tasa metabólica en las poblaciones microbianas. En este sentido, se espera un aumento del procesamiento y transformación de la materia orgánica y de los nutrientes (Allan 1995).

El cambio climático trae aparejado también cambios en la pluviosidad, que está aumentando en algunas regiones a la vez que disminuye en otras. Esto se traduce en alteraciones de la cantidad, momento y variabilidad de la lluvia, y en un aumento de la frecuencia y severidad de inundaciones y sequías (Strayer y Dudgeon 2010). Además, la respuesta del caudal a los eventos de lluvias es más repentina, incrementándose rápidamente al inicio del evento y volviendo a las condiciones basales apenas éste finaliza (Grimm et al 2013). La celeridad con la que ocurren las crecientes en muchas ocasiones dificulta la implantación de medidas paliativas, especialmente cuando no existen planes de contingencia, con el consiguiente costo en vidas humanas y bienes. Un triste ejemplo es la inundación que ocurrió en la ciudad de La Plata en abril de 2013, durante un evento excepcional en el que cayeron más 400 mm de agua en 4 horas. Las zonas más inundadas coincidieron con los cursos de agua que corren entubados por debajo de la ciudad, un nuevo recordatorio de la existencia de estos arroyos invisibles. El evento dejó como saldo 89 personas fallecidas según los reportes oficiales, aunque el número real podría ser mayor, además de considerables costos materiales. El avance de la urbanización sobre los humedales, que actúan como reservorios naturales del exceso de agua durante las crecientes, no hace más que empeorar esta situación.

Los cambios en el régimen de caudal como consecuencia del cambio climático afectarán distintos aspectos de la estructura física y hábitats fluviales. Asimismo, la alteración de las etapas de sequía y crecientes, tanto estacional como en intensidad, puede modificar la estructura de las redes tróficas, y en definitiva reducir la calidad ecológica de los cursos de agua (Allan 1995).

---

### CAJA 5.1.

#### IMPACTO DE AGROQUÍMICOS EN ARROYOS PAMPEANOS

Marina Arias, Hernán Mugni y Carlos Bonetto

---

La producción agropecuaria en Argentina se ha intensificado en las últimas décadas. Desde su introducción en el mercado en 1996, la producción de soja transgénica ha aumentado sostenidamente hasta representar en la ac-

tualidad el cultivo más importante, ocupando aproximadamente la mitad de la superficie total cultivada. La soja reemplazó parcialmente los cultivos tradicionales, trigo y maíz, y fundamentalmente a la actividad ganadera, que se concentró en sistemas productivos intensivos (*feedlots*) o se trasladó a zonas antes consideradas marginales. La disponibilidad de variedades de ciclo corto permitió realizar dos cosechas en el mismo año, trigo seguido de soja “de segunda”. La soja transgénica es resistente al herbicida glifosato y se utiliza conjuntamente con éste. El modelo productivo hegemónico consiste en la utilización de soja transgénica, barbecho químico, siembra directa y elevada aplicación de agroquímicos. En consecuencia, en Argentina el consumo de plaguicidas se incrementó de 39 millones de kg/l en 1991 (Pengue 2000) a 336 millones de kg/l en 2011 (CASAFE 2013), y continuó aumentando hasta el presente. Esta aplicación masiva de productos tóxicos a escala regional representa un riesgo para la biota. Nuestro grupo de trabajo ha realizado diversas investigaciones para evaluar el impacto de los agroquímicos en ambientes acuáticos adyacentes a los cultivos en la región Pampeana.

En varios arroyos de zonas intensamente cultivadas, hemos registrado la presencia de diversos plaguicidas (endosulfán, cipermetrina y clorpirifos) en agua y sedimentos en suspensión luego de lluvias que ocurrieron hasta aproximadamente un mes después de su aplicación en los cultivos adyacentes (Jergentz et al 2004, 2005). Se ha detectado la presencia de plaguicidas tanto en el agua del arroyo como en el agua de escorrentía superficial. El ingreso de estos pesticidas afectó las comunidades de invertebrados residentes en los arroyos, en las que se observó la desaparición o drástica reducción en la densidad de algunas especies. Sin embargo, en uno de los arroyos que presentaba un humedal ribereño cubierto por abundante vegetación acuática (principalmente totora - *Typha latifolia*), no se registró la presencia de plaguicidas ni una disminución de la riqueza o densidad de invertebrados luego de las lluvias. Estos estudios demostraron la ocurrencia de pulsos de toxicidad en coincidencia con las lluvias en arroyos de cuencas agrícolas y el efecto atenuador de los humedales ribereños. Los pesticidas ingresan a los arroyos por escorrentía superficial durante los eventos de lluvia. Algunos, como el glifosato, pueden detectarse mayormente disueltos en el agua. Sin embargo, la mayoría son hidrofóbicos (por ejemplo, cipermetrina, clorpirifos y endosulfan), y se los suele encontrar en mayor proporción en los sedimentos suspendidos, en ocasiones en concentraciones elevadas.

Ensayos realizados con el anfípodo *Hyalella curvispina*, componente típico de la fauna en los arroyos pampeanos, han mostrado una mortalidad del 100% de los individuos en agua de escorrentía superficial de eventos de lluvia que ocurrieron hasta aproximadamente 30 días luego de la aplicación de plaguicidas en el cultivo (Mugni et al 2011). Los insecticidas aplicados, por ser hidro-



**Figura C5.1.1.**

Simulación de eventos de lluvia para estudiar la toxicidad en la escorrentía posterior a la aplicación de insecticidas en un cultivo experimental de soja. A) aplicación temprana con la siembra, y B) aplicación posterior durante el periodo de crecimiento (fotos: Carlos Bonetto).

fóbicos, tienen una mayor persistencia en el suelo, y la mortalidad de *H. curvispina* expuesta a muestras de suelo excedió los 30 días posteriores a las aplicaciones.

En otro conjunto de experimentos, hemos analizado la persistencia de diversos pesticidas (clorpirifos, cipermetrina y endosulfán) en un campo experimental de soja, simulando sucesivos eventos de lluvia con un equipo de riego por aspersión con posterioridad a las aplicaciones (Mugni et al 2012, Paracampo et al 2012) (Fig. C5.1.1). En todas las simulaciones, se observó que la concentración de pesticidas en el agua de escorrentía fue máxima inmediatamente después de las aplicaciones, disminuyendo exponencialmente en las simulaciones posteriores. Consistentemente, la toxicidad fue también máxima en la primera escorrentía posterior a la aplicación, generando el 100% de mortalidad para *H. curvispina*. La persistencia de la toxicidad de los tres insecticidas ensayados para *H. curvispina* fue muy similar a los estudios anteriores, y se prolongó un mes durante el periodo de crecimiento del cultivo. La persistencia de la toxicidad en el agua de escorrentía para *H. curvispina* y el pez *Cnesterodon decemmaculatus*, otra especie típica de arroyos pampeanos, fue mayor en las aplicaciones que se realizaron hacia el final del ciclo de crecimiento de la soja, pudiéndose prolongar hasta 140 días luego la aplicación. Esto se explicaría porque hacia el final del cultivo (abril), la temperatura y la irradiación son menores y la pérdida foliar del cultivo genera un mantillo orgánico donde los pesticidas se adsorben, disminuyendo la degradación y aumentando su persistencia. En el caso particular del endosulfán, la toxicidad para peces persistió varios meses con posterioridad a las aplicaciones. Este plaguicida fue prohibido en 2013, pero aún se sigue registrando en sedimentos de los arroyos pampeanos. Estos estudios confirmaron que las aplicaciones de insecticidas en los cultivos producen toxicidad para la fauna acuática y que la persistencia varía según el tipo de pesticida, la especie considerada y las condiciones ambientales.

Con posterioridad se estudiaron los sedimentos de 54 arroyos de cuencas con cultivo de soja en Argentina, Paraguay y Brasil. Se determinó la presencia de pesticidas en todos los arroyos, siendo los más abundantes clorpirifos, cipermetrina,  $\lambda$ -cyhalotrina y endosulfán (Hunt et al

2016). Todas las muestras en que las concentraciones de insecticidas determinadas en los sedimentos superaron la dosis letal para el anfípodo *Hyaella azteca* correspondieron a sitios donde el ancho de la franja entre el cultivo y el arroyo resultó menor a 20 m, resaltando la importancia de dejar una zona de vegetación espontánea y sin cultivar entre los cultivos y los arroyos. Nuestros resultados muestran la presencia generalizada de pesticidas en los arroyos de cuencas agrícolas, como así también la importancia de mantener una zona ribereña con vegetación natural adyacente a los arroyos para atenuar el impacto de los agroquímicos.

Como se comentó anteriormente, la toxicidad en la escorrentía es máxima en la primera lluvia posterior a la aplicación, generando el 100% de mortalidad para *H. curvispina*, y disminuyendo con posterioridad. Pero, ¿es posible que haya efectos sobre la fauna acuática cuando la toxicidad disminuye por debajo de la letalidad? Se demostró que la exposición a pulsos breves y subletales de plaguicidas, del mismo orden de magnitud que las concentraciones observadas en muestras ambientales, también tiene efecto. Por ejemplo, en experimentos de laboratorio se ha observado que la exposición del cladóceros *Simocephalus vetulus* (pulga de agua) a concentraciones subletales de cipermetrina disminuye la alimentación, la reproducción y la tasa de crecimiento poblacional (Arias et al 2020a). De acuerdo a este resultado, cabría esperar que la aplicación repetida de plaguicidas resulte en la desaparición o menor densidad de esta especie y de otras especies sensibles en arroyos de cuencas agrícolas. Estos resultados sugieren que el impacto de la agricultura intensiva puede detectarse cuando se considera la composición de las comunidades acuáticas en arroyos con distinto uso de suelo en sus cuencas. En cuencas agrícolas u hortícolas de la zona de Magdalena-La Plata (Buenos Aires) se ha observado una disminución de la abundancia o la desaparición de los taxa de invertebrados más sensibles, que suelen predominar en arroyos de áreas ganaderas y de una reserva de la biosfera (Parque Costero Sur) cercanos, como así también el aumento de los taxa más tolerantes (Solís et al 2018, Arias et al 2020b). La composición de los ensambles de peces también registró una menor riqueza de especies en los arroyos hortícolas (Paredes del Puerto et al 2020).

En síntesis, nuestros trabajos muestran que los arroyos pampeanos de cuencas agrícolas y hortícolas están contaminados por pesticidas. Los pesticidas ingresan a los arroyos en coincidencia con los eventos de escorrentía superficial posteriores a las aplicaciones en los cultivos, y producen pulsos de toxicidad para la fauna residente cuyo resultado es una biota ruderal, deteriorada, con menor riqueza específica, y abundancia y prevalencia de especies tolerantes a la contaminación. Los humedales ribereños y las franjas de vegetación entre el cultivo y el borde del arroyo contribuyen a atenuar el transporte y efecto de los pesticidas. Con frecuencia, estos ambientes son drenados por los productores para aumentar la superficie de cultivo. Esta práctica debe ser evitada, y los humedales deben ser preservados y restaurados para atenuar el efecto de la contaminación por pesticidas en los arroyos agrícolas pampeanos.

## REFERENCIAS

- Abell, R., B. Lehner, M. Thieme y S. Linke. 2017. Looking Beyond the Fenceline: Assessing Protection Gaps for the World's Rivers. *Conservation Letters* 10: 384-394.
- Agostini, M.G., F. Kacolicis, P. Demetrio, G.S. Natale, C. Bonetto y A.E. Ronco. 2013. Abnormalities in amphibian populations inhabiting agroecosystems in northeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Diseases of Aquatic Organisms* 104: 163-171.
- Agostini, M.G., I. Roesler, C. Bonetto, A.E. Ronco y D. Bilenca. 2020. Pesticides in the real world: The consequences of GMO-based intensive agriculture on native amphibians. *Biological Conservation* 241: 108355.
- Alexander, R.B., E.W. Boyer, R.A. Smith, G.E. Schwarz y R.B. Moore. 2007. The role of headwater streams in downstream water quality. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 41-59.
- Alexandre, R.B., A.H. Elliot, U. Shankar y G.B. McBride. 2002. Estimating the sources and transport of nutrients in the Waikato River Basin, New Zealand. *Water Resources Research* 38: 4-1-4-23.
- Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology*. Chapman & Hall, Londres.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 257-284.
- Allan, J.D., D.L. Erickson y J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Allan, J.D., y A.S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43: 32-43.
- Altermatt, F. 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic Ecology* 47: 365-377.
- Amuchástegui, G., L. di Franco y C. Feijóo. 2016. Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia* 767: 65-79.
- Arias, M., C. Bonetto y H. Mugni. 2020a. Sublethal effects on *Simocephalus vetulus* (Cladocera: Daphniidae) of pulse exposures of cypermethrin. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 196: 110546.
- Arias, M., A. Scalice, M. Solís, A. Paracampo, M. Indaco, S. Faneli, H. Mugni y C. Bonetto. 2020b. Horticulture affects macroinvertebrate assemblages in adjacent streams (Buenos Aires, Argentina). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 421: 5.
- Bernot, M.J., D.J. Sobota, R.O. Hall, P.J. Mulholland, W.K. Dodds, J.R. Webster, J.L. Tank, L.R. Ashkenas, L.W. Cooper, C.N. Dahm, S.V. Gregory, N.B. Grimm, S.K. Hamilton, S.L. Johnson, W.H. McDowell, J.L. Meyer, B. Peterson, G.C. Poole, H.M. Valett, C. Arango, J.J. Beaulieu, A.J. Burgin, C. Crenshaw, A. Melton, L. Johnson, J. Merriam, B.R. Niederlehner, J.M. O'Brien, J.D. Potter, R.W. Sheibel, S.M. Thomas y K. Wilson. 2010. Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism. *Freshwater Biology* 55: 1874-1890.
- Biggs, J., S. von Fumetti y M. Kelly-Quinn. 2017. The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* 793: 3-39.
- Biron, P.M., T. Buffin-Bélanger, M. Larocque, G. Choné, C.-A. Cloutier, M.-A. Ouellet, S. Demers, T. Olsen, C. Desjarlais y J. Eyquem. 2014. Freedom space for rivers: a sustainable management approach to enhance river resilience. *Environmental Management* 54: 1056-1073.
- Bloesch, J., y U. Sieber. 2002. The morphological destruction and subsequent restoration programmes of large rivers in Europe. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 28: 750-753.
- Booman, G.C., M. Calandroni, P. Larterra, F. Cabria, O. Iribarne y P. Vázquez. 2012. Areal changes of lentic water bodies within an agricultural basin of the Argentinean Pampas. Disentangling land management from climatic causes. *Environmental Management* 50: 1056-1067.
- Booman, G.C., y P. Larterra. 2019. Channelizing Streams for Agricultural Drainage Impairs their Nutrient Removal Capacity. *Journal of Environmental Quality* 48: 459-468.
- Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream flow information paper 12. FWS/OBS-82/86. United States Department of Interior, Cooperative Instream Flow Service Group, Fort Collins.
- Brancolini, F., D. Colautti, I. García, J. García de Souza, R. Jensen, T. Maiztegui, M. Maroñas, A. Paracampo, J.M. Paredes del Puerto,

- L. Protogino y E. Sendra. 2015. Monitoreo de la ictiofauna en cursos de agua superficial de la cuenca hidrográfica Matanza Riachuelo. Informe técnico ACUMAR – CEC Nro. 4 – Peces, Buenos Aires.
- Broussard, W., y R.E. Turner. 2009. A century of changing land-use and water-quality relationships in the continental US. *Frontiers in Ecology and Environment* 7: 302-307.
- Cañedo-Argüelles, M., B.J. Kefford, C. Piscart, N. Prat, R.B. Schäfer y C.-J. Schulz. 2013. Salinization of rivers: An urgent ecological issue. *Environmental Pollution* 173: 157-167.
- CASAFE (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina). 2013. <http://www.casafe.org/sobrelaindustria.htm>
- Cibils, L., J. Márquez, R. Príncipe, N. Gari y R. Albariño. 2014. Does grazing change algal communities from grassland and pine afforested streams? A laboratory approach. *Limnologica* 49: 26-32.
- Cibils, L., R. Príncipe, J. Márquez, N. Gari y R. Albariño. 2015. Functional diversity of algal communities from headwater grassland streams: How does it change following afforestation. *Aquatic Ecology* 49: 453-466.
- Civeira, M.D. 2019. Arroyos de la Ciudad de Buenos Aires: enterrados pero vivos (primera parte). *Revista CPIC* 440: 36-38.
- Clavijo, A., A. Rossen, D. Calvo, M.F. Kronberg, A. Moya, E.A. Pagano y E.R. Munarriz. 2017. Water quality and toxicological impact assessment using the nematode *Caenorhabditis elegans* bioassay in a long-term intensive agricultural area. *Water, Air and Soil Pollution* 228: 333.
- Crook, D.A., W.H. Lowe, F.W. Allendorf, T. Erős, D.S. Finn, B.M. Gillanders, W.L. Hadwen, C. Harrod, V. Hermoso, S. Jennings, R.W. Kilada, I. Nagelkerken, M.M. Hansen, T.J. Page, C. Riginos, B. Fry y J.M. Hughes. 2015. Human effects on ecological connectivity in aquatic ecosystems: Integrating scientific approaches to support management and mitigation. *Science of the Total Environment* 534: 52-64.
- Declaración de Brisbane (2007). <https://riversymposium.com/about/brisbane-declaration/>
- Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A.H. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny y C.A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Elmore, A.J., y S.S. Kaushal. 2008. Disappearing headwater: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and Environment* 6: 308-312.
- Elser, J., y E. Bennet. 2011. Phosphorus cycle: a broken biogeochemical cycle. *Nature* 478: 29-31.
- Ervinia, A., J. Huang, Y. Huang y J. Lin. 2019. Coupled effects of climate variability and land use pattern on surface water quality: An elasticity perspective and watershed health indicators. *Science of the Total Environment* 693: 133592.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2020. FAOSTAT Database on Agriculture, FAO (<http://faostat.fao.org>).
- Fasching, C., C. Akotoye, M. Bižić, J. Fonvielle, D. Ionescu, S. Mathavarajah, L. Zoccarato, D.A. Walsh, H.-P. Grossart y M.A. Xenopoulos. 2020. Linking stream microbial community functional genes to dissolved organic matter and inorganic nutrients. *Limnology and Oceanography* 65: S71-S87.
- Feld, C. 2013. Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology* 58: 715-729.
- Finlayson, C.M., y R. D’Cruz. 2005. Inland Water Systems. En: Millennium Ecosystems Assessment, *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*, World Resources Institute, Washington, D.C.
- Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty y P.K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-570.
- Freeman, M.C., C.M. Pringle y C.E. Jackson. 2007. Hydrological connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resource* 43: 5-14.
- García, A.R., S.N. Fleite, D. Vazquez Pugliese y A.F. di Iorio. 2013. Feedlots and pollution - A growing threat to water resources of agro-production zone in Argentina. *Environmental Science and Technology* 47: 11932-11933.
- Giacco, G.C.M., P. Laterra, V.C. Aparicio y J.L. Costa. 2016. Glyphosate retention in grassland riparian areas is reduced by the invasion of exotic trees. *Phyton* 85: 108-116.
- Giorgi, A., C. Feijoó y G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14: 1699-1718.
- Gómez, S.E., y N.I. Toresani. 1999. Región 3: Pampas. En: P. Canavari, D.E. Blanco, E. Bucher, G. Castro e I. Davidson, *Los humedales de la Argentina*, Wetlands International, Publicación 46, Buenos Aires.
- Gore, J.A., y F.D. Shields. 1995. Can large rivers be restored? *Bioscience* 45: 142-152.
- Gove, N.E., R.T. Edwards y L.L. Conquest. 2001. Effects of scale on land use and water quality relationships: A longitudinal ba-

- sin-wide perspective. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1721-1734.
- Grill, G., B. Lehner, M. Thieme, B. Geenen, D. Tickner, F. Antonelli, S. Babu, P. Borrelli, L. Cheng, H. Crochetiere, H. Ehalt Macedo, R. Filgueiras, M. Goichot, J. Higgins, Z. Hogan, B. Lip, M.E. McClain, J. Meng, M. Mulligan, C. Nilsson, J.D. Olden, J.J. Opperman, P. Petry, C. Reidy Liermann, L. Sáenz, S. Salinas-Rodríguez, P. Schelle, R.J.P. Schmitt, J. Snider, F. Tan, K. Tockner, P.H. Valdujo, A. van Soesbergen y C. Zarfl. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569: 215-221.
- Grimm, N.B., F. Stuart Chapin III, B. Bierwagen, P. Gonzalez, P.M. Groffman, Y. Luo, F. Melton, K. Nadelhoffer, A. Pairis, P.A. Raymond, J. Schimel y C.E. Williamson. 2013. The impacts of climate change on ecosystem structure and function. *Frontiers in Ecology and Environment* 11: 474-482.
- Han, L., Y. Xu, X. Deng y Z. Li. 2020. Stream loss in an urbanized and agricultural watershed in China. *Journal of Environmental Management* 253: 109687.
- Harding, J.S., E.F. Benfield, P.V. Bolstad, G.S. Helfman y E.B.D. Jones III. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95: 14843-14847.
- Hasler, C.T., J.D. Jeffrey, E.V.C. Schneider, K.D. Hannan, J.A. Tix y C.D. Suski. 2018. Biological consequences of weak acidification caused by elevated carbon dioxide in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia* 806: 1-12.
- Herlihy, A.T., J.L. Stoddard y C.B. Johnson. 1998. The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the mid-Atlantic region, U.S. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 377-386.
- Hunsaker, C.T., y D.A. Levine. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *Bioscience* 45: 193-302.
- Hunt, L., C. Bonetto, V. Resh, D. Buss, S. Fanelli, N. Marrochi y M. Lydy. 2016. Insecticide concentrations in stream sediments of soy production regions of South America. *Science of the Total Environment* 547: 114-124.
- Hynes, H.B.N. 1975. The stream and its valley. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 19: 1-15.
- Inwood, S.E., J.L. Tank y M.J. Bernot. 2005. Patterns of denitrification associated with land use in 9 midwestern headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 227-245.
- Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto y R. Schulz. 2004. Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 345-352.
- Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto y R. Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61: 817-826.
- Kawaguchi, Y., M. Saiki, T. Mizuno y Y. Kayaba. 2006. Effects of different bank types on aquatic organisms in an experimental stream: contrasting vegetation cover with a concrete revetment. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 29: 1427-1432.
- Kenwick, R.A., M.R. Shammin y W.C. Sullivan. 2009. Preferences for riparian buffers. *Landscape Urban Planning* 91: 88-96.
- King, R.S., M.E. Baker, D.F. Whigham, D.E. Weller, T.E. Jordan, P.E. Kazyak y M.K. Hurd. 2005. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecological Applications* 15: 137-153.
- Kunz, J.V., R. Hensley, L. Brase, D. Borchardt y M. Rode. 2017. High-frequency measurements of reach-scale nitrogen uptake in a fourth-order river with contrasting hydromorphology and variable water chemistry (Weiße Elster, Germany). *Water Resources Research* 53: 328-343.
- Lassaletta, L., H. García Gómez, B.S. Gimeno y J.V. Rovira. 2010. Headwater stream: neglected ecosystems in the EU Water Framework Directive: Implications for nitrogen pollution control. *Environmental Science and Policy* 13: 423-433.
- Lowe, W.H., y G.E. Likens. 2005. Moving headwaters streams to the head of the class. *Bioscience* 55: 196-197.
- Maloney, K.O., y D.E. Weller. 2011. Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology* 56: 611-626.
- Margalef, R. 1994. El río planetario. *Tankay* 1: 3-12.
- Márquez, J.A., L. Cibils, R.E. Principe y R.J. Albariño. 2015. Stream macroinvertebrate communities change with grassland afforestation in central Argentina. *Limnológica* 53: 17-25.
- Marselle, M.R. 2019. Theoretical foundations of Biodiversity and mental well-being relationships. En: M.R. Marselle, J. Stadler, H. Korn, K.N. Irvine y A. Bonn, *Biodiversity and Health in the Face of Climate Change*, Springer, Cham.
- Marx, A., J. Dusek, J. Jankovec, M. Sanda, T. Vogel, R. van Geldern, J. Hartmann y J.A.C. Barth. 2017. A review of CO<sub>2</sub> and associated carbon dynamics in headwater streams: A global perspective. *Reviews of Geophysics* 55: 560-585.
- Mastrángelo, M., M.E. Valdés, A. Giorgi, D. Barceló, S. Sabater y S. Rodríguez-Mozaz. 2019. Distribución de contaminantes emergentes en dos cuencas pampeanas. En: A. Cortezzi, I. Entraigas, F. Grossman e I. Masson (eds.), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil.

- Menéndez-Helman, R.J., L.A. Miranda, M.S. Afonso y A. Salibián. 2015. Subcellular energy balance of *Odontesthes bonariensis* exposed to a glyphosate-based herbicide. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 114: 157-163.
- Meybeck, M. 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 358: 1935-1955
- Meyer, J.L., M.J. Paul y W.K. Tailbee. 2005. Stream ecosystems function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 602-612.
- Meyer, J.L., D.L. Strayer, J.B. Wallace, S.L. Eggert, G.S. Helfman y N.E. Leonard. 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river network. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 86-103.
- Mor, J.-R., A. Ruhí, E. Tornés, H. Valcárcel, I. Muñoz y S. Sabater. 2018. Dam regulation and riverine food-web structure in a Mediterranean river. *Science of the Total Environment* 625: 301-310.
- MOSP (Ministerio de Obras y Servicio Públicos de la Provincia de Buenos Aires). 2020. <http://www.mosp.gba.gov.ar/sitios/hidraulica/informacion/planmaestro/intro.php>. Consultado 27/04/2020.
- Mugetti, A.C., A.T. Calcagno, C.A. Brieva, M.S. Giangioffe, A. Pagani y S. Gonzalez. 2004. Aquatic habitat modifications in La Plata River basin, Patagonia and associated marine areas. *Ambio* 33: 78-87.
- Mugni, H., P. Demetrio, D. Marino, A. Ronco y C. Bonetto. 2010. Toxicity persistence following an experimental cypermethrin and chlorpyrifos application in pampasic surface waters (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84: 524-528.
- Mugni, H., P. Demetrio, A. Paracampo, M. Pardi, G. Bulus y C. Bonetto. 2012. Toxicity Persistence in Runoff Water and Soil in Experimental Soybean Plots following Chlorpyrifos Application. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89: 208-212.
- Mugni, H., A. Ronco y C. Bonetto. 2011. Insecticide toxicity to *Hyalella curvispina* in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 350-354.
- Nilsson, C., C.A. Reidy, M. Dymesius y C. Revenga. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308: 405-408.
- O'Callaghan, P.O., M. Kelly-Quinn, E. Jennings, P. Antunes, M. O'Sullivan, O. Fenton y D.Ó. Uallacháin. 2019. The Environmental Impact of Cattle Access to Watercourses: A Review. *Journal of Environmental Quality* 48: 340-351.
- Palau Ibars, A. 1994. Los mal llamados caudales "ecológicos". Bases para una propuesta de cálculo. *Revista OP* 28: 84-95.
- Paracampo, A., N. Marrochi, I. García, T. Maiztegui, P. Carriquirborde, C. Bonetto y H. Mugni. 2020. Fish assemblages in Pampean streams (Buenos Aires, Argentina): Relationship to abiotic and anthropic variables. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 92: e20190476.
- Paracampo, A., H. Mugni, P. Demetrio, M. Pardi, G. Bulus, M. Asbornio y C. Bonetto. 2012. Toxicity persistence in runoff and soil from experimental soybean plots following insecticide applications. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 47: 761-768.
- Paredes del Puerto, J.M., M. Arias, H. Mugni, C. Bonetto, S. Fanelli y A. Paracampo. 2019. Estructura taxonómica y trófica de los ensambles de macroinvertebrados y peces en arroyos hortícolas. En: A. Cortelezzi, I. Entraigas, F. Grossman e I. Masson (eds.), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil.
- Pengue, W. 2000. Cultivos Transgénicos ¿Hacia Dónde Vamos? Lugar Editorial S.A., Buenos Aires.
- Pérez, G.L., A. Torremorell, H. Mugni, P. Rodríguez, M. Solange Vera, M. di Nascimento, L. Allende, J. Bustingorry, R. Escaray, M. Ferraro, I. Izaguirre, H. Pizarro, C. Bonetto, D.P. Morris y H. Zagarese. 2007. Effects of the herbicide Roundup on freshwater microbial communities: A mesocosm study. *Ecological Applications* 17: 2310-2322.
- Peruzzo, P.J., A.A. Porta y A.E. Ronco. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environmental Pollution* 156: 61-66.
- Peterson, B.J., W.M. Wollheim, P.J. Mulholland, J.R. Webster, J.L. Meyer, J.L. Tank, E. Martí, W.B. Bowden, H.M. Valett, A.E. Hershey, W.H. McDowell, W.K. Dodds, S.K. Hamilton, S. Gregory y D.D. Morrall. 2001. Control of nitrogen export from watershed by headwater streams. *Science* 292: 86-90.
- Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bainn, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R.E. Sparks y J.C. Stromberg. 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47: 769-784.
- Poff, N.L., y J.K.H. Zimmerman. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55: 194-205.
- Power, M.E., A. Sun, G. Parker, W.E. Drietrich y J.T. Wooton. 1995. Hydraulic food-chain models. *Bioscience* 45: 159-167.
- Quist, M.C., y R.D. Schultz. 2014. Effects of management legacies on stream fish and aquatic benthic macroinvertebrates assemblages. *Environmental Management* 54: 449-464.

- Ricciardi, A., y J.B. Rasmussen. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13: 1220-1222.
- Riva, P., P. Gantes, A. Sánchez Caro, L. Cortes, R. García y J. de Uribebarrea. 2019. Trayectoria del ensamble de especies leñosas de la ribera del río Luján a cinco años de su desmonte. En: A. Cortezzi, I. Entraigas, F. Grossman e I. Masson (eds.), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil.
- Sala, O.E., F.D. Chapin, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker y D.H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Shields, F.D., R.E. Lizotte, S.S. Knight, C.M. Cooper y D. Wilcox. 2010. The stream channel incision syndrome and water quality. *Ecological Engineering* 36: 78-90.
- Sobrero, M.C., F. Rimoldi y A.F. Ronco. 2007. Effects of the glyphosate activity ingredient and a formulation on *Lemna gibba* L. at different exposure levels and assessment end-points. *Bulletin of Environmental Contamination and Ecology* 79: 537-543.
- Solis, M., M. Arias, S. Fanelli, C. Bonetto y H. Mugni. 2019. Agrochemicals' effects on functional feeding groups of macroinvertebrates in Pampas streams. *Ecological Indicators* 101: 373-379.
- Solis, M., C. Bonetto, N. Marrochi, A. Paracampo y H. Mugni. 2018. Aquatic macroinvertebrate assemblages are affected by insecticide applications on the Argentine Pampas. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 148: 11-16.
- Solis, M., H. Mugni, S. Fanelli y C. Bonetto. 2017. Effect of agrochemicals on macroinvertebrate assemblages in Pampasic streams, Buenos Aires, Argentina. *Environmental Earth Science* 76: 180.
- Sonoda, K., J.A. Yeakley y C.E. Walker. 2001. Near-stream landuse effects on stream water nutrient distribution in an urbanizing watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1517-1532.
- Strayer, D.L., y D. Dudgeon. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358.
- Tennant, D.L. 1976. Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1: 6-10.
- Triska, F.J., J.H. Duff, E. Warren, E.M. Godsy, A.P. Jackman y R.J. Avanzino. 2006. High and low flow nitrate distribution and its implications for nitrate retention in Navigator Pool 8, Upper Mississippi River (UMR), and high-nitrate tributary, the Root River, USA. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 29: 1729-1735.
- Vilches, C., A. Giorgi y M.A. Casco. 2013. Periphyton responses to non-point pollution in naturally eutrophic conditions in Pampean streams. *Fundamental and Applied Limnology* 183: 63-47.
- Vilches C., A. Torremorell, J. Debandi, M.C. Rodríguez Castro, L. Rigacci, E. Zunino, S. Kravetz y A. Giorgi. 2014. Efecto de la invasión de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.) en arroyos pampeanos. *Biología Acuática* 30: 241-248.
- Vittori, S., P. Demetrio, M. Schwerdt y D. Marino. 2019. Niveles de plaguicidas en aguas superficiales, subterráneas y de la red de distribución de Guaminí, Buenos Aires, Argentina. En: A. Cortezzi, I. Entraigas, F. Grossman e I. Masson (eds.), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil.
- Vörösmarty, C.J., P.B. McIntyre, M.O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prosevic, P. Green, S. Glidden, S.E. Bunn, C.A. Sullivan, C.R. Liermann y P.M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561.
- Wantzen, K.M., A. Ballouche, I. Longuet, I. Bao, H. Bocoum, L. Cissé, M. Chauhan, P. Girard, B. Gopal, A. Kane, M.R. Marchese, P. Nautiyal, P. Teixeira y M. Zalewski. 2016. River Culture: An eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. *Ecology & Hydrobiology* 16: 7-18.
- Webb, J.A., K.A. Miller, E.L. King, S.C. de Little, M.J. Stewardson, J.K.H. Zimmerman y L. Poff. 2013. Squeezing the most out of existing literature: a systematic re-analysis of published evidence on ecological responses to altered flows. *Freshwater Biology* 58: 2439-2451.
- Winemiller, K.O., P.B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, I.G. Baird, W. Darwall, N.K. Lujan, I. Harrison, M.L.J. Stiassny, R.A.M. Silvano, D.B. Fitzgerald, F.M. Pelicice, A.A. Agostinho, L.C. Gomes, J.S. Albert, E. Baran, M. Petrere Jr., C. Zarfl, M. Mulligan, J.P. Sullivan, C.C. Arantes, L.M. Sousa, A.A. Koning, D.J. Hoeinghaus, M. Sabaj, J.G. Lundberg, J. Armbruster, M.L. Thieme, P. Petry, J. Zuanon, G. Torrente Vilara, J. Snoeks, C. Ou, W. Rainboth, C.S. Pavanelli, A. Akama, A. van Soesbergen y L. Sáenz. 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351: 128-129.
- Woodward, G., J.P. Benstead, O.S. Beveridge, J. Blanchard, T. Brey, L.E. Brown, W.F. Cross, N. Friberg, T.C. Ings, U. Jacob, S. Jennings, M.E. Ledger, A.M. Milner, J.M. Montoya, E. O'Gorman, J.M. Olsen, O.L. Petchey, D.E. Pichler, D.C. Reuman, M.S.A. Thompson, F.J.F. Van Veen y G. Yvon-Durocher. 2010b. Ecological networks in a changing climate. *Advances in Ecological Research* 42: 71-138.
- Woodward, G., D.M. Perkins y L.E. Brown. 2010a. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 365: 2093-2106.
- WWF. 2016. Living Planet Report 2016: Risk and Resilience in a New Era. WWF International, Gland, Suiza.

# LA CALIDAD ECOLÓGICA DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES

Claudia Feijó

*Cuando la única herramienta que uno tiene es un martillo, tiende a ver cada problema como un clavo.*

Abraham Maslow

Como se ha mencionado en los anteriores capítulos, los arroyos y ríos reciben diversos impactos ocasionados por las actividades humanas que alteran su estructura y funcionamiento. Para revertir esta situación, es necesario emprender acciones para la restauración de los ambientes fluviales deteriorados. Pero el establecimiento de estrategias de mitigación o recuperación requiere definir qué es un ecosistema fluvial “sano” o con buena calidad ecológica. Es decir, ¿cuál es el modelo de arroyo o río al que queremos llegar o, si no es posible, acercarnos? ¿Cómo definimos ese modelo?

Por lo tanto, el punto de partida de cualquier proyecto de conservación, manejo o restauración es definir la buena calidad ecológica del arroyo o río. Sin embargo, y como veremos a continuación, el término encierra una complejidad mayor de la que parece inicialmente, lo que puede llevar a errores en la toma de decisiones.

## ¿CÓMO DEFINIR LA CALIDAD ECOLÓGICA?

En los últimos años, han surgido una serie de términos para caracterizar el status de los ecosistemas en términos ecológicos. Así, se ha hablado de calidad ecológica, salud del ecosistema, integridad biológica e integridad ecológica (Tabla 6.1). El término *calidad ecológica* se originó en la legislación europea y en general no es muy usado en la literatura científica, a menos que se cite la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea. Remite

a un estado de referencia de los cuerpos de agua al que se quiere retornar en sistemas perturbados por las actividades humanas. La definición de *salud del ecosistema*, o salud del arroyo o río según algunos autores (Meyer 1997, Vugteveen et al 2006), surge como una metáfora de la idea de salud de los organismos y es muy utilizada por su valor intuitivo. Este concepto excede el ámbito puramente ecológico para incorporar la dimensión social, al reconocer la capacidad que tienen los ecosistemas para brindar servicios y el rol de la gobernanza para sostenerlos (Vollmer et al 2018). Sin embargo, algunos autores han considerado que el término salud es inadecuado para aplicar en ecosistemas, porque no es una propiedad ecológica o porque la idea de salud de los organismos supone principios diferentes a los aplicables a un ecosistema (Karr 1999). La definición de salud del ecosistema implica también el mantenimiento de la estructura y función de un río o arroyo en el tiempo y en el espacio (es decir, su sustentabilidad), y describe un “estado preferido” en sitios modificados por la actividad humana (Wells 2005, Rocha et al 2020).

El término *integridad* se aplica a las condiciones que sostienen una biota que es producto de procesos evolutivos y biogeográficos, con mínima influencia de la sociedad moderna. Se ha usado tanto en poblaciones (*integridad biológica*) como en ecosistemas (*integridad ecológica*) (Karr 1999, Westra et al 2000). La habilidad de un ecosistema para mantener su evolución natural sin ser afectado por la influencia humana, sería entonces descripta por la integridad ecológica (Karr 1999).

Término	Definición	Referencias
calidad ecológica	Existe una buena calidad ecológica cuando los indicadores biológicos de los ecosistemas acuáticos muestran poca diferencia con los de ambientes no disturbados.	European Water Framework Directive 2000
salud del ecosistema	Un arroyo sano es un ecosistema sustentable y resiliente, que mantiene su estructura y función ecológica en el tiempo, mientras cumple con las necesidades y expectativas de la comunidad.  Un ecosistema es sano si es activo y mantiene su organización y autonomía en el tiempo, y si es resiliente al stress.  Habilidad del ecosistema de mantener su función ecológica, biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos.  Habilidad de los ecosistemas acuáticos para brindar beneficios y servicios ecosistémicos, sustentabilidad y equidad, a través de un manejo y gobernanza efectivas.	Meyer 1997  Haskell et al 1992  Hipsey et al 2015  Vollmer et al 2018
integridad biológica	Poblaciones nativas que presentan la variedad y la abundancia históricas, y que interactúan en comunidades bióticas naturales estructuradas.	Angermeier y Karr 1994
integridad ecológica	Habilidad de un ecosistema para continuar su camino natural de evolución, su transición normal en el tiempo, y su recuperación sucesional de las perturbaciones.	Westra et al 2000

**Tabla 6.1.**  
Términos utilizados para definir el status de los ecosistemas en términos ecológicos.

Algunos autores han utilizado salud del ecosistema e integridad ecológica como términos intercambiables, porque ambos describen una condición actual, o una visión a corto plazo, de cómo está compuesto y de cómo funciona el ecosistema. Sin embargo, el término salud del ecosistema se referiría más a una situación que requiere la aplicación de medidas correctivas para satisfacer una demanda social. En ese sentido, es un término adecuado para llamar la atención sobre la problemática ecológica y convencer a las agencias y al público en general de actuar en consecuencia. En cambio, el término integridad se emplearía para referirse a ecosistemas prístinos o poco alterados. Así, algunos sitios podrían no tener integridad en un sentido evolutivo, pero ser considerados “sanos” (Rocha et al 2020).

En todo caso, el concepto de calidad ecológica o sus variantes está en construcción, y en ellos se están incor-

porando no sólo aspectos relacionados con la estructura biótica, sino también con la valoración de los procesos funcionales de ecosistemas fluviales y la calidad de los servicios que éstos proveen.

## ÍNDICES PARA MEDIR LA CALIDAD ECOLÓGICA

Se han propuesto distintos tipos de índices para valorar la calidad ecológica, considerando los diferentes parámetros que caracterizan a los ecosistemas fluviales (Tabla 6.2). A los índices tradicionales, en los últimos años se han sumado índices definidos por múltiples parámetros o que consideran la dimensión social. Incluso existen índices provenientes del campo de la paleolimnología que

Índices	Valoración	Ejemplos	Referencias
Físico-químicos	Parámetros físico-químicos	ICAP (Índice de Calidad de Aguas Pampeanas) WQI (Water Quality Index)	Basílico et al 2015 Vugteveen et al 2006
Hidrológicos	Caudales ambientales Régimen hidrológico Conectividad fluvial Caudal actual vs histórico	IHA (Índice de Alteración Hidrológica) ICF (Índice de Conectividad Fluvial) Magnitud, frecuencia, variabilidad, etc.	ACA 2006a ACA 2006a ACA 2006a Sengupta et al 2018
Morfológicos	Canal principal  Zona ribereña	IHF (Índice de Hábitat Fluvial) RHS (River Habitat Survey) USHI (Urban Stream Habitat Index) QBR (Índice de Calidad de Bosque Ribereño)  IVF (Índice de Vegetación Fluvial) ICR (Índice de Calidad de Riberas) ICRP (Índice de Calidad de Riberas Pampeanas)	ACA 2006a Environment Agency England Cochero et al 2016 Munné et al 2003  ACA 2006a Feijoó et al 2012 Basílico et al 2015
Biológicos	Sensibilidad de la comunidad (bioindicadores)	Fitoplancton: Qr (Phytoplankton Assemblage Index) Diatomeas: IPS (Índice de sensibilidad a la polución) IDP (Índice de Diatomeas Pampeanas) Macrófitas: Índice de Macrófitas (IM) RMI (River Macrophyte Index) Invertebrados: Riqueza de familias BMWP RIVPACS IBPAMP (Biotic Index for Pampean Rivers) EPT Peces: IBI (Index of Biotic Integrity) Riqueza de especies	Frau et al 2019 ACA 2006b Gómez y Licursi 2001 ACA 2006b Kuhar et al 2011 ACA 2006b Logan 2001 Logan 2001 Rodrigues Capítulo et al 2001 Barbour et al 1996 Karr et al 1986 Vugteveen et al 2006
	Umbrales	TITAN SiZER	King y Baker 2010 Clements et al 2010
	Redes tróficas	Conectividad, longitud de la cadena, etc.	Jackson et al 2016
	Marcadores moleculares (ARN y ADN)	Diversidad, características de la red trófica	Jackson et al 2016

Índices	Valoración	Ejemplos	Referencias
Funcionales		Espirales de nutrientes Descomposición Metabolismo (productividad y respiración) Isótopos estables FCI (Functional Capacity Index)	Grimm et al 2005 Jackson et al 2016 Giling et al 2013 Bunn et al 1999 Bercowitz et al 2014
Multipara- métricos	Diversos parámetros	Threat indices	Fore et al 2014
Socio-ecológicos		FHI (Freshwater Health Index)	Vollmer et al 2018

**Tabla 6.2.**

Tipos de índices usados para medir la calidad ecológica.

permiten caracterizar el status ecológico de los cuerpos de agua en el pasado (ver Caja 6.1). Los índices pueden utilizarse no sólo para describir la calidad de un sitio, sino también para evaluar el resultado de acciones de manejo y restauración en arroyos y ríos impactados.

Los primeros índices que se propusieron incluyeron diversos indicadores físico-químicos de calidad del agua, como el pH o la demanda biológica de oxígeno, y fueron desarrollados con el objetivo de evaluar la contaminación química (Tabla 6.2). Sin embargo, mostraron ser limitados para caracterizar ambientes que sufrían otro tipo de stress, como la reducción del caudal debida a la extracción de agua para irrigación. En los sistemas fluviales se considera que la variable clave es el caudal, por lo que también se desarrollaron una serie de índices para monitorear cambios en la magnitud y régimen natural de caudal, y en la conectividad fluvial. En zonas áridas, donde puede haber una extracción excesiva de agua para uso humano, también se suele controlar la desviación de los caudales observados de los caudales ambientales y de mantenimiento estimados (ver tabla 5.3; ACA 2006a).

Por otra parte, los índices morfológicos se han elaborado para evaluar los cambios en la estructura del canal fluvial, la alteración de los hábitats y la calidad de las riberas. Algunos de ellos valoran también el estado de la vegetación acuática y ribereña.

Los índices biológicos se han desarrollado porque, a diferencia de los índices físico-químicos, ofrecen no sólo una “foto” del estado actual del arroyo o río, sino también la historia de impactos relativamente recientes que ha sufrido el ecosistema, y que han alterado la diversidad fluvial y la estructura de las redes tróficas acuáticas (Domínguez et al 2020). La primera aproximación fue el uso de los orga-

nismos acuáticos como bioindicadores; es decir, utilizar la sensibilidad de los organismos al impacto ambiental para cuantificar la calidad ecológica fluvial. La diferencia entre la estructura de cierta comunidad en un sitio respecto a la que se observa en otro sistema similar pero prístino, permite cuantificar cuanto se “aparta” el sitio de estudio de las condiciones “ideales”. Se han desarrollado índices usando diversas comunidades acuáticas e indicadores ecológicos (como riqueza, biodiversidad e índices de calidad biótica) (Tabla 6.2), y se los ha adecuado a los diferentes tipos de ecosistemas acuáticos. La bibliografía sobre el tema es abundante (para la Argentina, se recomienda consultar Domínguez et al 2020), pero generalmente se ha centrado en los invertebrados (ver Caja 6.2).

Dentro de los índices biológicos, otra aproximación es identificar los umbrales ecológicos; es decir, puntos en el gradiente de un estresor ambiental donde las comunidades biológicas (o todo el ecosistema) experimentan un cambio abrupto de sus propiedades (Wagenhoff et al 2017). Lo que se pretende es identificar valores críticos de las variables ambientales (por ejemplo, la concentración de fósforo disuelto o el porcentaje de un determinado uso de suelo en la cuenca), que producen un cambio sustancial en los indicadores biológicos y funcionales de calidad del ecosistema (Dodds et al 2010, King y Baker 2010). Entre estas herramientas se incluyen métodos como TITAN y SiZer, que permiten identificar umbrales ecológicos de cambio de la composición taxonómica de las comunidades de invertebrados (Clements et al 2010, King y Baker 2010).

Recientemente, se han propuesto indicadores que consideran la modificación en las propiedades de las redes tróficas acuáticas (como la longitud de las cadena y la conectividad) en respuesta al impacto ambiental (O’Gorman et al 2012). Esta aproximación sería particularmen-

te útil cuando los impactos de múltiples estresores sólo se manifiestan en las redes tróficas (Jackson et al 2016). Los índices pueden ser calculados a partir de datos de campo o del uso de marcadores moleculares, particularmente los ácidos nucleicos (ADN o ARN). El ADN ambiental es ubicuo en los ecosistemas dado que se origina en la excreción y la pérdida de células de los organismos, y permite monitorear las especies en cualquier sitio de manera no invasiva. La ventaja de los marcadores moleculares es que se puede estimar la biodiversidad y resolver las redes tróficas sin tener un conocimiento previo del ecosistema o de las especies presentes (Jackson et al 2016). Estos nuevos métodos son más holísticos que los tradicionales, pero se encuentran aún en una etapa temprana de desarrollo como herramientas de monitoreo.

Otros índices se centran en los aspectos funcionales del ecosistema fluvial, como son el procesamiento de nutrientes (Grimm et al 2005), la tasa de descomposición de la materia orgánica (Jackson et al 2016), y procesos metabólicos como la productividad y la respiración (Bunn et al 1999, Giling et al 2013). En la revisión realizada por Verdonshot y van der Lee (2020) se puede encontrar un listado de estudios que aplicaron estos índices, discriminados según el grupo biológico implicado. Por otra parte, algunos autores han propuesto también el uso de isótopos estables para rastrear el origen de las fuentes de materia orgánica que utilizan las redes tróficas acuáticas, de manera de caracterizar el ciclo de carbono (Bunn et al 1999). Finalmente, Berkowitz y colaboradores (2014) han elaborado un índice de funcionamiento de los arroyos (FCI) en el que no se miden las variables de interés directamente, sino que se usan variables sustitutas (o *proxies*, en inglés) para investigar la alteración de la función biogeoquímica de arroyos, como el ingreso y procesamiento de nutrientes y la descomposición.

La mayoría de los índices de calidad ecológica han analizado un determinado aspecto de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas fluviales, y no ofrecen una herramienta para la evaluación completa del ecosistema. Por eso, algunos autores han propuesto índices que consideran diversos parámetros a fin de integrar las múltiples dimensiones que caracterizan a los ecosistemas complejos. Por ejemplo, Fore y colaboradores (2014) desarrollaron un conjunto de índices de riesgo para que las agencias ambientales identifiquen tramos de arroyos agrícolas que requieran la implementación de prácticas de conservación. Para ello consideraron varios parámetros que se evalúan simultáneamente como el uso de suelo, fuentes puntuales de contaminación, presencia de canalizaciones, densidad poblacional e infraestructura, entre otros.

El reconocimiento de las cuencas fluviales como sistemas socio-ecológicos (algo que está implícito en la definición de salud del ecosistema) ha abierto la puerta a una nueva

generación de índices que asocian la función ecológica con la provisión de beneficios ecosistémicos. En este sentido, Vollmer y colaboradores (2018) han propuesto una herramienta denominada *Freshwater Health Index* (FHI) que integra la salud del ecosistema con los servicios ecosistémicos que provee y su gobernanza por los actores sociales (gestores y sociedad en general). El FHI usa una variedad de indicadores que pueden ser aplicados a escala de cuenca y en un amplio rango de contextos.

## Y ENTONCES, ¿QUÉ ÍNDICES SE DEBERÍAN APLICAR?

Ante la multitud de opciones para medir la calidad ecológica, el lector puede sentirse un tanto perdido y no saber por dónde comenzar. Lamentablemente, no hay una respuesta única en este sentido, aunque es posible realizar algunas recomendaciones generales. En principio, la selección del método dependerá del conocimiento del ecosistema, de la capacidad técnica y medios del grupo de trabajo que lo aplicará, y de la naturaleza del impacto que recibe el arroyo o río en estudio. El uso de índices físico-químicos es recomendable cuando existen vuelcos puntuales de efluentes, pero no aportan mucha información en un arroyo canalizado pero no contaminado. En este caso, es más recomendable utilizar un índice morfológico o hidrológico. Algunas de las herramientas que mencionamos resultan sumamente atractivas, pero su implementación requiere un conocimiento técnico y equipamiento que no está al alcance de todos (cuidado con el efecto *glamour!*). Es mejor aplicar un método que sea relativamente sencillo y económico (como algunos bioindicadores), que uno complejo que no se maneje adecuadamente y cuyos resultados sean difíciles de interpretar. Pero cualquiera sea la herramienta que se utilice, siempre es necesario conocer sus alcances y sus limitaciones para realizar una evaluación correcta.

Para las agencias ambientales, el establecimiento de redes de monitoreo puede resultar una tarea ardua, especialmente cuando no existe una tradición en el registro ambiental. Sin embargo, la interacción con universidades y grupos de investigación locales, que suelen contar con mucha información al respecto, puede facilitar la implementación de índices de calidad para el monitoreo fluvial (Rocha et al 2020). En ese sentido, el proyecto REM.AQUA en Argentina, que depende del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, ha significado un avance sustancial en la integración del conocimiento científico y la gestión de los recursos acuáticos.

Otro aspecto a resaltar es que siempre resulta conveniente combinar el uso de diferentes tipos de índices (por ejemplo, uno o varios biológicos con uno funcional) para asegurarse una visión más completa del estado del ecosis-

tema (Domínguez y Giorgi 2020, Verdonschot y van der Lee 2020). Como ya hemos mencionado, la presencia de múltiples estresores, que es la condición usual en los sistemas fluviales en la actualidad, puede ser detectable con un tipo de índice pero no con otro. La complejidad inherente de los ecosistemas los vuelve elusivos a los intentos que realizamos los científicos para caracterizarlos, y nos obliga a aproximarnos a ellos por múltiples vías para comprenderlos.

Por último, para evaluar la salud o integridad de un arroyo o río siempre debemos tener un ecosistema de referencia con buena calidad ecológica para realizar la comparación. Muchos biomas han sido fuertemente alterados, y en muchos casos ya casi no existen ecosistemas fluviales prístinos que nos sirvan de guía o nivel de base regional. Como veremos más adelante, determinar el estado de referencia no es una cuestión trivial en un mundo donde las actividades humanas avanzan cada vez más sobre los ecosistemas naturales.

---

#### CAJA 6.1.

### LA PALEOLIMNOLOGÍA COMO HERRAMIENTA DE IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS ECOLÓGICOS Y SUS FORZANTES Y DE DIAGNÓSTICO DE LA EFICACIA DE LA RESTAURACIÓN DE LAGOS

María de los Ángeles González Sagrario

---

Los ecosistemas acuáticos continentales (lagos, lagunas, embalses y ríos) representan sólo el 0,26 por ciento del agua del planeta; sin embargo, son los ecosistemas más alterados de la Tierra. Las modificaciones o alteraciones que experimentaron los sistemas acuáticos han sido provocadas por forzantes naturales, como el cambio climático, y antrópicos e incluyen transformaciones muy diversas que impactan sobre distintos aspectos de su funcionamiento. Así el cambio climático, mediante el incremento de la temperatura y las variaciones en las precipitaciones a nivel local a corto y largo plazo, afecta la evapotranspiración, el régimen térmico de los lagos y su nivel, y el caudal de ríos. Las actividades humanas orientadas a la extracción de agua y las obras hidráulicas y de represamiento han modificado el caudal y régimen natural de inundaciones de los ríos y el nivel de los lagos afectando sus flujos geoquímicos, generando la pérdida de hábitats y servicios ecosistémicos, alterando la captura de carbono e induciendo la emergencia y dispersión de enfermedades (Carpenter et al 2011). A su vez, las actividades asociadas al uso de la tierra como agricultura y urbanizaciones, han alterado el paisaje y el flujo de la materia orgánica, los nutrientes y la energía entre los sistemas acuáticos y el terrestre. El escurrimiento y lixiviado de los suelos cultivados ha contribuido al aumento de la materia

orgánica que reciben los sistemas acuáticos, y a la contaminación difusa por compuestos químicos y nutrientes esenciales como el fósforo y el nitrógeno (Carpenter et al 2011). La eutroficación de un lago es un proceso gradual. Sin embargo (y paradójicamente) consiste en un cambio abrupto del ecosistema conocido como *cambio de régimen*. Esto último implica que el funcionamiento, la estructura y dinámica de un ecosistema y sus mecanismos de autorregulación se reconfiguran, pasando de un estado o régimen particular, por ejemplo mesotrófico, a uno nuevo y distinto que es eutrófico (Carpenter 2003). Debido a la resiliencia y la “memoria ecológica” (representada por el banco de semillas, propágulos y formas de resistencia en el sedimento) que tienen los lagos pueden transcurrir muchos años, desde décadas hasta centurias, para que un cambio de régimen ocurra. Por dicho motivo, el registro sedimentario de los lagos puede servir como un archivo de información para detectar los cambios y alteraciones que ocurrieron a lo largo de distintas escalas temporales (décadas a milenios), y establecer los forzantes naturales y antrópicos involucrados en dichos cambios. Los estudios paleolimnológicos permiten reconstruir la historia ambiental de los ecosistemas acuáticos a partir de distintos indicadores geoquímicos, y de restos fósiles y subfósiles de diversos tipos de organismos (pigmentos fotosintéticos, diatomeas, restos de cladóceros, ostrácodos, insectos, peces, macrófitas, entre otros) presentes en el registro sedimentario. Además, la Paleolimnología permite identificar: a) las condiciones de referencia de los sistemas previo al impacto antrópico u otro forzante, b) el estado de los lagos y humedales previo y luego de aplicar medidas de restauración, c) el efecto de distintos forzantes o cambios ambientales en los lagos y los indicadores ecológicos a considerar en los programas de manejo y restauración, y d) la ocurrencia de cambios de régimen y patrones de respuesta (González Sagrario et al 2020, Larocque-Tobler 2016, Bennion et al 2015).

En nuestro país se han realizado diversos estudios paleolimnológicos que han revelado el efecto del clima como regulador del nivel de la columna de agua y como forzante de la transición de lagunas o lagos someros efímeros durante la Pequeña Edad de Hielo, hacia sistemas permanentes o perennes a partir de ca. 1870/80 (Córdoba et al 2014). En otros casos, se ha demostrado el efecto conjunto de los factores antrópicos, climáticos y hasta de las invasiones biológicas sobre la comunidad fitoplanctónica (Gangi et al 2020, Halac et al 2020). El análisis de pigmentos fósiles en el Embalse Salto Grande reveló que el represamiento del Río Uruguay, el aumento de la temperatura, la disminución de la velocidad del viento sumado a la invasión del bivalvo *Limnoperna fortunei* (que se alimenta preferentemente de algas eucariotas), favorecieron la transición hacia una comunidad fitoplanctónica dominada por las cianobacterias y el aumento de la producción primaria del embalse (Gangi et al 2020). También reveló el detrimento de la calidad del agua a

partir del 2003, evidenciado por el incremento de pigmentos carotenoides de cianobacterias y bacterioclorofila y carotenoides de las bacterias púrpura del azufre; estas últimas, indicadoras de condiciones de deficiencia de oxígeno y baja penetración luminosa (Gangi et al 2020). La Paleolimnología además de inferir los cambios o transiciones en determinados ensambles o condiciones de un lago (por ejemplo, aumento de la temperatura, acidificación, etc.) también puede ser una herramienta para detectar e inferir fenómenos a escala de ecosistema como los cambios de régimen. El incremento de las cianobacterias, principales indicadores de eutrofización, no puede considerarse por sí mismo como indicador del fenómeno ecosistémico que representa un cambio de régimen. Para ello, es necesario realizar un estudio de múltiples indicadores biológicos, químicos y/o físicos representativos de distintos niveles tróficos y recursos basales sobre los cuales se deben explorar diversos indicadores ecológicos de resiliencia (por ejemplo autocorrelación, comportamiento de la varianza, tasa de retorno, entre otros) y de reversión de las transiciones (González Sagrario et al 2020). La aplicación de este enfoque permitió identificar durante los últimos 250 años, dos transiciones correspondientes a cambios de régimen de distinta naturaleza en la Laguna Blanca Chica (Olavarría, Buenos Aires); el primero ca. 1860-1900 de tipo umbral en la respuesta de la variable de estado, cuyo forzante fue climático, y el segundo ca. 1920-1990 consistente con “múltiples estados estables o estados estables alternativos”, cuyo forzante fue antrópico y estuvo asociado al cambio en el uso de la tierra (Tabla C6.1.1) (González Sagrario et al 2020). El primer cambio de régimen estuvo relacionado con el cambio en el régimen hidrológico que se produjo en la región a partir de ca. 1870/80. El incremento del nivel de la columna de agua del sistema (evidenciado por diatomeas y cladóceros) modificó la relación entre los compartimentos litoral y pelágico, pasando el sistema a estar dominado por este último a partir de ca. 1900 (Tabla C6.1.1). En la región de Olavarría, se produjo un cambio abrupto en el uso de la tierra entre los años 1920/30, que pasa de ser un pastizal natural sin intervención humana (o mínima) a presentar entre el 20-40% del paisaje dedicado al cultivo intensivo y pasturas. Este cambio en el uso de la tierra se ve reflejado en el incremento de nutrientes (carbono, nitrógeno y azufre) en la laguna, un metabolismo tendiente a la autotrofia (típica de ambientes eutróficos), y cambios en la composición de los ensambles de productores primarios, zooplancton y zoobentos. Así entre 1920-1950, momento en que se produce el cambio en el paisaje y uso de la tierra, el fitoplancton pasa de presentar una baja producción y una contribución equitativa de distintos grupos algales a presentar una alta producción dominada por las cianobacterias. Durante el período de transición el zooplancton sufre cambios en su composición; las especies de gran talla corporal son reemplazadas por especies de pequeña talla (*Daphnia obtusa* y *Daphnia spinulata* por *Bosmina huaronensis* y rotíferos) y la carga de peces

y la planctivoría aumenta en el sistema (Carrozzo et al 2020, González Sagrario et al 2020). La eutrofización de la laguna fue un proceso gradual que ocurrió a lo largo de varias décadas (1915-1990). Sin embargo, el cambio de régimen se evidenció entre 1950-1990 AD a través del cambio en la composición de distintos ensambles, la ocurrencia de multimodalidad<sup>1</sup> y el aumento de la varianza registrado en los distintos indicadores biológicos y geoquímicos analizados (González Sagrario et al 2020).

La Paleolimnología permite conocer las condiciones y los ensambles de referencia de los lagos, y mostrar la efectividad de las prácticas de restauración en revertir su condición trófica (de eutróficos a mesotróficos u oligotróficos) y la gradualidad de este proceso, que se alcanza en una escala temporal de décadas (Bennion et al 2015). Asimismo, se demostró que mientras que la mayoría de los lagos profundos recuperaron el ensamble de referencia de diatomeas sólo algunos lagos someros alcanzaron la re-oligotrofización, pero presentaron un equilibrio distinto con ensambles diferentes a los de referencia (Bennion et al 2015).

En nuestro país, las medidas o programas de manejo o restauración de los sistemas lacustres son escasos. Sin embargo, existen estudios paleolimnológicos que ofrecen herramientas para conocer las condiciones de base o referencia de nuestros sistemas lacustres y los cambios que sufrieron debido a distintos forzantes. Disponer de esta información permitirá diseñar estrategias de manejo y recuperación, y seleccionar las variables más sensibles para estimar la efectividad de los programas implementados.

---

## CAJA 6.2.

### BIOINDICADORES EN ARROYOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Luciana Rocha y María Andrea Casset

---

La degradación histórica de los ríos ha impulsado, en los últimos 40 años, el desarrollo de una amplia gama de herramientas de monitoreo biológico para estudiar y cuantificar los factores antrópicos de estrés (Hering et al 2004), y respaldar las indicaciones de alerta a fin de restaurar y mejorar la salud ecológica de los ecosistemas fluviales (Geist 2011). La utilización de las comunidades como indicadoras de la zonación del eje fluvial ha sido uno de los temas pioneros en la limnología de los sistemas lóticos (Wetzel 2001). La práctica ha revelado que la

---

<sup>1</sup> Multimodalidad es la existencia de dos o más puntos de equilibrio para un grupo específico de parámetros. Cuando la frecuencia de distribución de una variable presenta dos o más “picos” de frecuencia, se la asocia a múltiples estados estables o una respuesta de tipo umbral de la variable de estado.

Tipo de cambio de régimen	Cambios en la laguna	Indicador	Período de la transición	Multimodalidad	Reversión	EWI
Umbral en la respuesta de la variable de estado  (1860-1900)	Aumento del nivel de la columna de agua.	diatomeas	1850-1920	✓	✓	-
	Cambio en el ensamble de diatomeas (de <i>Cyclotella meneghiniana</i> + diatomeas indicadoras de condiciones claras a <i>Aulacoseira granulata</i> ), reversión a la dominancia de <i>C. meneghiniana</i> .					
	Reemplazo de cladóceros bentónicos litorales por especies planctónicas ( <i>Bosmina huaronensis</i> ).  Las macrófitas y gasterópodos asociados desaparecen del registro.	cladóceros	1880	✓	no	-
Múltiples estados estables  (1920-1990)	Fase de eutroficación (aumento de la carga de nutrientes).	geoquímicos	1960-2000	✓	no	↑DS
	Aumento de la producción primaria.	clorofilas y derivados	1952	✓	no	-
	Dominancia de cianobacterias.	pigmentos carotenoides	1920-1950	✓	no	↑DS
	Dominancia de diatomeas indicadoras de condiciones turbias.	diatomeas	1920-2000	✓	no	↑DS
	Aumento de la riqueza de zooplancton y reemplazo de especies de <i>Daphnia</i> por <i>Bosmina</i> y rotíferos. Aumento de la planctivoría.	rotíferos	1920-1990	✓	no	↑DS

**Tabla C6.1.1.**

Cambios de régimen que tuvieron lugar en la Laguna Blanca Chica durante los últimos 250 años inferidos a partir del estudio de múltiples indicadores geoquímicos, biológicos y ecológicos que incluyen: multimodalidad, reversión de las transiciones, e indicadores de alarma temprana (EWI = *early warning indicators*). Entre los EWI se consideró desvío estándar (DS) y autocorrelación (estimado pero no detectado en la serie temporal). ↑: tendencia ascendente, -: tendencia no detectada (modificado de González Sagrario et al 2020 y de Carozzo et al 2020).

comunidad de invertebrados es una de las más útiles, ya que incluye grupos con requerimientos ecológicos y ciclos de vida muy variados que reflejan lo que ha ocurrido sobre largos períodos de tiempo. Además, su estructura es el resultado de los factores ambientales que generan gradientes en una amplia gama de perturbaciones (Davies y Jackson 2006).

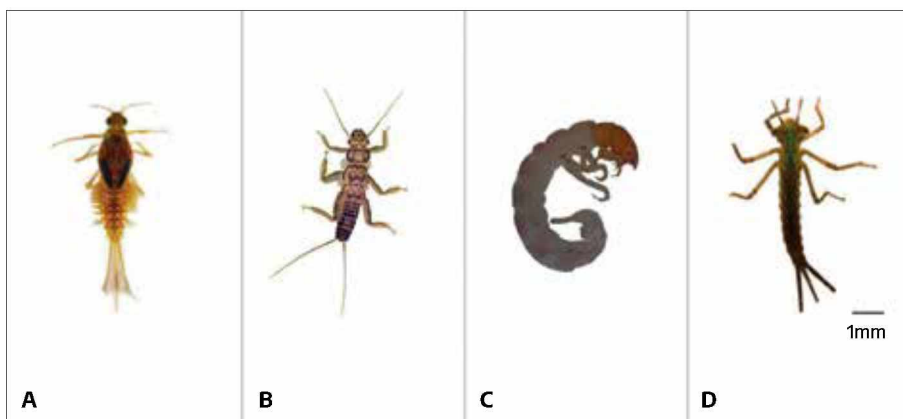
En los primeros estudios de calidad biótica del agua se utilizaron índices de diversidad de las comunidades acuáticas como métricas de evaluación puntual (por ejemplo, los índices de Margalef, Shannon-Wiener y Simpson), que actualmente se han extendido al análisis a diferentes escalas (diversidad  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ). Estos índices se han aplicado para evaluar casos de deforestación, contaminación orgánica y minera (Prat et al 2009), así como en estudios de conservación (Epele et al 2019). Pavé y Marchese (2005) señalaron que estos índices aplicados a la comunidad de invertebrados resultaron sensibles en altos niveles de contaminación, pero que no fueron sensibles a niveles de contaminación industrial intermedia. Sin embargo, su uso se va restringiendo debido a que no consideran el tipo de organismos, ni su tolerancia y capacidad de adaptación a cambios en el ambiente.

El uso de los índices de calidad biótica es de gran utilidad como herramienta para caracterizar el estado de cada tramo de un río mediante el registro de presencia/ausencia de los diferentes taxa. Los índices bióticos con invertebrados, metodológicamente, son una de las mejores alternativas para detectar modificaciones del sistema fluvial y/o contaminación de origen puntual o difuso. Es por esto que muchos países adoptan protocolos con invertebrados en los programas de gestión de los recursos hídricos (Dickens y Graham 1998).

También la riqueza específica, o la riqueza de taxa EPT (que expresa el número de taxa de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) (Fig. C6.2.1), o la relación sensibles/tolerantes, son métricas que respon-

den bien a perturbaciones puntuales, pero cuando éstas son difusas los cambios pueden no apreciarse (Prat et al 2009). Varios autores han propuesto utilizar especies de Odonata como indicadores de la condición ecológica de los sistemas acuáticos debido a sus respuestas a las modificaciones de la vegetación ribereña (Monteiro-Júnior et al 2015) y a sus restricciones para la termorregulación (Sformo y Doak 2006). Sin embargo, el conocimiento científico sobre la ecología de algunas especies es limitado, lo que dificulta asignarles valores de sensibilidad basados en el conocimiento documentado. En sus inicios, la asignación de los valores de tolerancia para los organismos en los sistemas de bioindicación se realizó en base al conocimiento empírico de los investigadores y a la información existente de la taxonomía y biogeografía de los diferentes grupos de organismos (Gerritsen et al 2017).

Existen muchos índices, casi todos basados en criterios similares, que pueden reflejar algunos mejor que otros las características particulares de la fauna de los sistemas fluviales de cada país. Los índices bióticos con invertebrados fueron desarrollados en Europa (Hellowell 1978) y Estados Unidos (Hilsenhoff 1977). El índice BMWP (Hellowell 1978), ajustado y modificado por Alba-Tercedor y Jiménez Millán (1985), es uno de los más utilizados a nivel mundial por su facilidad de uso y cálculo sencillo por parte de personal técnico entrenado, y ha sido adaptado a la fauna local en diferentes países (Ghetti 1986, Chessman 1995, Dickens y Graham 2002, entre otros) y regiones de Argentina (Domínguez et al 2020). Dado que el puntaje de este índice se ve afectado por el número de familias incluidas en la muestra, pero no por las abundancias dentro de dichas familias, la interpretación puede estar sesgada ya que una muestra con muchos taxa de baja puntuación podría tener el mismo puntaje que una muestra con pocos taxa de elevada calificación (Everall et al 2017). Para corregir esta dificultad, Armitage y colaboradores (1983) introdujeron el puntaje promedio por taxón (ASPT), donde el BMWP se divide por la riqueza de familias puntuables.



**Figura C6.2.1.**

Estadios inmaduros de los insectos que conforman la métrica EPT. A) Ephemeroptera; B) Plecoptera (no registrado en la región pampeana); y C) Trichoptera. Se incluye el Orden Odonata (D), presente en los arroyos pampeanos y también utilizado como indicador (fotos: A, C y D: Pamela Banegas; B: Eduardo Domínguez).

La mayoría de los índices de invertebrados se han desarrollado para permitir que la composición de la comunidad se analice sobre una base semicuantitativa donde el esfuerzo de muestreo (tiempo) está estandarizado (Clements y Newman 2002). Además, poseen una resolución taxonómica que varía desde mediciones a nivel de familia, con amplitud en el valor de indicación de la calidad del agua (Walley y Hawkes 1997), hasta métricas a nivel de especie/género que pueden proporcionar información sobre factores estresantes específicos (Resh 2008). Por otro lado, es más simple calcular un índice biótico que un índice de diversidad o abundancia, donde al menos hay que identificar especies y contar individuos en las muestras (Tabla C.6.2.1).

En Sudamérica, dentro de las dificultades para la utilización de índices bióticos, se puede mencionar la identificación a nivel de especie debido a los escasos conocimientos taxonómicos y la presencia de estadios inmaduros no identificables o de especímenes que están incompletos. Estas dificultades han obstaculizado la utilidad de los invertebrados en la evaluación ambiental, especialmente en las regiones que carecen de claves y expertos fiables a nivel de especies (Jiang et al 2017). Por otra parte, algunos autores (Hughes y Peck 2008, Chen et al 2014) proponen que para desarrollar bioindicadores confiables, es necesario separar los efectos de la variabilidad natural de la perturbación antropogénica en la estructura del ensamblaje. En general, los índices se pensaron para ahorrar tiempo y gastos y que fueran útiles para el manejo, aunque implicaran un juicio de valor previo por parte de un experto que conoce el sistema.

Según Momo (2016), los índices son cada vez más utilizados en investigaciones de cuerpos de agua con algún tipo de perturbación o con interés de conserva-

ción, ya que constituyen una herramienta de monitoreo biológico que se puede usar para evaluar el efecto de un cambio al comparar a la comunidad biológica antes y después del mismo, o verificar rutinariamente el cumplimiento con estándares reconocidos nacional e internacionalmente (Everall et al 2017). En Europa, el biomonitoreo con invertebrados forma parte de la supervisión del cumplimiento dentro de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (WFD). Esta Directiva exige que los Estados miembros garanticen que todas las masas de agua dulce tengan un “buen estado ecológico o un buen potencial ecológico” para 2027 (WFD 2000/60/EC). En América Latina, la falta de políticas comunes en el campo del monitoreo es un problema para el mantenimiento de la integridad ecológica de las aguas continentales (Fernández 2015). Para superar este problema, recientemente se creó una red de investigadores con la finalidad de desarrollar un sistema nacional de monitoreo (Red de Evaluación y Monitoreo de Sistemas Acuáticos o REM.AQUA). Los objetivos de REM.AQUA son organizar la información existente, establecer condiciones de referencia en los diferentes ecosistemas y definir grupos biológicos y métricas para ecorregiones (Gómez 2020).

A partir de una revisión que realizamos sobre la utilización de indicadores de salud del ecosistema para evaluar los impactos antrópicos en los sistemas fluviales de Argentina (Rocha et al 2020), analizamos artículos realizados en la región Pampeana. Encontramos que la mayoría de éstos (35%) aplicaron índices bióticos con invertebrados para determinar el impacto del uso del suelo (principalmente urbanización, agricultura, pastoreo e industrias). El 26% de los estudios evaluó la calidad ecológica, y otro 26% consideró el impacto de la contaminación acuática (orgánica e inorgánica). Otros estresores como la degra-

Herramientas	Ventajas	Desventajas
Herramienta basada en la sensibilidad del organismo (índice biótico)	Considera exclusivamente la presencia de taxa. No requiere taxonomía específica.	Sería más sensible en gradientes que son muy marcados. No responde a todos los tipos de contaminación.
Herramienta basada en la abundancia del organismo (Método de Brylinski, Método Huisman-Olff-Fresco, Método del Valor Indicador)	No depende de una puntuación de sensibilidad de los organismos. Sería más sensible en gradientes que no son muy marcados. Responde a diferentes tipos de perturbaciones.	Requiere contar los organismos. Requiere especies con rangos de sensibilidad estrechos.

**Tabla C6.2.1.**  
Herramientas para el monitoreo de calidad en sistemas fluviales.

dación del hábitat físico, derrames de petróleo, y el turismo y la recreación fueron examinados en el 13% de las publicaciones. Más del 41% de los estudios utilizaron índices locales (como el IMRP e IBPamp), seguidos de relaciones de sensibilidad/tolerancia (19%), riqueza y diversidad (17%) e índices internacionales (17%). Los índices de abundancia estuvieron pocos representados (6%). También, observamos que el 95% de los artículos incluían algún tipo de validación con parámetros adicionales. Además, los autores informaron que el índice fue útil para evaluar el impacto del estrés en el 71% de los artículos. Asimismo, es interesante resaltar que para que los índices muestren su potencial indicador es necesario cotejar su variación entre arroyos poco impactados y arroyos contaminados.

Por otra parte, en un estudio a escala regional en la provincia de Buenos Aires (Casset 2013), observamos que la riqueza permitía diferenciar arroyos poco perturbados de las regiones hidrológicas de la provincia, mientras que los índices bióticos no. Esto indicaría que estos últimos índices no son sensibles para discriminar regiones y, por lo tanto, podrían aplicarse indistintamente en toda la provincia, mientras que la riqueza estaría mostrando sensibilidad a los cambios a escala regional.

Más allá del buen funcionamiento de los índices, hay que tener en cuenta que son más útiles cuanto mejor conocemos su respuesta a lo que queremos evaluar; por lo tanto, son buenas herramientas para determinar hacia dónde va el sistema y qué efectividad tienen las medidas de recuperación o qué severidad tienen los efectos de una perturbación. Además, son herramientas de diagnóstico y monitoreo, ya que responden de la misma manera ante situaciones similares (Momo 2016). También, como señala este autor, es importante considerar cuál es su escala de funcionamiento, si existe un punto de referencia, si tienen igual sensibilidad en todo el rango que cubren, con qué fin se los va a usar, y qué indica realmente el índice seleccionado (perturbaciones, funciones, procesos), entre otros.

## REFERENCIAS

ACA (Agència Catalana de l'Aigua). 2006a. Protocol HIDRI. Protocol d'avaluació de la qualitat HIDromorfològica dels RIus. ACA, Barcelona.

ACA (Agència Catalana de l'Aigua). 2006b. Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius. ACA, Barcelona.

Alba-Tercedor, J., y F. Jiménez Millan. 1985. Biología y ecología de insectos indicadores de la calidad de las aguas corrientes. Estudio de aguas del Río Guadalfeo y su Cuenca. Universidad de Granada, Granada.

Angermeier, P.L., y J.R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *Bioscience* 44: 690-697.

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

Barbour, M.T., J. Gerritsen, G.E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J.S. White y M.L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 185-211.

Basílico, G., L. de Cabo 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. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 17: 119-134.

Bennion, H., G. Simpson y B. Goldsmith. 2015. Assessing degradation and recovery pathways in lakes impacted by eutrophication using the sediment record. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3: 94.

Berkowitz, J.F., E.A. Summers, C.V. Noble, J.R. White y R.D. DeLaune. 2014. Investigation of biogeochemical functional proxies in headwater streams across a range of channel and catchment alterations. *Environmental Management* 53: 534-548.

Bunn, S.E., P.M. Davies y T.D. Mosisch. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41: 333-345.

Carpenter, S.R. 2003. Regime shifts in lake ecosystems: pattern and variation. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Carpenter, S.R., E.H. Stanley y M.J. Vander Zanden. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36: 75-99.

Carrozzo, D., S. Musazzi, A. Lami, F.E. Córdoba y M.d.l.Á. González Sagrario. 2020. Changes in planktivory and herbivory regimes in a shallow South American lake (Lake Blanca Chica, Argentina) over the last 250 years. *Water* 12: 597.

Casset, M.A. 2013. Aplicación y optimización de índices de Estado Ecológico en arroyos de la provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.

Chen, K., R.M. Hughes, S. Xu, J. Zhang, D. Cai y B. Wang. 2014. Evaluating performance of macroinvertebrate-based adjusted and unadjusted multi-metric indices (MMI) using multiseason and multi-year samples. *Ecological Indicators* 36: 142-151.

Chessman, B.C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology* 20: 122-129.

- Clements, W.H., y M.C. Newman. 2002. *Community Ecotoxicology*. Wiley and Sons, Chichester.
- Clements, W.H., N.K.M. Vieira y D.L. Sonderegger. 2010. Use of ecological threshold to assess recovery in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 1017-1023.
- Cochoero, J., A. Cortelezzi, A.S. Tarda y N. Gómez. 2016. An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecological Indicators* 71: 134-144.
- Córdoba, F.E., L. Guerra, C. Cuña Rodríguez, F. Sylvestre y E.L. Piovano. 2014. Una visión paleolimnológica de la variabilidad hidrolimnológica reciente en el centro de Argentina: desde la Pequeña Edad de Hielo al siglo XXI. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis* 21: 139-163.
- Davies, S.P., y S.K. Jackson. 2006. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16: 1251-1266.
- Dickens, C.W., y P.M. Graham. 1998. Biomonitoring for effective management of wastewaters discharges and the health of the river environment. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 199-217.
- Dickens, C.W., y P.M. Graham. 2002. The South African Scoring System (SASS) version 5 rapid bioassessment method for rivers. *African Journal of Aquatic Science* 27: 1-10.
- Dodds, W.K., W.H. Clements, K. Gido, R.H. Hildebrand y R.S. King. 2010. Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 988-997.
- Domínguez, E., y A. Giorgi. 2020. Los indicadores biológicos como herramientas de gestión de la calidad del agua. En: E. Domínguez, A. Giorgi y N. Gómez (comp.), *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina*, Eudeba, Buenos Aires.
- Domínguez, E., A. Giorgi y N. Gómez (comps.). 2020. La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina. Eudeba, Buenos Aires.
- Epele, L.B., C. Brand y M.L. Miserendino. 2019. Ecological drivers of alpha and beta diversity of freshwater invertebrates in arid and semiarid Patagonia (Argentina). *Science of the Total Environment* 678: 62-73.
- Everall, N.C., M.F. Johnson, P. Wood, A. Farmer, R.L. Wilby y N. Measham. 2017. Comparability of macroinvertebrate biomonitoring indices of river health derived from semiquantitative and quantitative methodologies. *Ecological Indicators* 78: 437-448.
- Feijóo, C., P. Gantes, A. Giorgi, J.J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología Acuática* 27: 105-120.
- 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: 66-70.
- Fore, J.D., S.P. Sowa, D.L. Galat, G.M. Annis, D.D. Diamond y C. Rewa. 2014. Riverine threat indices to assess watershed condition and identify primary management capacity of agriculture natural resource management agencies. *Environmental Management* 53: 567-582.
- Frau, D., J. Medrano, C. Calvi y A. Giorgi. 2019. Water quality assessment of a neotropical pampean lowland stream using a phytoplankton functional trait approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 681.
- Gangi, D., M.S. Plastani, C. Laprida, A. Lami, N. Dubois, F. Bordet, C. Gogorza, D. Frau y P. de Tezanos Pinto. 2020. Recent cyanobacteria abundance in a large sub-tropical reservoir inferred from analysis of sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 63: 195-209.
- Geist, J. 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* 11: 1507-1516.
- Gerritsen, J., R.W. Bouchard Jr., L. Zheng, E.W. Leppo y C.O. Yoder. 2017. Calibration of the biological condition gradient in Minnesota streams: a quantitative expert-based decision system. *Freshwater Science* 36: 427-451.
- Ghetti, P.F. 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione. Trento, Provincia Autonoma di Trento.
- Giling, D.P., M.E. Grace, R. Mac Nally y R.M. Thompson. 2013. The influence of native replanting on stream ecosystem metabolism in a degraded landscape: can a little vegetation go a long way? *Freshwater Biology* 58: 2601-2613.
- Gómez, N. 2020. Presentación. En: E. Domínguez, A. Giorgi y N. Gómez (comp.), *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de La Argentina*, Eudeba, Buenos Aires.
- Gómez, N., y M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- González Sagrario, M.d.l.Á., S. Musazzi, F.E. Córdoba, M. Mendiolar y A. Lami. 2020. Inferring the occurrence of regime shifts in a shallow lake during the last 250 years based on multiple indicators. *Ecological Indicators* 117: 106536.
- Grimm, N.B., R.W. Sheibley, C.L. Crenshaw, C.N. Dahm, W.J. Roach y L.H. Zeglin. 2005. N retention and transformation in urban streams. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 626-642.
- Halac, S., L. Mengo, L. Guerra, A. Lami, S. Musazzi, J.L. Loizeau, D. Ariztegui y E.L. Piovano. 2020. Paleolimnological reconstruction

- tion of the centennial eutrophication processes in a sub-tropical South American reservoir. *Journal of South American Earth Sciences* 103: 102707.
- Haskell, B.D., B.G. Norton y R. Costanza. 1992. What is ecosystem health and why should we worry about it? En: R. Costanza, B.G. Norton y B.D. Haskell (Eds.), *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*, Island Press, Washington, DC.
- Hellawell, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers. Water Research Center, Stevenage.
- Hering, D., O. Moog, L. Sandin y P.F.M. Verdonshot. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- Hilsenhoff, W.L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin 132, Wisconsin Department of Natural Resource.
- Hipsey, M.R., D.P. Hamilton, P.C. Hanson, C.C. Carey, J.Z. Colletti, J.S. Read, B.W. Ibelings, F.J. Valesini y J.D. Brookes. 2015. Predicting the resilience and recovery of aquatic systems: A framework for model evolution within environmental observatories. *Water Resources Research* 51: 7023-7043.
- Hughs, R.M., y D.V. Peck. 2008. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics and reality. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 837-59.
- Jackson, M.C., O.E.L. Weyl, F. Altermatt, I. Durancek, N. Friberg, A.J. Dumbrell, J.J. Piggott, S.D. Tiegs, K. Tockner, C.B. Krug, P.W. Leadley y G. Woodward. 2016. Recommendations for the Next Generation of Global Freshwater Biological Monitoring Tools. *Advances in Ecological Research* 55: 609-636.
- Jiang, X., Z. Song, J. Xiong, H. Proctor y Z. Xie. 2017. Different surrogacy approaches for stream macroinvertebrates in discriminating human disturbances in Central China. *Ecological Indicators* 75: 182-191.
- Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant y I.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. Champaign, Illinois, Illinois Natural History Survey Special Publication.
- King, R.S., y M.E. Baker. 2010. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 998-1008.
- Kuhar, U., M. Germ, A. Gaberscik y G. Urbanic. 2011. Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. *Limnologia* 41: 235-243.
- Larocque-Tobler, I. 2016. Using Paleolimnology for lake restoration and management. *Frontiers in Ecology and Evolution* 4: 103.
- Logan, P. 2001. Ecological quality assessment of rivers and integrated catchment management in England and Wales. *Journal of Limnology* 60: 25-32.
- Meyer, J.L. 1997. Stream health: incorporating the human dimension to advance stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 439-447.
- Momo, F.R. 2016. Indicadores para todos los gustos: ¿Cuánto, cuándo y para qué son útiles? En: A. Volpedo, L. de Cabo, S. Arreghini y A. Fernández Cirelli (eds.), *Ecología y Manejo de Ecosistemas Pampeanos, VIII EMEAP*, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Monteiro-Júnior, C.S., L. Juen y N. Hamada. 2015. Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators* 48: 303-11.
- Munné, A., N. Prat, C. Solà, N.O. Bonada y M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- O'Gorman, E., J.E. Fitch y T.P. Crowe. 2012. Multiple anthropogenic stressors and the structural properties of food webs. *Ecology* 93: 441-448.
- Pavé, P., y M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral* 15: 183-197.
- Prat, N., B. Ríos, R. Acosta y M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: E. Domínguez y H.R. Fernández (eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*, Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- Resh, V.H. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment* 138: 131-138.
- Rocha, L., C. Hegoburu, A. Torremorell, C. Feijoó, E. Navarro y H. Fernández. 2020. Use of ecosystem health indicators for assessing anthropogenic impacts on freshwaters in Argentina: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 192: 611.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra y C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 109-119.
- Sengupta, A., S.K. Adams, B.P. Bledsoe, E.D. Stein, K.S. McCune y R.D. Mazar. 2018. Tools for managing hydrologic alteration on a regional scale: Estimating changes in flow characteristics at ungaged sites. *Freshwater Biology* 63: 769-785.

- Sfôrmo, T., y P. Doak. 2006. Thermal ecology of Interior Alaska dragonflies (Odonata: Anisoptera). *Functional Ecology* 20: 114-123.
- Verdonschot, P.F.M., y G.H. van der Lee. 2020. Perspectives on functional assessment in multi-stressed stream ecosystems. *Freshwater Science* 39: 605-620.
- Vollmer, D., K. Shaad, N.J. Souter, T. Farrell, D. Dudgeon, C.A. Sullivan, I. Fauconnier, G.M. MacDonald, M.P. McCartney, A.G. Power, A. McNally, S.J. Andelman, T. Capon, N. Devineni, C. Apirumanekul, C.N. Ng, M.R. Shaw, R.Y. Wang, C. Lai, Z. Wang y H.M. Regan. 2018. Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The Freshwater Health Index. *Science of the Total Environment* 627: 304-313.
- Vugteveen, P., R.S.E.W. Leuven, M.J. Huijbregts y H.J.R. Lendres. 2006. Redefinition and elaboration of river ecosystem health: perspective for river management. *Hydrobiologia* 565: 289-308.
- Wagenhoff, A., A. Liess, A. Pastor, J.E. Clapcott, E.O. Goodwin y R.G. Young. 2017. Thresholds in ecosystem structural and functional responses to agricultural stressors can inform limit setting in streams. *Freshwater Science* 36: 178-194.
- Walley, W.J., y 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: 201-210.
- Wells, P.G. 2005. Assessing Marine Ecosystem Health - Concepts and Indicators, with Reference to the Bay of Fundy and Gulf of Maine, Northwest Atlantic. En: S.E. Jørgensen, R. Costanza, F.L. Xu (eds.), *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*, CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Westra, L., P. Mioller, J.R. Karr, W.E. Rees y R.E. Ulanowicz. 2000. Ecological integrity: integrating environmental conservation and health. En: D. Pimentel, L. Westra y R.F. Noss (eds.), *Ecological Integrity and the Aims of the Global Integrity Project*, Island Press, Washington, D.C.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology, Lake and River Ecosystems*. Academic Press, Londres.

# CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS FLUVIALES

Claudia Feijoó, Sergi Sabater  
y Miguel Cañedo-Argüelles

*No se trata de conservar la naturaleza como un museo, ni siquiera conservar un sistema en un estado definitivo, sino de conservar un mecanismo natural que puede manifestarse a través de un dinamismo propio.*

Ramón Margalef (1977)

En capítulos anteriores, hemos analizado los múltiples impactos que ocasionan las actividades humanas sobre los sistemas fluviales, y el acelerado ritmo de extinción de las especies de ambientes acuáticos en comparación con otros ambientes. Esto hace imperativo el diseño de estrategias para la conservación de arroyos y ríos que aún no hayan sufrido impactos excesivos y que muestren un bajo deterioro de su integridad ecológica y, de ser posible, la recuperación de aquellos que muestran signos claros de degradación pero que poseen un elevado potencial ecológico. Sin embargo, como veremos, la preservación de este tipo de ecosistemas no es una tarea sencilla.

Históricamente, la conservación de los ecosistemas se ha enfocado en definir estrategias para lograr la preservación de la biodiversidad de especies y de ecosistemas, en un conjunto de áreas protegidas bajo alguna fórmula legal. El objetivo de las reservas debe ser lograr la representatividad de la especie o ecosistema de interés, pero también (y especialmente) su persistencia a largo plazo (Margules y Pressey 2000), lo que supone el mantenimiento o restauración de las condiciones ambientales y funciones ecológicas que permitan el autosostenimiento de la comunidad biológica. Generalmente las áreas protegidas son concebidas como islas, tienen dimensiones pequeñas o medianas y no han sido diseñadas para proteger la biodiversidad acuática. Esto representa un problema en los sistemas fluviales, en los que la conectividad a lo largo y ancho de la red hidrológica determina en gran medida la biodiversidad existente y hace poco efectiva la conservación de tramos aislados (Nel et al 2011, Tonkin et al 2018). Incorporar la

dispersión y la conectividad en los planes de conservación de la biodiversidad es una tarea muy compleja, y por eso se ha dicho que la conservación de los ríos y arroyos es la pesadilla de los conservacionistas (Ladle 1991). Un adecuado diseño de áreas para la protección de sistemas fluviales debe considerar la conectividad entre zonas aguas arriba y aguas abajo, y al sistema terrestre asociado, lo que conlleva considerar el uso del suelo y la tipología de los ecosistemas de la cuenca (Linke et al 2011). En este contexto, es importante la inclusión de las cabeceras, porque al estar estrechamente vinculadas a los sistemas terrestres adyacentes, proveen un mosaico de hábitats locales que albergan especies únicas y contribuyen enormemente a la diversidad regional (Finn et al 2011). El cauce, la vegetación ribereña y la zona de influencia aluvial son elementos claves para asegurar el transporte de materia, energía y organismos, y por ende deben ser conservados (Finn y Monroe 2013, Grill et al 2019).

## ESTRATEGIAS PARA LA CONSERVACIÓN

Ante estas dificultades, se han propuesto diversas estrategias de conservación. La más común es preservar sitios de alta diversidad o que albergan especies raras (Gilles y Malmqvist 2001). Es la aproximación más obvia, y la mayoría de las áreas protegidas de Argentina han sido definidas de esta manera. Históricamente se han usado criterios cualitativos para seleccionar las áreas, pero en los últimos años se han comenzado a aplicar métodos cuantitativos.

Por ejemplo, Arzamendia y Giraudo (2012) han establecido zonas prioritarias para la conservación de especies de ofidios en la cuenca del Plata considerando la superposición geográfica de las distintas especies, y han resaltado la importancia de la conservación de las áreas ribereñas para la protección de estos organismos. Sin embargo, la conservación de sitios de alta diversidad puede llevar a sobreproteger algunas especies y a dejar a otras poco protegidas, sin mantener el principio de representatividad (esto es, establecer una cobertura de protección suficiente que garantice la persistencia de las poblaciones y/o especies que queremos conservar) (Margules y Pressey 2000). Por otra parte, no todas las especies tienen el mismo valor de conservación, bien por su grado de amenaza, o por el papel que juegan en el sostenimiento del ecosistema (Sabater et al 2013). Entre ellas, podemos mencionar:

a) Especies ingenieras: son especies que estructuran el ambiente, diversificando los hábitats disponibles y modulando la oferta de recursos para las otras especies (Fig. 7.1). En biomas forestados, el bosque de ribera asume rol de ingeniero del cauce fluvial, y facilita la estructura del hábitat.

b) Especies clave: son aquellas que por su tamaño o por sus actividades tienen un efecto desproporcionado sobre el resto de la comunidad biológica. Aquí se incluyen los depredadores, que modulan la estructura de las redes tróficas a través de efectos *top-down*. En los sistemas fluviales, especies de peces, anfibios y mamíferos que usan -en todo o en parte- la red trófica fluvial, pueden ser consideradas como especies claves; en su ausencia, algunos insectos pueden actuar como especies clave del funcionamiento fluvial.

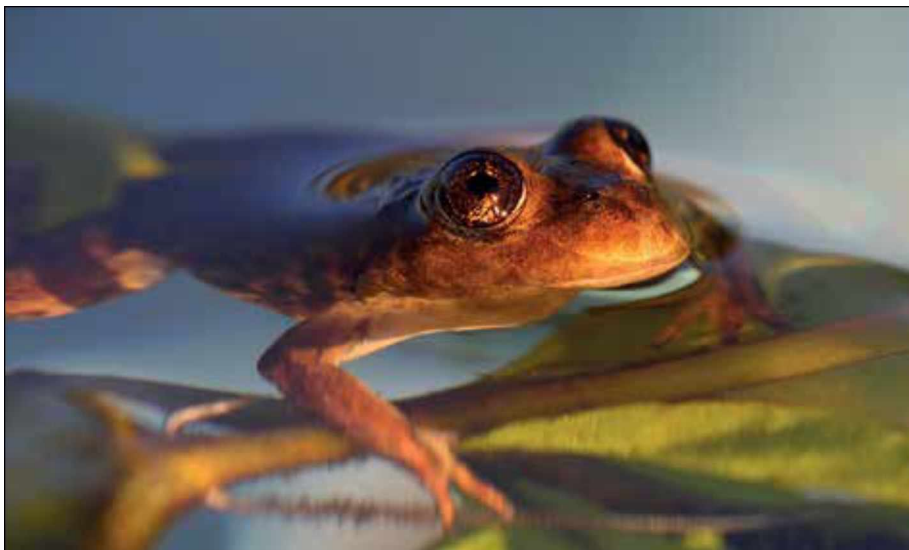
c) Especies centinela: son muy sensibles a los cambios ambientales, y permiten detectar de forma temprana impactos antrópicos que pueden resultar problemáticos para la protección del ecosistema en cuestión. Por esta razón, las especies sensibles a la contaminación son incluidas rutinariamente en programas de biomonitorio.

d) Especies paraguas: son especies que ocupan mucho espacio y, por ende, su protección brinda protección a otras especies. También se incluyen especies que no ocupan gran espacio, pero que atraen la atención pública (las denominadas *especies insignia*), cuya preservación conlleva la protección del hábitat que las alberga. En Argentina, el Parque Nacional Iguazú fue creado para la conservación del yagareté, mientras que la ballena franca actual ha sido declarada Monumento Natural y sus áreas de parición se encuentran bajo protección estricta. Asimismo, en ecosistemas fluviales de Europa se consideran especies paraguas a la nutria y al salmón. En algunos casos, el gran atractivo de las especies insignia ha impulsado su reintroducción en ambientes donde llevan décadas extinguidas. Dentro del ambicioso Programa Rewilding para la reintroducción de grandes mamíferos en los Esteros del Iberá, recientemente se ha realizado la pre-suelta de un ejemplar de la nutria gigante. Esta especie es un “super-depredador” que se encuentra extinguido en Argentina desde mediados del siglo XX por alteraciones de su hábitat y la caza furtiva para el uso de su piel. Otro ejemplo de reintroducción exitosa ha sido el de la ranita de Valcheta (Kacoliris et al 2019; Fig. 7.2).



**Fig. 7.1.**

Hábitats generados por macrófitas sumergidas de diferente arquitectura en un arroyo pampeano. En arroyos de sedimentos finos y escasa variabilidad hidráulica, las macrófitas cumplen un rol estructurante del ambiente para las demás especies al ofrecer alimento, sitios de ovoposición, protección a la velocidad de corriente y refugio a la depredación (foto: Eugènia Martí).



**Fig. 7.2.**

La ranita de Valcheta (*Pleurodema somuncurense*) es endémica del arroyo del mismo nombre en la Patagonia. Ejemplares de esta especie, que se hallaba en peligro de extinción debido al deterioro de su hábitat, fueron criados en laboratorio por investigadores de la Universidad Nacional de la Plata y reintroducidos en el arroyo. Al cabo de dos años ya se han registrado los primeros eventos reproductivos, lo que confirma el restablecimiento de la población (foto: CONICET).

En cuanto a la extensión de las áreas de conservación, la estrategia a seguir deriva de un equilibrio entre la urgencia de preservar especies y ecosistemas y los usos y servicios que éstos proveen (Hermoso et al 2018, Lanzas et al 2019). Una estrategia maximalista sería la conservación de toda el área de la cuenca que se encuentre por encima de un determinado sitio de la red fluvial, que se revela como clave. Esto puede ser dificultoso (e incluso no necesario) dado que las redes fluviales suelen ocupar áreas muy extensas, por lo que este criterio suele aplicarse a pequeñas cuencas de cabecera (Gilles y Malmqvist 2001). Otra estrategia consiste en proteger grandes ríos, incluyendo sus afluentes y áreas de surgencia. Estos ríos pueden ser seleccionados por su elevada diversidad o porque tienen una tipología de especial interés que hace necesaria su conservación. De esta manera, siguiendo la misma concepción que para los Parques Nacionales, se pueden crear Ríos Nacionales. Esta aproximación ha sido aplicada en Suecia que ya cuenta con varias cuencas preservadas bajo esta figura (Gilles y Malmqvist 2001). En Estados Unidos, la National Wild and Scenic Rivers Act establece la protección de ríos con valores naturales, culturales y recreacionales excepcionales, a fin de sostener su flujo inalterado y proteger y mejorar su atractivo. Aunque el Acta no brinda la condición de intangibilidad característica de los Parques Nacionales, otorga cierta protección a los tramos fluviales seleccionados. La aplicación del concepto de Ríos Nacionales es limitada dado que globalmente quedan muy pocos grandes ríos intactos (Abell et al 2017, Grill et al 2019).

Cuando conservar grandes espacios fluviales es complicado (la más frecuente de las situaciones), otras estrategias pueden resultar eficaces. La estructura jerárquica de las redes fluviales requiere una adecuada estrategia de conservación de la diversidad regional que incluya proteger no sólo los sitios con alta diversidad local (diversidad

α) sino también distintos sitios que mantengan comunidades diferenciadas (es decir, que en su conjunto tengan una elevada diversidad β). Conseguir este objetivo se asocia necesariamente con preservar la variabilidad natural de los sistemas en la región, por lo que sería necesaria la conservación (o restauración, en el caso de que haya deterioro) de las condiciones ambientales en múltiples sitios dentro de cada cuenca (Göthe et al 2014).

Es también relevante la preservación de ambientes fluviales consistentes en los llamados “pequeños atractivos naturales” (*small natural features* o SNFs) existentes en la cuenca. Los SNFs son sitios cuya importancia ecológica es desproporcionada respecto a su tamaño, ya sea porque proveen recursos limitantes a las poblaciones o procesos que operan a gran escala, o porque sostienen una diversidad, abundancia de especies o productividad poco habituales (Hunter et al 2017). La conservación de estos sitios permitiría proteger fenómenos ecológicos relevantes, que de otra manera se ignorarían. Algunos ejemplos de SNFs son los cuerpos de agua temporales, los ambientes acuáticos que actúan como áreas de nidificación para las aves acuáticas, y las zonas ribereñas. Debido a su pequeño tamaño, los SNFs tienen como ventajas que la conservación puede integrarse a otros usos del suelo, que se involucra a pocos propietarios y que las tareas de restauración son sencillas. Por lo tanto, la eficiencia de las medidas de protección es alta respecto al esfuerzo invertido. Pero su pequeño tamaño también los hace más susceptibles a la degradación o destrucción completa, dado que generalmente no están inventariados o carecen de estatus legal. La concientización y registro de la importancia de los SNFs serían el primer paso necesario para su uso como áreas de conservación. En tal sentido, ya hemos comentado el papel clave que juegan las cabeceras fluviales, que deriva de su rol hidrológico y biogeoquímico en el contexto de la cuenca. Mantener las cabeceras

en buen estado es un paso inevitable para conservar los tramos inferiores, a los que alimentan. Asimismo, los tramos permanentes (es decir, que no se secan en ningún momento del año) pueden resultar de vital importancia en redes de arroyos y ríos temporales, tanto por servir de refugio para la diversidad acuática (Hermoso et al 2013), como por su contribución a la recolonización de los cauces temporarios cuando recuperan el flujo de agua (Cañedo-Argüelles et al 2015).

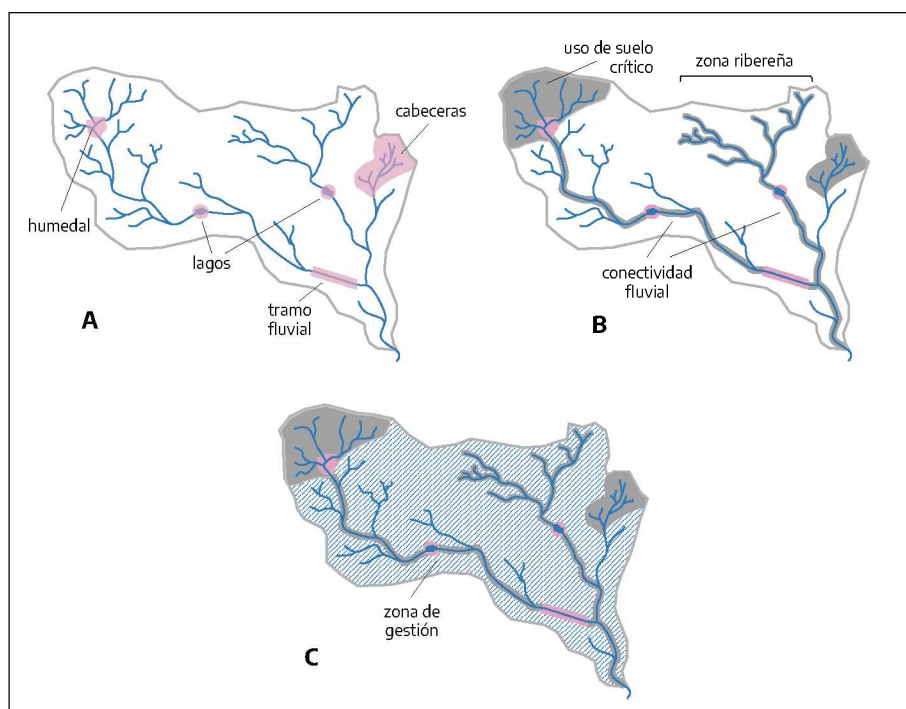
Las consideraciones sobre la configuración de las redes de espacios fluviales protegidos deberían idealmente tener en cuenta su interacción con los ecosistemas terrestres y marinos (Beger et al 2010). Las fronteras entre los ecosistemas terrestres y fluviales son en cierta manera artificiales, ya que podríamos considerar ambos tipos de ecosistemas como un continuo de procesos interconectados a lo largo de gradientes ambientales (Soininen et al 2015). Por ejemplo, la biodiversidad un río puede determinar la composición de las especies terrestres mediante interacciones tróficas en el caso de especies que tienen una fase acuática y otra terrestre (Knight et al 2005). Además, los depredadores acuáticos y terrestres se benefician del flujo de insectos en ambos sentidos (Baxter et al 2005); insectos acuáticos que emergen como adultos y sirven de alimento a arañas, lagartos, murciélagos y pájaros, e insectos terrestres que caen al agua y sirven de alimento a macroinvertebrados, peces y anfibios. También, el ecosistema terrestre ribereño puede llegar a constituir la principal fuente de entrada de materia orgánica en el río en forma de hojarasca y material vegetal (Allan y Castillo 2007). Una estrategia para incorporar ecosistemas terrestres y acuáticos de ma-

nera integrada en los procesos de planificación de espacios protegidos es considerar los servicios ecosistémicos como objeto de conservación (Villarreal-Rosas et al 2020), ya que muchos de los procesos que sostienen estos servicios dependen de ambos ecosistemas de manera simultánea. En cualquier caso parece claro que la planificación conjunta de la conservación de ambos tipos de ecosistemas es la estrategia más eficiente de cara a la protección de la biodiversidad en su conjunto (Leal et al 2020).

Finalmente, la estrategia de conservación puede encontrarse ante la disyuntiva de preservar tramos escasamente impactados que hayan escapado al deterioro generalizado (o “lo mejor de lo que queda”) o restaurar tramos degradados pero de alto potencial ecológico (por ejemplo, por sitios claves desde el punto de vista de la conectividad ecológica). El primero es el caso de las llamadas Reservas Naturales Fluviales (Cañedo-Argüelles et al 2019) que se han creado recientemente en España (ver Caja 7.1).

## CONSERVACIÓN Y ESCALA

Cuando no es posible preservar toda una cuenca, como ocurre en la mayoría de los casos, se pueden diseñar esquemas de conservación mixtos (Linke et al 2011). Abell y colaboradores (2007) han propuesto una estrategia de protección jerárquica, en la que se divide la cuenca en zonas que tendrán diferentes estatus de protección, según las características propias del sitio (Fig. 7.3). Así, se definen tres tipos de áreas:



**Fig. 7.3.** Esquema de conservación jerárquica según las características de cada sitio. A) área acuática local (en rosa), B) área de gestión crítica (en gris), y C) área de gestión de la cuenca (en rayado) (modificado de Abell et al 2007).

a) Área acuática focal: Es un sitio donde hay una especie o comunidad que requiere protección. Pueden ser sitios donde hay un foco de endemismos o biodiversidad, o zonas de desove o cría de organismos, o el hábitat específico de una especie o ensamble de distribución restringida. En estos sitios no se deberían permitir actividades humanas, o al menos deberían ser muy restrictivas.

b) Área de gestión crítica: es un sitio que es necesario gestionar para sostener la funcionalidad del área acuática focal. Las restricciones deben asociarse a la función específica que cumple la zona y no incluir todos los usos. Por ejemplo, la protección de un humedal que resulta esencial para regular el caudal aguas abajo, o de la zona ribereña que actúa como un corredor biológico que une áreas focales.

c) Zona de gestión de cuencas: es toda el área de drenaje ubicada por encima del área de gestión crítica. Requiere un manejo menos restrictivo, aunque deben aplicarse buenas prácticas, como el tratamiento de vuelcos puntuales o la restricción en el uso de plaguicidas y fertilizantes.

Una ventaja de esta aproximación jerárquica es que en general (aunque no necesariamente), las mayores restricciones se aplican a las áreas de menor tamaño. Esto facilita la implementación de las áreas protegidas al reducir los conflictos con los propietarios de las tierras adyacentes al sistema fluvial.

## TIPOS DE ÁREAS FLUVIALES PROTEGIDAS

Actualmente se reconocen diversos tipos de áreas fluviales protegidas (Abell et al 2007, Hermoso et al 2017, Cañedo Argüelles et al 2019). Entre ellas pueden mencionarse:

a) ríos naturales o de patrimonio cultural: son ríos que se decide conservar debido a su integridad ecológica y/o los valores culturales y escénicos que poseen. Son áreas de protección que pueden abarcar ríos completos, aunque generalmente sólo cubren secciones de la red fluvial. Con diferentes particularidades, esta figura ha sido utilizada en Estados Unidos, Canadá y Australia.

b) reservas de agua: se definen como el volumen de agua que es excluido del caudal total para lograr la conservación o restauración de ecosistemas vitales, incluyendo el mantenimiento de la funcionalidad el ciclo de agua y sus servicios ambientales, bajo un clima cambiante. Esta cantidad de agua, que es estimada calculando los requerimientos hídricos de ecosistemas críticos (por ejemplo, marismas), es “reservada” antes de ser destinada a otros usos. También pueden ser establecidas para el uso urbano público o para generar energía para consumo de la población.

c) reservas pesqueras interiores: son ambientes acuáticos que se manejan con el objetivo de mejorar el rinde de los stocks naturales de peces en beneficio de los pescadores. Pueden ser permanentes o estacionales, y también pueden relocalizarse en el tiempo. Las restricciones incluyen la prohibición del uso de ciertas artes de pesca y de la pesca comercial. En general, no se ha prestado atención a la implementación de este tipo de reservas como estrategia de conservación de la biodiversidad, aunque debe considerarse que la protección que ofrecen puede ser limitada, especialmente si aguas arriba la cuenca está muy modificada.

d) zonas ribereñas de amortiguamiento: A diferencia de las áreas de protección que suelen estar en sitios discretos reconocidos, las zonas ribereñas se caracterizan por no ser específicas y por distribuirse indistintamente a lo largo de la red fluvial. Sin embargo, se ha reconocido su importancia porque protegen a los ambientes acuáticos de la contaminación difusa, aportan materia orgánica y materiales a los canales, y mantienen alejadas actividades nocivas para la integridad ecológica de los arroyos.

e) reservas fluviales: Según la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), son espacios fluviales claramente definidos, reconocidos, dedicados y gestionados mediante métodos legales y otros, para lograr la conservación a largo plazo de su biodiversidad, servicios ecosistémicos y valores culturales. En España se han creado reservas con esta figura, pero sin contemplar de manera explícita la biodiversidad y los procesos ecosistémicos. Además, están circunscriptas a sitios de dominio público, sus planes de gestión aún están por definir y su protección legal no es del todo clara (ver Caja 7.1).

## PERSISTENCIA DE LAS ÁREAS FLUVIALES PROTEGIDAS

Como ya se ha mencionado, la conservación de la biodiversidad no puede estar desligado del mantenimiento de los procesos naturales que actúan en la cuenca, e incluso en la región. Este aspecto no ha sido considerado previamente en el diseño de áreas protegidas, pero recientemente se ha comenzado a incorporar la naturaleza dinámica de los sistemas naturales a las estrategias de la conservación de la biodiversidad. Nel y colaboradores (2011) han propuesto cuatro principios para tener en cuenta cuando se planean áreas protegidas:

a) Seleccionar ecosistemas con alta integridad ecológica o, alternativamente, áreas que tengan el mayor potencial para la restauración. De esta manera, es posible capturar una multitud de procesos ecológicos que ocurre a pequeña escala (como competencia, depredación y perturbación-recolonización), como así también procesos físicos

y químicos que modulan la estructura y funcionamiento del ecosistema a escala mayor (Linke et al 2019, Van der Biest et al 2020).

b) Incorporar la conectividad fluvial en las tres dimensiones espaciales: longitudinal (aguas arriba-aguas abajo), lateral (cauce-llanura de inundación) y vertical (agua superficial-agua subterránea) (Linke et al 2019). La persistencia de los ecosistemas acuáticos se sostiene, directa o indirectamente, en la conectividad espacial y la dimensión espacial asociada a la disponibilidad y calidad del agua en el tiempo. Últimamente se han desarrollado algunos métodos que consideran este aspecto. Por ejemplo, diferentes estudios han propuesto modificaciones del modelo marxan para incorporar la conectividad fluvial en el diseño de áreas protegidas en cuencas fluviales (Hermoso et al 2011, 2012, Reis et al 2019).

c) Considerar las áreas que requiere la persistencia de las poblaciones. Es necesario que estén representados todos los hábitats que los organismos necesitan a lo largo de su ciclo de vida, tales como zonas de refugio y de reproducción y sitios de alimentación (Rosenfeld y Hatfield 2006, Hermoso et al 2013).

d) Incorporar procesos naturales adicionales que influyan en el funcionamiento del ecosistema fluvial y que puedan rastrearse y mapearse. Por ejemplo, se pueden incluir zonas de emergencia de aguas subterráneas necesarias para el mantenimiento del régimen natural de caudal, o tramos de freza o rutas de migraciones que sean importantes para la supervivencia de los peces.

Estos principios tendrían que aplicarse durante todo el proceso de planeamiento de las reservas naturales, y no deberían separarse de los criterios esenciales para lograr la representatividad de la biodiversidad.

## **PARTICIPACIÓN COMUNITARIA EN EL DISEÑO DE LA CONSERVACIÓN**

Finalmente, el diseño de áreas fluviales protegidas puede ser un arduo proceso, tanto por lo que respecta a la dinámica compleja de estos ecosistemas y a su estrecha dependencia del ambiente que los rodean, como porque se debe “ganar” la colaboración de los propietarios de las tierras adyacentes, de las organizaciones comunitarias y, en general, de los habitantes de la cuenca. La participación de actores locales y la coproducción de conocimiento por gestores y comunidad son herramientas fundamentales para democratizar el proceso de diseño, creación y mantenimiento de las reservas, alentando la cooperación y el compromiso social (Graziano et al 2021). Pero también, y fundamentalmente, se debe abandonar la perspectiva antropocéntrica de las sociedades

occidentales, y especialmente de las capitalistas, donde los ecosistemas naturales son considerados objetos a ser utilizados por el hombre (Wulf 2016). Es necesario avanzar hacia una concepción ecocéntrica, que considera que la naturaleza tiene un valor intrínseco *per se*, tal como sostienen diversos pueblos originarios (caja 7.2).

La conservación de la biodiversidad debe estar basada en sólidos fundamentos ecológicos, así como en la participación comunitaria y la aplicación de prácticas de manejo adaptativo. Tan solo a partir de esta base será posible preservar la biodiversidad de los arroyos y ríos y los servicios ecosistémicos que ellos prestan.

## **CONCLUSIÓN**

A pesar de su importancia para la biodiversidad y el sustento de las sociedades humanas, actualmente los ecosistemas fluviales no gozan de un nivel de protección adecuado. Sin embargo, disponemos del conocimiento y las herramientas necesarias para revertir esta situación. La planificación de la conservación en base a los requerimientos de la biodiversidad y el funcionamiento ecosistémico (con especial atención a la conectividad dentro de la cuenca fluvial y de ésta con los ecosistemas adyacentes), combinada con procesos de participación pública que legitimen e informen los planes de conservación, debería de ser la estrategia a seguir en el futuro. Sólo mediante esta estrategia conseguiremos una protección eficiente y suficiente, que permita frenar (o al menos atenuar) el acelerado proceso de degradación de los ecosistemas fluviales alrededor del mundo.

---

### **CAJA 7.1.**

#### **PLANIFICACIÓN SISTEMÁTICA DE LA CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS FLUVIALES: EL EJEMPLO DE LAS RESERVAS NATURALES FLUVIALES (RNF) EN ESPAÑA**

---

Los ecosistemas fluviales a menudo carecen de la protección necesaria, y han sido generalmente poco tenidos en cuenta en los planes de conservación (Nel et al 2007). Por ejemplo, en España la Red Natura 2000 (la mayor red de espacios protegidos de Europa) ofrece escasa o nula protección a especies de peces incluidas en la Lista Roja de las Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN; Hermoso et al 2015). En este contexto, las Reservas Naturales Fluviales (RNF) suponen una gran oportunidad para revertir esta situación, ya que se trata de una figura de protección específica para los ecosistemas fluviales. Según el Real Decreto 907/2007, las RNF tienen el objetivo de *preservar aquellos*

ecosistemas acuáticos fluviales que presentan un alto grado de naturalidad, y se corresponden a masas de agua de la categoría río con escasa o nula intervención humana. El decreto también establece que dichas masas se incorporarán al registro de zonas protegidas, y que cualquier actividad humana que pueda suponer una presión significativa sobre las masas de agua definidas como reservas naturales fluviales deberá ser sometida a un análisis específico de presiones e impactos, pudiendo la administración competente conceder la autorización correspondiente en caso de que los efectos negativos no sean significativos ni supongan un riesgo a largo plazo. Siguiendo estos criterios se han declarado hasta el momento 189 RNF en España (Urquiaga y Martín 2017), que abarcan un total de 3.003 km de tramos fluviales y que constituyen un catálogo de los arroyos y ríos con elevado valor estético (Fig. C.7.1.1). Tal y como se ha mencionado anteriormente en este capítulo, la protección de espacios en base a su estado de conservación es una práctica habitual. Sin embargo resulta altamente improbable que sea la práctica más efectiva. En este sentido, la planificación sistemática de la conservación ofrece una alternativa mucho más atractiva.

La planificación sistemática de la conservación es un marco conceptual y metodológico que surge para mejorar la objetividad y efectividad de los planes de conservación (Margules y Pressey 2000). A menudo las redes de áreas protegidas se diseñan siguiendo criterios arbitrarios y poco claros, lo que lleva a una protección insuficiente e ineficaz de la biodiversidad. Las herramientas de planificación sistemática de la conservación, como es el software Marxan, se basan en un algoritmo de complementariedad para alcanzar unos objetivos de conservación (por ejemplo, proteger un determinado porcentaje del rango de distribución de las especies) al menor

coste posible (Ball et al 2009). Para ello, lo primero que se debe hacer es establecer unos objetivos de conservación claros y cuantificables, y asignarles unas metas. Por ejemplo, un objetivo de conservación podría ser proteger una especie en peligro de extinción, y una meta podría ser proteger un 20% de su distribución actual. A continuación, es necesario delimitar las unidades de planificación; es decir, aquellos espacios o subcuencas susceptibles de ser protegidos. Por último, se reúne información acerca de la distribución de los objetos de conservación (aquello que se quiera proteger: especies, hábitats, procesos ecosistémicos, etc.) y se asigna un coste de conservación a cada unidad de planificación. A menudo no se dispone de una estima económica de las unidades de planificación (es decir, cuánto costaría proteger un área determinada), por lo que se utilizan estimas alternativas. Por ejemplo, los usos del suelo pueden ser utilizados para evaluar el coste de proteger las unidades de planificación, asumiendo que será menos costoso proteger un área forestal que un área agrícola donde la protección implicaría llegar a acuerdos con los agricultores e incluso comprar terrenos.

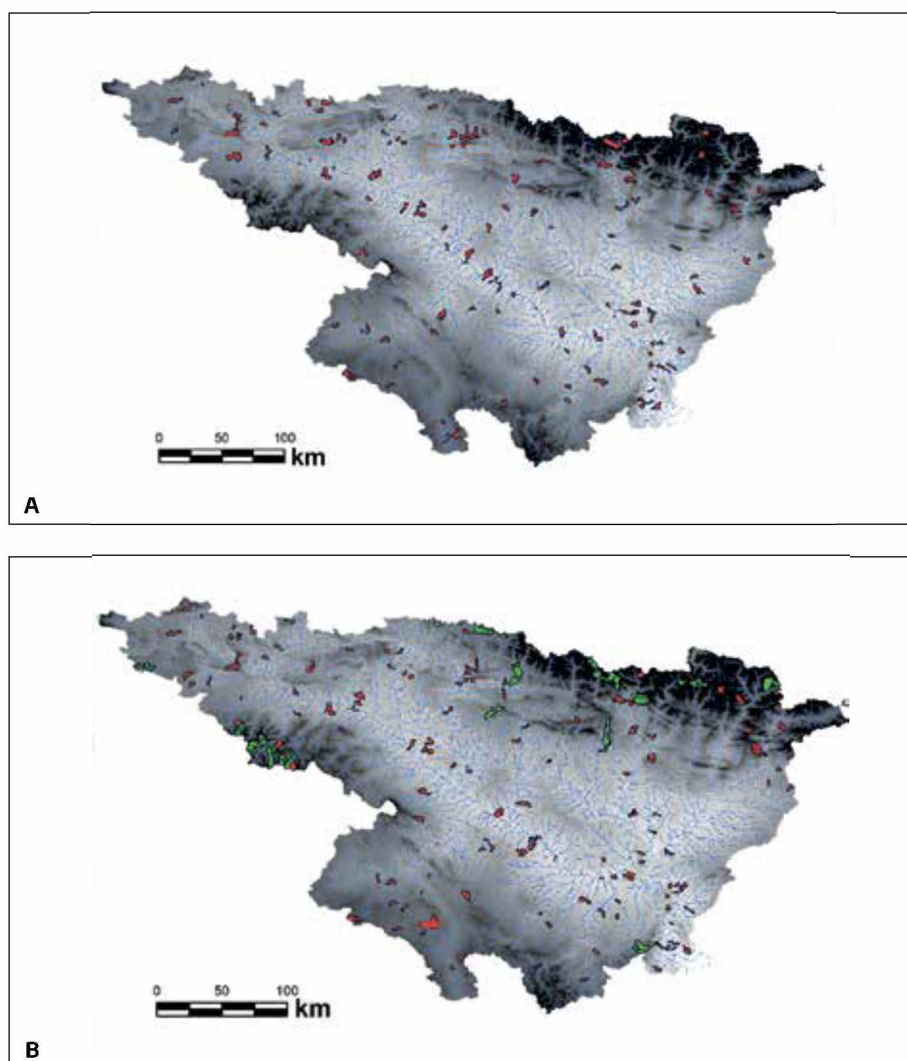
Al analizar la red actual de las RNF desde el punto de vista de la planificación sistemática de la conservación surgen dos preguntas fundamentales: ¿Qué objetivos deberían cumplir las RNF? ¿Están las RNF cumpliendo estos objetivos de manera eficaz? Para responder a estas preguntas surgió el proyecto RESERVIAl, liderado por la Universidad de Barcelona, que aplicó herramientas de planificación sistemática de la conservación para evaluar la eficacia de las RNF en base a objetivos de conservación explícitos, cuantitativos y consensuados (Cañedo-Argüe-



**Figura C7.1.1.** Reserva Natural Fluvial “Nacimiento del Genil”, en Granada, localizada en la demarcación hidrográfica del Guadalquivir (foto: Tony Herrera).

lles et al 2019). La primera tarea del proyecto RESERVIAL fue la de definir los objetivos de conservación de las RNF en base a encuestas y talleres participativos que cubrieron un amplio espectro social. La protección de la biodiversidad acuática emergió de manera prioritaria e inequívoca como objetivo principal de las RNF, al que se sumaron otros como la protección de los procesos hidromorfológicos, de los caudales ecológicos o del bosque de ribera (Cañedo-Argüelles et al 2020). Curiosamente, la biodiversidad no se menciona en la definición actual de RNF que recoge el RD 907/2007. Posteriormente se utilizó una cuenca piloto (la cuenca del Río Ebro, Norte de España) para analizar si la red actual de RNF cumplía de manera eficaz estos objetivos, asignándoles metas poco ambiciosas (una protección del 5% del rango de distribución de los diferentes objetos de conservación). A continuación, se delinearon las unidades de planificación, dividiendo la cuenca del Ebro en 9964 subcuencas con un tamaño medio de 3 km. Este tamaño, que podemos considerar intermedio, resultaba adecuado desde el punto de vista de la gestión ya que las acciones de seguimien-

to y gestión son difíciles de implementar en tramos muy largos, mientras que la elección de tramos muy pequeños requeriría un número muy elevado de tramos a proteger, y sería poco eficiente. Los objetos de conservación fijados fueron las tipologías fluviales (representativas de la diversidad hidromorfológica, que había sido señalada como un objetivo de conservación) y la biodiversidad acuática (algas, macrófitas, macroinvertebrados y peces). Se utilizaron modelos matemáticos para predecir las distribuciones de los objetos de conservación en aquellas unidades de planificación para las que no se disponía de datos, y se asignó un coste a cada unidad de planificación de acuerdo con la presencia de impactos humanos en forma de usos del suelo y existencia de presas. Con toda esta información se ejecutó el programa marxan para identificar áreas prioritarias para la conservación utilizando dos escenarios diferentes: 1) dejando que marxan seleccionara libremente cualquier unidad de planificación; 2) forzando a marxan a seleccionar las unidades de planificación que forman parte de RNF y pidiéndole que seleccionara unidades de planificación complementarias para



**Figura C7.1.2.**

A) red de reservas naturales fluviales (RNF) resultante del escenario 1 (dejando que marxan seleccionara libremente cualquier unidad de planificación). B) red de RNF resultantes del escenario 2 (forzando a marxan a seleccionar las unidades de planificación que forman parte de RNF y pidiéndole que seleccionara unidades de planificación complementarias para alcanzar los objetivos de conservación). En verde se marcan las unidades de planificación que incluyen al menos una de las RNF actualmente declaradas en España. En rojo se marcan las unidades de planificación identificadas por marxan como prioritarias para alcanzar los objetivos de conservación. La red fluvial es de color azul. La elevación del terreno según el modelo de elevación digital se representa en una escala de grises (desde tonos más oscuros para elevaciones altas a tonos más claros para elevaciones bajas).

alcanzar los objetivos de conservación (Fig. C7.1.2). En el escenario 1, marxan no seleccionó ninguna de las RNF actualmente declaradas (Cañedo-Argüelles et al 2019), sugiriendo que la red de RNF no supone la configuración más eficiente de espacios protegidos para alcanzar los objetivos de conservación consensuados a través de la participación pública. De hecho, algunas especies incluidas en la Lista Roja de la UICN como los macroinvertebrados *Gomphus grasilinii* y *Margaritifera auricularia* y los peces *Anguilla anguilla* y *Salaria fluviatilis* se encuentran completamente ausentes de la red actual de RNF. En el segundo escenario, marxan seleccionó 934 kilómetros de río adicionales (Cañedo-Argüelles et al 2019). Es importante señalar que la mayoría de los tramos adicionales seleccionados por marxan estaban ubicados en la cuenca media y baja de la cuenca del Ebro, ya que estos tramos estaban pobremente representados en la red de RNF y albergan una biodiversidad única. La sobrerrepresentación de áreas de montaña en las redes de espacios protegidos es un problema recurrente (Pressey et al 2002), y suele estar asociado a una menor influencia antrópica que da lugar a paisajes con un mayor valor estético y menos costosos de proteger. De hecho, la protección de tramos degradados implicaría una restauración previa.

La experiencia del proyecto RESERVIAl pone de manifiesto que la utilización de herramientas de planificación sistemática de la conservación incrementa la eficiencia de los planes de conservación. Esto es especialmente relevante en el contexto actual, en el que se disponen de escasos recursos para conservación y los ecosistemas están sometidos a una presión antrópica creciente (Nel et al 2009). Además, estas herramientas permiten la incorporación de la participación pública y el establecimiento de objetivos de conservación claros y transparentes. Esto aumenta la legitimidad, la viabilidad y el sostenimiento de los planes de conservación (Knight et al 2008).

---

## CAJA 7.2.

### LOS DERECHOS DE LA NATURALEZA: EN BÚSQUEDA DE LA ARMONÍA ENTRE HUMANIDAD Y NATURALEZA

Adriana Martínez

---

El inicio de la preocupación ambiental a nivel de acuerdos internacionales fue signado por una cosmovisión antropocéntrica basada en la centralidad del ser humano. Siguiendo está impronta, las legislaciones de la mayoría de los países reconocieron el derecho al ambiente como un derecho humano fundamental, desde la visión occidental antropocéntrica, entendiendo que al proteger al ambiente, se protege al hombre mismo, en su vida, salud e integridad personal. Sin embargo, no se han podido evitar las crisis climática y ecológica globales que atraviesa el planeta.

Por tanto, se presenta la necesidad de incorporar la visión de la relación humanidad-naturaleza que, apartándose de la clásica antropocéntrica, adopta un ecocentrismo, que supone una afirmación del valor intrínseco tanto de cada ecosistema como totalidad, como de cada uno de sus constituyentes, y un biocentrismo, que reivindica el valor primordial de la vida como valor en sí mismo. Estas líneas de pensamiento, que provocan y exigen mayores diálogos entre el derecho y otras disciplinas sociales, naturales e intermedias, propician el reconocimiento de derechos a la naturaleza y a todos los seres vivos y sintientes, haciéndolo extensivo a los bosques, humedales, montañas y ríos que albergan todo tipo de seres humanos y no humanos (Martínez y Porcelli 2020a).

En consecuencia, desde la perspectiva jurídica se plantea la idea de considerar a la naturaleza como sujeto de derechos. Y esta nueva perspectiva evidencia la necesidad de establecer un diálogo con la Ecología, lo que conlleva a traducir el lenguaje científico de los ecólogos al normativo de los juristas. La Ecología habla en términos de ecosistemas y de biosfera mientras que el Derecho responde hablando de límites y fronteras con criterios fijos.

## Fundamentos teóricos de esta perspectiva

Diferentes posturas y teorías toman como punto de partida la vida misma, la naturaleza, sus ecosistemas y el valor inherente de toda vida no humana, rescatando su valor intrínseco. Las teorías científicas (la ecología profunda de Leopold y Naess, la trama de la vida de Capra, y la hipótesis Gaia de Lovelock); las teorías éticas, filosóficas y jurídicas (el utilitarismo de Singer, el interés propio de la naturaleza de Stutzin, la ecología del saber de Boaventura de Sousa Santos, el biocentrismo de Gudyas, la ecología feminista de Shiva, el eco-apartheid de Cormac-Cullinan, la democracia de la tierra, la ecología integral de Boff, la jurisprudencia de la tierra de Berry); las teorías intermedias (la ética de la responsabilidad de Jonas, la naturaleza como proyecto de Ost) y la teoría ancestral, convergen, se interrelacionan e interactúan entre sí (Martínez y Porcelli 2017).

## Recepción a nivel nacional: Los ríos como sujetos de derecho

Estas teorías han sido receptadas por sistemas jurídicos nacionales que comenzaron a reconocer a nivel constitucional, legal y jurisprudencial, los denominados derechos de la naturaleza, otorgándole personalidad jurídica a la naturaleza, como así también a diversos ecosistemas y elementos. Existen normativas de distintos países y de contextos socioculturales diversos, que abrevando en distintas teorías han reconocido a los ríos como sujetos de derecho.

### ***A nivel legislativo:***

En Nueva Zelanda, el Whanganui es el río navegable más largo y el tercero más extenso del país, al que los maoríes denominan al río Te Awa Tupua. La Te Awa Tupua Act (Whanganui River Claims Settlement) de 2017, reconoce que el río es un ente vivo y comprende sus afluentes y el conjunto de sus elementos físicos y metafísicos. Deja de ser un objeto y se convierte en un sujeto, reconociendo la profunda conexión espiritual entre el Whanganui y su pueblo ancestral (Martínez y Porcelli 2019a). En Australia, la Ley de Protección del Río Yarra (Wilip-gin Birrarung murrn) de 2017, reconoce jurídicamente al río Yarra como una entidad viva indivisible que merece protección. En la India la integridad del río es una parte aceptada de la cultura. La Asamblea Legislativa del estado de Madhya Pradesh aprobó, el 4 de mayo de 2017, una resolución en la que se declara el río Narmada una entidad viva.

### ***A nivel de proyectos:***

En Argentina, el entonces senador Pino Solanas (dado que el ingresado en 2017 había perdido estado parlamentario) volvió a presentar ante la Cámara de Senadores, en marzo de 2019, un nuevo Proyecto de Ley sobre Derechos de la Naturaleza que actualmente se encuentra en tratamiento.

### ***A nivel jurisprudencial:***

En Ecuador, la Sala Penal de la Corte Provincial de Loja resolvió en 2011, una Acción de Protección, interpuesta a favor de la Naturaleza, particularmente a favor del río Vilcabamba. El Tribunal declaró vulnerado los derechos de la Naturaleza, especialmente el derecho a que se le respete integralmente su existencia y al mantenimiento de sus ciclos vitales, estructura, funciones y procesos evolutivos (Martínez y Porcelli 2020b).

En Colombia, en 2015 algunas comunidades étnicas, que viven en la ribera del río Atrato, interpusieron una acción de amparo con el objeto de detener el uso intensivo y a gran escala de diversos métodos de extracción minera y de explotación forestal ilegales en el río Atrato (Chocó), sus cuencas, ciénagas, humedales y afluentes. La Corte Constitucional de Colombia emitió sentencia favorable, calificando a la Constitución colombiana de 1991 como una “Constitución Ecológica” y desarrolló el concepto de derechos bioculturales, terminología que indica un modo de vida que se desarrolla dentro de una relación holística entre la naturaleza y la cultura.

En la India, en 2017, el Tribunal Superior de Uttarakhand en Naintal decidió que los ríos Ganges y Yamuna son “entidades legales y vivientes que tienen el estatus de una persona legal”.

En Argentina, en julio de 2019, la Corte Suprema de Justicia de la Nación se expidió en el caso “Majul, Julio Jesús c/ Municipalidad de Pueblo General Belgrano y otros s/ acción de amparo ambiental”, y atendiendo a que se trata en el supuesto de la protección de una cuenca hídrica y, en especial de un humedal, afirma que se debe valorar la aplicación del principio precautorio, pero avanzó al considerar que los jueces deben considerar el principio *in dubio pro natura*, y finalmente estableció que en el caso, también se tornaba de aplicación el principio *In Dubio Pro Agua* (Martínez y Porcelli 2020c).

## **Panorama en el concierto internacional**

Ex profeso, se invirtió el orden de análisis empezando por el orden nacional ya que el internacional fue signado por los avances de los ordenamientos nacionales. Sin embargo, debe reconocerse que en el ámbito internacional, el camino hacia el reconocimiento de los derechos de la naturaleza se inició con la Carta Mundial de la Naturaleza de las Naciones Unidas de 1982, la cual estableció que la especie humana es parte de la naturaleza y la vida depende del funcionamiento ininterrumpido de los sistemas naturales; y señaló que toda forma de vida es única y merece ser respetada, cualquiera sea su utilidad para el ser humano (Martínez y Porcelli 2018).

En la Declaración de Río de 1992, el antropocentrismo explícito de los instrumentos empieza a matizarse al introducirse el derecho de los seres humanos a una vida saludable y productiva en armonía con la naturaleza.

Muy variados han sido los esfuerzos desde algunos Estados, organizaciones internacionales y de la sociedad civil para el reconocimiento internacional de los derechos de la naturaleza. Así, el entonces presidente de Bolivia, presentó a la Asamblea General de las Naciones Unidas una propuesta de Declaración Universal de los Derechos de la Madre Tierra que, si bien no prosperó, propició que se aprobara por unanimidad, por Resolución N° 63/278 del 1° de mayo de 2009, que todo 22 de abril sea celebrado como el “Día Internacional de la Madre Tierra”. En la resolución se efectúa una afirmación relevante al reconocer que Madre Tierra es una expresión común que se utiliza para referirse al planeta en diversos países y regiones, y es demostrativa de la interdependencia entre los seres humanos, las demás especies vivas y el planeta.

En mismo año, la Asamblea General de Naciones Unidas aprobó la Resolución N°64/196 (Armonía con la Naturaleza), que expresó su preocupación por el deterioro ambiental y los impactos antrópicos negativos, y recordando la Carta Mundial de la Naturaleza, manifestó su convencimiento que la humanidad puede y debería vivir en armonía con la naturaleza.

El camino se retoma en la Cumbre de Río+20, cuyo documento final estableció principios más solidarios, así como inclusivos con la biodiversidad y los ecosistemas. Advirtió que la Tierra y sus ecosistemas son nuestro hogar y solicitó la adopción de enfoques globales e integrados que conduzcan a vivir en armonía con la naturaleza, adoptando medidas para el restablecimiento del estado e integridad del ecosistema de la Tierra, y reconociendo la diversidad natural y cultural.

A través de la Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible, los Estados miembros han reafirmado que el planeta Tierra y sus ecosistemas son el hogar de la humanidad y que la “Madre Tierra” es una expresión corriente en muchos países y regiones. Ello implica un rescate de los valores fundamentales y principios que guiaron culturas antiguas y pueblos indígenas de todas partes del mundo a la ley ecológica, y atiende a la diversidad cultural.

### **Actual estado de situación**

La visión actual ha sido convenientemente expresada por la Corte Interamericana de Derechos Humanos en su Opinión Consultiva sobre Medio Ambiente y Derechos Humanos del 15 de noviembre de 2017, al resaltar que el derecho al medio ambiente sano como derecho autónomo, a diferencia de otros derechos, protege también los componentes del ambiente, tales como bosques, ríos, mares y otros, como intereses jurídicos en sí mismos. Así el Tribunal trasciende el antropocentrismo, pero no lo deshecha, sino que lo integra. Equilibra la tutela de los derechos humanos ambientales de las generaciones presentes y futuras con los derechos o intereses de los demás seres vivos con los que se comparte el planeta (Martínez y Porcelli 2019b).

La postura de la Corte se reafirma en su jurisprudencia, como claramente se desprende de la reciente sentencia del 6 de febrero de 2020 en el caso “Comunidades indígenas miembros de la asociación Lhaka Honhat (nuestra tierra) vs. Argentina”, que recordando lo ya expresado en la Opinión Consultiva OC 23/17, enfatiza que el derecho a un medio ambiente sano constituye un interés universal, es un derecho fundamental para la existencia de la humanidad, y que como derecho autónomo protege los componentes del ambiente (bosques, mares, ríos y otros) como intereses jurídicos en sí mismos, aun en ausencia de certeza o evidencia sobre el

riesgo a las personas individuales. Afirma que se trata de proteger la naturaleza, no solo por su “utilidad” o “efectos” respecto de los seres humanos, sino por su importancia para los demás organismos vivos con quienes se comparte el planeta, sin obstar a que otros derechos humanos puedan ser vulnerados como consecuencia de daños ambientales.

La jurisprudencia del Tribunal es una vía propicia para robustecer el paradigma ambiental por fuera de toda atadura meramente antropocéntrica, integrándola a la perspectiva biocéntrica. Se avanza así en una lógica armonizadora y garantista que brinde una tutela interrelacionada a todos los elementos (humanos y no humanos) en consideración. Ello permite afirmar que se ha reconocido que, al decir de Eduardo Galeano, los Derechos Humanos y los Derechos de la Naturaleza son dos nombres de la misma dignidad.

### **Hacia las conclusiones en busca de la armonía**

El dilema jurídico respecto a los derechos de la naturaleza no está en resolver a favor o en contra de los derechos de la naturaleza o del derecho ambiental, pues ambos pueden -y deben- convivir. Los enfoques cada vez más eco y biocéntricos demuestran que el derecho ambiental camina paralelamente con la teoría de los derechos de la naturaleza, alejándose de una orientación exclusivamente antropocéntrica, incluyendo en su función tuitiva y protectora a la naturaleza, sus ecosistemas y los demás seres vivos, en la medida que la naturaleza posee un derecho intrínseco, independiente de su valoración humana, a existir, prosperar y evolucionar. Estos enfoques que han permeado en el derecho ambiental clásico, plantean una reorientación de la relación entre el ser humano-naturaleza, que implica aceptar que formamos parte de un sistema natural complejo y debemos descartar el enfoque de naturaleza-objeto prefiriendo el de naturaleza-sujeto, comenzado a transitar ahora hacia su ecologización y así enfrentar de manera eficaz la emergencia ambiental del planeta. El problema de fondo -que subsiste- radica en cómo superar las causas que impiden la efectiva aplicación del derecho ambiental y de los derechos de la naturaleza.

Ante la actual emergencia de la crisis ambiental y climática planetaria, advertida por el Informe Especial sobre el Cambio Climático y la Tierra de 2019 (del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático), en coincidencia con el estudio “Vida Silvestre y Calentamiento Global” de la World Wildlife Fund, el Centro Tyndall para el Cambio Climático de la Universidad de East Anglia (Reino Unido) y la Universidad James Cook (Australia), aún los detractores del reconocimiento de la naturaleza como sujeto de derechos conceden que este reconocimiento es parte de lo que se puede hacer en favor de un fortalecimiento para

la solución jurídica de los problemas actuales. Es decir, el derecho ambiental efectivo es un derecho ecologizado por influencia del reconocimiento de derechos a la naturaleza.

La respuesta jurídica a estas cuestiones se ve substancialmente determinada por las conclusiones emanadas de otros ámbitos científicos, dada la naturaleza interdisciplinaria y globalizadora de los problemas enfrentados, pero no puede percibirse como secundaria por cuanto aborda cuestiones primordiales sobre la orientación de una política, conectada con las ideas básicas de justicia y equidad. La tutela de estas categorías hace necesario el establecimiento de un nuevo sistema de valores y el cambio de las pautas socio-culturales que subyacen en todo el sistema, por lo cual la importante contribución del derecho debe ser motivo de profunda reflexión que, mediante su función ejemplificadora y formadora de conductas, ha de conducir al fortalecimiento de un nuevo perfil, efectuando una revisión de las categorías teóricas.

Tanto doctrinarios de la ciencia del derecho como jueces y legisladores deben considerar que los tiempos de la vida y de la Naturaleza generalmente no coinciden con los de las normas jurídicas, requiriendo la urgente adopción de actitudes jurídicamente innovadoras en pos de la protección de todos los seres humanos y no humanos, de la naturaleza en general, y de los ríos en particular. De este modo y en este momento cobran renovada fuerza las alternativas existentes en diversos rincones del planeta, variedad de nociones y visiones diferentes y complementarias de cómo imaginar y lograr una transformación socio-ecológica vital. Son visiones que incluso nos permiten leer de otra manera la realidad con el fin de comprender mejor el mundo en que vivimos, al tiempo que nos invitan a revisar nuestras tradicionales categorías de análisis.

## REFERENCIAS

- Abell, R., J.D. Allan y B. Lehner. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* 134: 48-63.
- Abell, R., B. Lehner, M. Thieme y S. Linke. 2017. Looking Beyond the Fenceline: Assessing Protection Gaps for the World's Rivers. *Conservation Letters* 10: 384-394.
- Allan, J.D., y M.M. Castillo. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. Springer Science & Business Media, Dordrecht.
- Arzamendia, V., y A.R. Giraud. 2012. A panbiogeographical model to prioritize areas for conservation along large rivers. *Diversity and Conservation* 18: 168-179.
- Ball, I.R., H.P. Possingham y M. Watts. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. En: A. Moilanen, K. Wilson y H. Possingham (eds.), *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*, Oxford University Press, Oxford.
- Baxter, C.V., K.D. Fausch y C. Saunders. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50: 201-220.
- Beger, M., H.S. Grantham, R.L. Pressey, K.A. Wilson, E.L. Peterson, D. Dorfman, P.J. Mumby, R. Lourival, D.R. Brumbaugh y H.P. Possingham. 2010. Conservation planning for connectivity across marine, freshwater, and terrestrial realms. *Biological Conservation* 143: 565-575.
- Cañedo-Argüelles, M., K.S. Boersma, M.T. Bogan, J.D. Olden, I. Phillipsen, T.A. Schriever y D.A. Lytle. 2015. Dispersal strength determines meta-community structure in a dendritic riverine network. *Journal of Biogeography* 42: 778-790.
- Cañedo-Argüelles, M., P. Fortuño, V. Hermoso, N. Prat y N. Bonada. 2020. Protocolo para el diseño de reservas naturales fluviales Planificación sistemática y participación pública. Fundación BBVA, Madrid. <https://www.biophilia-fbbva.es/publicaciones/protocolo-para-el-diseno-de-reservas-naturales-fluviales-planificacion-sistemática-y-participación-pública-2/>
- Cañedo-Argüelles, M., V. Hermoso, T. Herrera-Grao, J. Barquín y N. Bonada. 2019. Freshwater conservation planning informed and validated by public participation: the Ebro catchment (Spain) as a case study. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 1253-1267.
- Finn, D.S., N. Bonada, C. Múrria y J.M. Hughes. 2011. Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. *Journal of the North American Benthological Society* 30: 963-980.
- Finn, D., y J. Monroe. 2013. Ecological connectivity for river conservation. En: A. Elosegí y S. Sabater (eds.), *River conservation*, Fundación BBVA, Bilbao.
- Gilles, P.S., y B. Malmqvist. 2001. The biology of streams and rivers. Oxford University Press, Oxford.
- Göthe, E., N. Friberg, M. Kahlert, J. Temnerud y L. Sandin. 2014. Headwater biodiversity among different levels of stream habitat hierarchy. *Biodiversity and Conservation* 23: 63-80.
- Graziano, M., A. Giorgi y C. Feijóo. 2021. Multiple stressors and human well-being in Pampean streams (Argentina): integrating the ecological and social domains to improve watershed management. *Science of the Total Environment* 765: 142785.
- Grill, G., B. Lehner, M. Thieme, B. Geenen, D. Tickner, F. Antonelli, S. Babu, P. Borrelli, L. Cheng, H. Crochetiere, H. Ehalt Macedo, R. Filgueiras, M. Goichot, J. Higgins, Z. Hogan, B. Lip, M.E. McClain, J. Meng, M. Mulligan, C. Nilsson, J.D. Olden, J.J. Opperman, P. Petry, C. Reidy Liermann, L. Sáenz, S. Salinas-Ro-

- dríguez, P. Schelle, R.J.P. Schmitt, J. Snider, F. Tan, K. Tockner, P.H. Valdujo, A. van Soesbergen y C. Zarfl. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569: 215-221.
- Hermoso, V., L. Cattarino, S. Linke y M.J. Kennard. 2018. Catchment zoning to enhance co-benefits and minimize trade-offs between ecosystem services and freshwater biodiversity conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28: 1004-1014.
- Hermoso, V., A.F. Filipe, P. Segurado y P. Beja. 2015. Effectiveness of a large reserve network in protecting freshwater biodiversity: a test for the Iberian Peninsula. *Freshwater Biology* 60: 698-710.
- Hermoso, V., M.J. Kennard y S. Linke. 2012. Integrating multi-directional connectivity requirements in systematic conservation planning for freshwater systems. *Diversity and Distributions* 18: 448-458.
- Hermoso, V., S. Linke, J. Prenda y H.P. Possingham. 2011. Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology* 56: 57-70.
- Hermoso, V., M. Thieme, R. Abell, S. Linke y E. Turak. 2017. Defining and enhancing freshwater protected areas. En: C.M. Finlayson, J. Pittock y A.H. Arthington (eds.), *Freshwater ecosystems in protected areas conservation and management*, Francis & Taylor, Oxford.
- Hermoso, V., D.P. Ward y M.J. Kennard. 2013. Prioritizing refugia for freshwater biodiversity conservation in highly seasonal ecosystems. *Diversity and Distribution* 19: 1031-1042.
- Hunter, M.L., V. Acuña, D.M. Bauer, K.P. Bell, A.J.K. Calhoun, M.R. Felipe-Lucia, J.A. Fitzsimons, E. González, M. Kinnison, D. Lindenmayer, C.J. Lundquist, R.A. Medellín, E.J. Nelson y P. Poschlod. 2017. Conserving small natural features with large ecological roles: a synthetic overview. *Biological Conservation* 211: 88-95.
- Kacolíris, F.P., M.A. Velasco, M.L. Arellano, T. Martínez Aguirre, R. Calvo, O. Zarini, M. Rochi, A. Oliva, M. Lozano y J.D. Williams. 2019. Ranita de Valcheta: que hemos aprendido luego de 7 años? *Revista del Museo de La Plata* 4: 48R.
- Knight, A.T., R.M. Cowling, M. Rouget, A. Balmford, A.T. Lombard y B.M. Campbell. 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology* 22: 610-617.
- Knight, T.M., M.W. McCoy, J.M. Chase, K.A. McCoy y R.D. Holt. 2005. Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437: 880-883.
- Ladle, M. 1991. Running waters: a conservationist's nightmare. En: I.F. Spellberg, F.B. Goldsmith y M.G. Morris (eds.), *The scientific management of temperate communities for conservation*, Blackwell, Oxford.
- Lanzas, M., V. Hermoso, S. de Miguel, G. Bota y L. Brotons. 2019. Designing a network of green infrastructure to enhance the conservation value of protected areas and maintain ecosystem services. *Science of the Total Environment* 651: 541-550.
- Leal, C.G., G.D. Lennox, S.F.B. Ferraz, J. Ferreira, T.A. Gardner, J.R. Thomson, E. Berenguer, A.C. Lees, R.M. Hughes, R. Mac Nally, L.E.O.C. Aragão, J.G. de Brito, L. Castello, R.D. Garrett, N. Hamada, L. Juen, R.P. Leitão, J. Louzada, T.F. Morello, N.G. Moura, J.L. Nessimian, J.M.B. Olivera-Junior, V.H.F. Oliveira, V.C. de Oliveira, L. Parry, P.S. Pompeu, R.R.C. Solar, J. Zuanon y J. Barlow. 2020. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science* 370: 117-121.
- Linke, S., V. Hermoso y S. Januchowski-Hartley. 2019. Toward process-based conservation prioritizations for freshwater ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 1149-1160.
- Linke, S., E. Turak y J. Nel. 2011. Freshwater conservation planning: the case for systematic approaches. *Freshwater Biology* 56: 6-20.
- Margalef, R. 1977. Consideraciones a propósito del parque y reserva de Doñana. En: A. Duque (ed.), *El mito de Doñana*, Servicio de Publicaciones del Ministerio de Educación, Madrid.
- Margules, C.R., y R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2017. Una nueva visión del mundo: la ecología profunda y su incipiente recepción en el derecho nacional e internacional (primera parte). *Lex* 20: 395-440.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2018. Una nueva visión del mundo: la ecología profunda y su incipiente recepción en el derecho nacional e internacional (segunda parte). *Lex*: 21: 311-348.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2019a. Una nueva visión del mundo: la ecología profunda y su incipiente recepción en el derecho nacional e internacional (tercera parte) Corpus Iuris Nacional. *Lex*: 24: 199-237.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2019b. La protección del medio ambiente como derecho humano bajo las consideraciones de la Corte Interamericana de Derechos Humanos. *Posición* 1: 1-21.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2020a. La subjetividad jurídica de los animales según la jurisprudencia argentina. *Revista Especializada en Investigación Jurídica* 4: 145-165.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2020b. Una nueva visión del mundo: la ecología profunda y su incipiente recepción en el derecho nacional e internacional (cuarta parte). *Jurisprudencia Nacional. Lex* 25: 171-208.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2020c. La revalorización de la naturaleza: la integración de la justicia ecológica en el derecho y en la justicia ambiental argentina. *Actualidad Jurídica Ambiental*: 106: 1-34.

- Nel, J.L., B. Reyers, D.J. Roux, N.D. Impson y R.M. Cowling. 2011. Designing a conservation area network that support the representation and persistence of freshwater diversity. *Freshwater Biology* 56: 106-124.
- Nel, J.L., D.J. Roux, R. Abell, P.J. Ashton, R.M. Cowling, J.V. Higgins, M. Thieme y J.H. Viers. 2009. Progress and challenges in freshwater conservation planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 474-485.
- Nel, J.L., D.J. Roux, G. Maree, C.J. Kleynhans, J. Moolman, B. Reyers, M. Rouget y R.M. Cowling. 2007. Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. *Diversity and Distributions* 13: 341-352.
- Pressey, R.L., G.L. Whish, T.W. Barrett y M.E. Watts. 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation* 106: 57-69.
- Reis, V., V. Hermoso, S.K. Hamilton, S.E. Bunn y S. Linke. 2019. Conservation planning for river-wetland mosaics: A flexible spatial approach to integrate floodplain and upstream catchment connectivity. *Biological conservation* 236: 356-365.
- Rosenfeld, J.S., y T. Hatfield. 2006. Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 683-698.
- Sabater, S., A. Elosegí y D. Dudgeon. 2013. River conservation: Going against the flow to meet global challenges. En: A. Elosegí, y S. Sabater (eds.), *River conservation*, Fundación BBVA, Bilbao.
- Soininen, J., P.I.A. Bartels, J. Heino, M. Luoto y H. Hillebrand. 2015. Toward more integrated ecosystem research in aquatic and terrestrial environments. *BioScience* 65: 174-182.
- Tonkin, J.D., F. Altermatt, D.S. Finn, J. Heino, J.D. Olden, S.U. Pauls y D.A. Lytle. 2018. The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. *Freshwater Biology* 63: 141-163.
- Urquiaga, R., y S. Martín. 2017. Reservas naturales fluviales en las demarcaciones hidrográficas intracomunitarias e intercomunitarias. Situación actual y propuestas para el 2017. Madrid, España.
- Van der Biest, K., P. Meire, T. Schellekens, B. D'hondt, D. Bonte, T. Vanagt y T. Ysebaert. 2020. Aligning biodiversity conservation and ecosystem services in spatial planning: Focus on ecosystem processes. *Science of the Total Environment* 712: 136350.
- Villarreal-Rosas, J., L.J. Sonter, R.K. Runtig, S. López-Cubillos, M.C. Dade, H.P. Possingham y J.R. Rhodes. 2020. Advancing Systematic Conservation Planning for Ecosystem Services. *Trends in Ecology & Evolution* 35: 1129-1139.
- Wulf, A. 2016. La invención de la naturaleza: el nuevo mundo de Alexander von Humboldt. Taurus, Madrid.

# MANEJO SUSTENTABLE DE ARROYOS Y RÍOS

Claudia Feijó

*El lago de Cartagena de Indias estaba vivo y feliz cuando los técnicos vinieron a salvarlo. Entonces se puso en práctica el Plan de Rehabilitación y Dignificación. Los arroyos que nutrían al lago se convirtieron en caños de cemento que conducen mierda y basura y ahora el lago está moribundo.*

Eduardo Galcano (*Úselo y tírelo*)

Desde tiempos antiguos, la humanidad ha implementado prácticas de manejo a fin de aprovechar de manera más eficiente los servicios ecosistémicos que proveen los ríos. Sin embargo, el manejo centrado en el utilitarismo ha impuesto un fuerte impacto sobre los ecosistemas fluviales, en algunos casos incluso agravando su degradación. En las últimas décadas, se han comenzado a proponer otros paradigmas de manejo que no sólo consideran los beneficios sociales ligados a la economía sino también aquellos asociados a los servicios ambientales. Así es como nace el concepto de *manejo sustentable*, que busca el mantenimiento de la estabilidad y resiliencia del ecosistema al mismo tiempo que se obtienen diversos beneficios. En ese sentido, se han definido las *Buenas Prácticas de Manejo* (Best Management Practices o BMP en inglés) como un catálogo de actividades, prohibición de prácticas, procedimientos de mantenimiento y otras prácticas de manejo para prevenir o reducir la contaminación de las aguas. También incluyen requisitos para el tratamiento, procedimientos operativos y prácticas para controlar vertidos, derrames o fugas, la disposición de residuos líquidos o sólidos, y el drenaje de materiales almacenados (EPA 1985).

El concepto de manejo tiene límites difusos con el de restauración. Pero mientras el de manejo sustentable se aplica más a prácticas que buscan compatibilizar la conservación de la diversidad y funcionamiento fluvial con las actividades productivas en la cuenca, la restauración se dirige más a intervenciones para “reconstruir”, en algún grado, el ecosistema original. Sin embargo, en ambos caso las prácticas e intervencio-

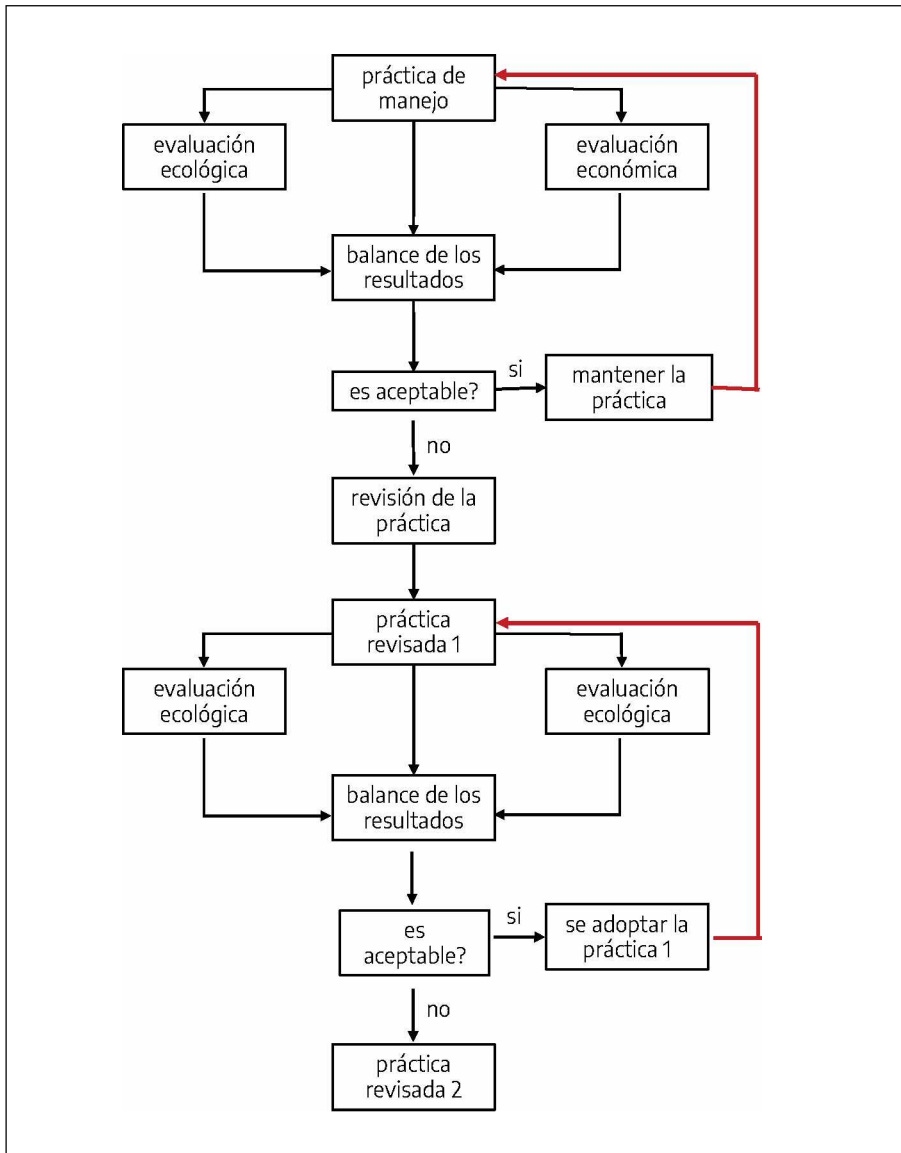
nes deben tener por objetivo aumentar la resiliencia del ecosistema. En ese sentido, se han propuesto tres estrategias para fortalecer la resiliencia (Gunderson 2000, Pelletier et al 2020):

- a) Aumentar la capacidad del ecosistema para amortiguar los impactos, incorporando pequeñas perturbaciones (por ejemplo, aumentando la variabilidad del caudal) y estructuras redundantes.
- b) Manejar el sistema a múltiples escalas, y a través de diversas organizaciones e instituciones con diferentes objetivos de manejo, incluyendo a todos los grupos sociales implicados.
- c) Promover los procesos de recuperación del ecosistema luego de las perturbaciones.

La gran incertidumbre asociada al manejo de los ecosistemas acuáticos hace necesario aplicar un enfoque adaptativo, adecuando las prácticas a medida que se obtienen resultados y se gana información (Fig. 8.1).

## MANEJO DE ARROYOS AGRÍCOLAS

El tipo de prácticas recomendables para sistemas fluviales en los que predominan las actividades agrícolas y ganaderas dependerá de los objetivos del manejo y de la escala espacial de aplicación. Como ya se ha mencionado, lo más recomendable es utilizar diversas estrategias de manera conjunta para lograr un mayor éxito en la intervención.



**Figura 8.1.** Aplicación del manejo adaptativo a los ecosistemas. Cada paso requiere la evaluación de la salud del ecosistema y de los beneficios económicos que se obtienen con el manejo. Si el resultado es aceptable en ambos aspectos, la práctica de manejo se mantiene. Si no es así, es necesario revisar la práctica y reiniciar el ciclo (indicado por las líneas rojas) tantas veces como sea necesario hasta lograr un balance adecuado entre los objetivos ambientales y económicos (modificado de MacLeod y McIvor 2008).

## Ordenamiento territorial

Consiste en regular el uso del suelo dentro de una cuenca o territorio. Por ejemplo, en Australia el CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization) recomienda limitar las actividades agrícolas intensivas a menos del 30% del área total, rodeando estas zonas con vegetación natural, y destinar como mínimo un 10% de la superficie a áreas de conservación (MacLeod y McIvor 2008). En este sentido, se ha observado que la reducción de la cobertura agrícola y su reemplazo por pasturas naturales o humedales puede atenuar significativamente la carga de nutrientes que llega a los arroyos (Schilling y Spooner 2006, Matzukazi et al 2019). Pero debe tenerse en cuenta que este tipo de manejo, al ser aplicado a una escala espacial amplia, requiere del acuerdo entre las distintas partes implicadas y de una planificación a largo plazo.

## Prácticas agrícolas

Sutton (1997) ha propuesto una serie de prácticas agrícolas que ayudan a reducir el ingreso de sedimentos, fertilizantes y pesticidas en las aguas superficiales. Entre ellas se incluyen la labranza conservativa<sup>1</sup> y la rotación de cultivos, que disminuye los requerimientos de fertilizantes y pesticidas. Asimismo, en la aplicación de fertilizantes deberían considerarse los niveles de nutrientes presentes en el suelo para impedir las pérdidas por escorrentía. En Estados Unidos, el Departamento de Agricultura da una serie de recomendaciones para la fertilización fosforada en los distintos estados según los niveles de fósforo del

<sup>1</sup> La labranza conservativa incluye todas aquellas prácticas que tratan de disturbar los suelos lo menos posible, manteniendo sobre ellos los restos del cultivo anterior.

suelo (Sutton 1997). La fertilización debe hacerse siguiendo prácticas adecuadas, de modo de cubrir los requerimientos del cultivo sin excederse. Lo mismo se aplica a los plaguicidas, en los que deben respetarse las dosis y los métodos de aplicación recomendados. Asimismo, se deben seleccionar los plaguicidas más adecuados para el organismo que se pretende controlar, y que a su vez resulte ser el menos tóxico para el resto de los organismos. Otras medidas que también ayudan a disminuir el uso de plaguicidas son la rotación de cultivos o la aplicación de un manejo integral de plagas.

En algunos países, las administraciones han realizado manuales de buenas prácticas agrícolas para los productores. En el caso de Argentina, el investigador Ernesto Viglizzo ha desarrollado el software Agro-Eco-Index para la evaluación ambiental de establecimientos agrícolas (Viglizzo 2003). Es una herramienta que permite a los productores diagnosticar las consecuencias de sus prácticas agrícolas a mediano y largo plazo, mejorando su capacidad de decisión en el manejo del campo.

### **Prácticas hidrológicas**

Entre estas prácticas, se incluye la creación de estanques y lagunas artificiales para la retención de sedimentos y nutrientes antes de que lleguen a los arroyos, y que son arrastrados por la escorrentía superficial durante las precipitaciones. También son importantes las medidas de protección de las zonas de recarga de los acuíferos para evitar la contaminación de las aguas subterráneas.

### **Manejo de zonas naturales**

En torno a los arroyos y ríos suelen existir ambientes naturales (humedales, áreas ribereñas) que contribuyen a la protección de la calidad fluvial. La protección de los humedales existentes o la creación de nuevos humedales pueden disminuir la contaminación acuática, dado que estos ambientes actúan como sitios de procesamiento y retención de nutrientes, plaguicidas y sedimentos. Las zonas ribereñas no alteradas y la instalación de bandas de vegetación natural alrededor de los cultivos también cumplen esta función de filtro. En el caso de las zonas ribereñas, los estudios indican que para que una intervención sea eficaz debe ir acompañada de medidas adicionales de control de la erosión e ingreso de nutrientes a mayor escala (Feld et al 2018). Una variable clave que se debe considerar en el manejo es el ancho de la zona ribereña (Hunt et al 2016, Feld et al 2018; ver capítulo 4). En biomas forestados, el establecimiento de arbolado en las riberas de arroyos y ríos también contribuye a disminuir la ocurrencia de floraciones algales (Hutchins 2012).

### **Prácticas ganaderas**

Estas prácticas generalmente están relacionadas con el manejo de la zona ribereña para impedir el ingreso del ganado en las márgenes de arroyos y ríos. El vallado de las riberas es una de las alternativas más recomendadas, especialmente porque reduce la contaminación por sedimentos, nutrientes y bacterias fecales, brinda protección a los peces y hábitats ribereños, y permite la recuperación del arroyo en un período de tiempo corto (Osmond et al 2007, Grudzinski et al 2020). Si la revegetación natural de la ribera ocurre lentamente, se hace necesario acompañar el vallado con la implantación de especies herbáceas (preferentemente autóctonas) para acelerar el proceso (Feld et al 2018).

Otra práctica consiste en limitar el ingreso del ganado durante ciertos períodos o a puntos específicos del curso de agua, para disminuir el forrajeo en la zona ribereña. Si la humedad del suelo es baja, el impacto suele ser limitado mientras que la permanencia del ganado no sea larga (Osmond et al 2007). La instalación de rampas de acceso al arroyo para los animales es otra buena estrategia para evitar el efecto del pisoteo (Sweeney y Blain 2016). También se puede ofrecer al ganado fuentes alternativas de agua, alimento y sombra. Con estas prácticas, generalmente los animales reducen el tiempo que pasan en el arroyo aun cuando no esté vallado (Osmond et al 2007). En la Argentina existen algunos manuales sobre buenas prácticas ganaderas para la región Pampeana destinados a los productores (véase Pordomingo 2003 y Marino 2008).

### **Prácticas en el cauce fluvial**

Hay una serie de intervenciones que pueden realizarse en el mismo arroyo para contribuir a la depuración del agua. Las plantas acuáticas captan nutrientes y sustancias contaminantes y favorecen la sedimentación de los materiales en suspensión, por lo que su implantación en ambientes acuáticos no vegetados mejora la calidad del agua (Feijoó et al 1994). Esta práctica debe ir acompañada por la recolección periódica de la biomasa macrofítica excedente, que puede utilizarse como abono para la agricultura si el cuerpo de agua no está sujeto a contaminación por metales pesados o sustancias tóxicas (Quilliam et al 2015). Asimismo, las plantas acuáticas reducen la velocidad de la corriente y generan zonas de aguas muertas, donde se acelera el procesamiento de los nutrientes y la materia orgánica (Bernot y Dodds 2005). Las macrófitas también aumentan la heterogeneidad ambiental y la oferta de alimento y hábitats (Ferreiro et al 2011), por lo que su implantación incrementa la riqueza y abundancia de organismos acuáticos (Paice et al 2016). La incorporación de estructuras inertes al cauce, como maderas y troncos, también reduce

el flujo de agua y aumenta la heterogeneidad ambiental (Acuña et al 2013), pero no cumplen el resto de las funciones que proveen las macrofitas. La recuperación de tramos canalizados, añadiendo sinuosidad al cauce y aumentando la conexión con la llanura de inundación es otra práctica que favorece los procesos de autodepuración en ríos y arroyos (Bernot y Dodds 2005).

## La importancia de la escala

Las medidas que hemos enumerado operan a diferentes escalas espaciales. Medidas como la labranza conservativa pueden aplicarse a escala de cuenca, mientras que las asociadas a la zona ribereña se suelen utilizar a escala de tramo. La escala también puede afectar el resultado de las prácticas usadas. Por ejemplo, se ha observado que el manejo de la zona ribereña tenía un mayor potencial para mejorar la calidad del agua en arroyos de primer orden que en sistemas fluviales mayores (Tomer et al 2009). Por eso es recomendable que en el plan de manejo se incluya una combinación de prácticas de diferente escala espacial si se quieren lograr cambios sustanciales en la calidad ecológica del río o arroyo.

## MANEJO DE ARROYOS URBANOS

Los arroyos urbanos presentan todo tipo de impactos, incluyendo la alteración de la hidrología y morfología del cauce, el ingreso de una gran variedad de contaminantes

provenientes de fuentes difusas y puntuales, y la degradación del hábitat ribereño. Todo esto se traduce en una disminución de la biodiversidad y en una dominancia de las especies tolerantes (ver Caja 8.1). El conjunto de estos efectos se conoce como el *síndrome del arroyo urbano*, y se han propuesto una gran diversidad de medidas de manejo para atenuarlo (Walsh et al 2005) (Fig. 8.2).

Algunos autores han compilado las prácticas que pueden aplicarse en arroyos urbanos de acuerdo a las alteraciones que se quieren mitigar (Walsh et al 2005, Wenger et al 2009). Como se verá, las medidas van desde acciones simples, como el mantenimiento de las riberas, a muy costosas como traer los arroyos entubados nuevamente a la superficie.

## Alteraciones hidrológicas

En este caso, el manejo tiene por objetivo reducir las crecientes, que se ven incrementadas por el transporte de las aguas pluviales sobre las superficies impermeables urbanas, y recuperar, en la medida de lo posible, la variabilidad natural del caudal. Entre las prácticas se incluyen la reducción (o desconexión del curso) de las zonas impermeabilizadas, la implementación de sistemas alternativos de infiltración y recolección del agua pluvial (ver Caja 8.2), y la mejora de la red de agua potable a fin de minimizar las fugas. Para mitigar los efectos hidrológicos de la escorrentía pluvial, es recomendable que el manejo se centre más en favorecer la infiltración que la retención de agua (Fanelli et al 2019).



**Figura 8.2.**

Ejemplos de ríos urbanos. A) un río muy modificado pero con alto valor histórico y patrimonial (río Onyar, Girona, España). B) un río con las márgenes relativamente conservados e integrado como parque urbano a la ciudad (arroyo Azul, provincia de Buenos Aires). C) un arroyo canalizado y muy degradado (Arroyo del Rey, Área Metropolitana de Buenos Aires) (fotos: A y B: Claudia Feijó; C: Darío Alpern, Wiki Commons).



**Figura 8.3.**

Tramos de los ríos Cheonggyecheon (A) y Saw Mill River (B) que han sido recuperados y traídos a la superficie (Fotos: A: Francisco Anzola; B: Jim Henderson, Wiki Commons).

## Alteraciones morfológicas

Entre las medidas para mitigar las modificaciones morfológicas, se pueden mencionar la recuperación activa o pasiva de los meandros, la restauración del canal y llanura de inundación, la rehabilitación de las zonas ribereñas, y la transformación de arroyos entubados en cursos a cielo abierto. Esta última medida (denominada *daylighting*) es una de las más radicales, y requiere una planificación y ejecución muy cuidadosas (además de un presupuesto abultado). Sin embargo, tiene varias ventajas que justifican el esfuerzo: reduce el impacto de las crecientes, tiene un costo menor (o similar) al de reemplazar conductos y cañerías deteriorados, evita los vuelcos clandestinos, mejora la capacidad de autodepuración del río, y crea nuevos espacios verdes urbanos que sirve para la recreación y la educación ambiental, además de aumentar el valor de las propiedades aledañas. Pero fundamentalmente, permite visibilizar los ambientes acuáticos perdidos, reconectar a la gente con la naturaleza, y brindarles la sensación de “recuperar algo que habíamos arruinado” (Pinkham 2000). Algunos ejemplos interesantes de *daylighting* son el río Cheonggyecheon en Seúl (Corea del Sur) y el Saw Mill River en Nueva York (Fig. 8.3). En Argentina, ya en 2013 un grupo de arquitectos propuso a la Legislatura de la ciudad de Buenos Aires volver atrás con los entubamientos y hacer que los arroyos circulen a cielo abierto<sup>2</sup>. Asimismo, se han realizado propuestas concretas para descubrir tramos de los arroyos Cildañez y Medrano (Civeira 2020).

## Contaminación puntual y difusa

Una de las primeras medidas para revertir el síndrome del arroyo urbano es el manejo de las aguas residuales

<sup>2</sup> “Si desbordan, que sea a cielo abierto”, Página/12, 18 de abril de 2013 (<https://www.pagina12.com.ar/diario/sociedad/3-218289-2013-04-18.html>)

y del legado de antiguos vuelcos de efluentes (Walsh et al 2005). En sistemas fluviales urbanos generalmente unas pocas fuentes puntuales aportan la mayor parte de las sustancias contaminantes, por lo que la aplicación de las normas y controles y de unas pocas medidas de manejo, como la mejora en el funcionamiento de las plantas de tratamiento y la eliminación de vuelcos clandestinos, permiten disminuir su impacto (Walsh et al 2005, Wenger et al 2009). El problema es más complejo para la contaminación difusa, que requiere limitar el uso de fertilizantes y plaguicidas, el tratamiento de aguas de escorrentía pluvial en humedales artificiales, la mejora de los sistemas sépticos, y el control de las fugas de los sistemas de drenaje y transporte de efluentes.

## Alteración de la zona ribereña

La recuperación de las márgenes implica la restauración del perfil natural del río, la eliminación de barreras y el restablecimiento de la vegetación ribereña, que en muchos casos es necesario reimplantar debido a alto grado de deterioro de los ambientes urbanos. Como ya se mencionó, el restablecimiento ribereño mejora la calidad de agua del río, reduce el impacto de las crecientes y suma nuevos espacios verdes a las ciudades (Fig. 8.4). Sin embargo, en cuencas muy urbanizadas estas medidas por sí solas no suelen ser suficientes y deben ir acompañadas por otras que se apliquen a escala mayor, como un mejor diseño de la red de drenaje en la cuenca (Walsh et al 2005).

## ALGUNAS CONSIDERACIONES

Como hemos visto, existen una gran variedad de medidas de manejo que puede aplicarse para recuperar arroyos y ríos impactados. La selección de las medidas apropiadas dependerá de las características inherentes del sistema fluvial y de un diagnóstico preciso de las



**Figura 8.4.**

El río Water of Leith constituye un importante espacio verde para la ciudad de Edimburgo, con un sendero público ribereño y ciclo vía de 20 km de longitud que es utilizado por vecinos y visitantes (Foto: Claudia Feijó).

causas de su degradación. Además, al definir las prácticas no sólo se deben consignar los síntomas en el tramo de interés, sino también tener en cuenta la dinámica subyacente de la cuenca como un todo (Wenger et al 2009). Sin una visión global, el manejo a escala local suele ir al fracaso.

En muchas ocasiones, el conocimiento del sistema que se quiere mejorar es fragmentario e incompleto, lo que hace necesario un manejo adaptativo que se pueda ir ajustando según los resultados obtenidos. Durante muchos años, el paradigma del manejo fluvial urbano se ha centrado en proteger a la población de inundaciones y enfermedades, pero a costa de perder espacios verdes y deteriorar la calidad ecológica de los ambientes acuáticos (Walsh et al 2005). Por ello, siempre que sea posible, es recomendable evitar prácticas puramente ingenieriles, con el uso de hormigón y grandes infraestructuras, y aplicar el enfoque de la ingeniería ecológica. Es decir, utilizar elementos basados en la naturaleza y estructuras “verdes” que sean energéticamente neutros y puedan autosustentarse en el tiempo (Wenger et al 2009, Palmer et al 2014).

Finalmente las decisiones de manejo afectan a los habitantes de la zona y pueden resultar controversiales, especialmente en arroyos urbanos. Por esta razón, propietarios y residentes deben ser involucrados en el plan de manejo desde el principio, ayudando a definir el “estado” del sistema fluvial que se desea alcanzar y colaborando en las acciones que se realizarán. El vínculo de la comunidad con el proyecto de manejo es un paso indispensable para su éxito y mantenimiento a largo plazo.

#### CAJA 8.1.

#### EL (DES)MANEJO DEL ARROYO GUTIÉRREZ: UN REFLEJO DE LOS PROBLEMAS URBANOS

Adonis Giorgi

En la cuenca media del río Luján es posible estudiar varias microcuencas de arroyos cuyo uso de la tierra ha cambiado en los últimos años, acentuando los problemas ecológicos presentes en la zona. Pese a ello, aún se está en la etapa donde esos cambios son fácilmente identificables, lo que hace deseable incorporar nuevos criterios de planificación.

El arroyo Gutiérrez tiene una longitud de 12 km y desemboca en la margen sur del río Luján. Durante su recorrido presenta naturalmente zonas más estrechas de aguas más rápidas, y zonas más anchas donde el agua discurre más lentamente. En estas zonas es donde se desarrolla una amplia variedad de macrófitas acuáticas sumergidas como *Egeria densa*, y flotantes como *Lemna gibba*. A estas macrófitas se asocian muchas algas microscópicas que sirven de alimento a pequeños crustáceos, larvas de insectos y peces. Tanto en las nacientes como en otras zonas de su recorrido presentan zonas de menor profundidad donde se desarrolla *Typha latifolia* (totora), una macrófita emergente que tiene su máximo crecimiento en primavera y verano y decae en otoño e invierno. Es un arroyo somero (la profundidad es menor de 40 cm), con un ancho que oscila entre 80 cm y 3 metros. El caudal transportado por el arroyo es generalmente bajo ( $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$ ) aunque luego de lluvias puede superar ampliamente los  $2 \text{ m}^3/\text{s}$ .

El arroyo Gutiérrez es uno de los más cercanos a la ciudad de Luján y está situado a tan solo 3 km de su casco urbano. Históricamente hubo en la zona industrias lácteas que

volcaban sus efluentes en zanjas pluviales que conectaban al arroyo. Hace 40 años se radicaron allí fábricas textiles que si bien contaban con plantas de tratamiento, eran inadecuadas para el volumen y tipo de efluentes que producían. Incluso las ampliaciones de las industrias no se vieron reflejadas en modificaciones de las plantas de tratamiento. Los efluentes son coloreados, con elevada temperatura, alto contenido de materia orgánica y una marcada variación en el pH. Estas condiciones reducen la concentración de oxígeno disuelto en el agua, haciendo imposible el establecimiento de peces y de la mayoría de los organismos acuáticos macro y microscópicos (Giorgi y Malacalza 2002).

El estado de degradación de las aguas transportadas por los conductos pluviales ha producido quejas de los habitantes de un barrio situado en el recorrido del canal pluvial entre las fábricas y el arroyo. Los vecinos han solicitado el entubamiento del efluente industrial para evitar riesgos de accidentes. Por otro lado, otros efluentes de industrias más pequeñas se agregaron al mismo cauce. Llamativamente, y pese al incremento en el deterioro de este cuerpo de agua, en los últimos 15 años se han diversificado las actividades que se realizan en la microcuenca. El desarrollo urbano de la zona producido mayoritariamente luego de la radicación de las industrias, y que aún no parece haberse completado, ha originado en algunos casos viviendas para un segmento de la población con alto poder adquisitivo, pero que no cuentan con servicios adecuados de agua potable, cloacas y gas. Aguas abajo se encuentran barrios más pobres y con aún menor cantidad de servicios esenciales (Fig. C8.1.1). En la zona también se han desarrollado áreas de servicio para turistas y pobladores (restaurantes, parrillas, supermercados, confiterías). También hay otros emprendimientos, como un centro para discapacitados, establecimientos de cría de animales silvestres, un campo de entrenamiento de

los bomberos voluntarios, un área recreativa de un sindicato, y un parque de uso público en la desembocadura. En las pocas zonas aún no ocupadas por alguna actividad urbana, industrial o recreativa, se han desarrollado pequeños basurales semipermanentes. Tanto en la zona recreativa como en las márgenes del arroyo se ha realizado extracción de madera de plantas exóticas implantadas o invasoras, como el eucalipto y la acacia negra, de manera prácticamente descontrolada. Por otro lado la autopista Luján-Mercedes ha incrementado la pendiente en algunas zonas y disminuido el terreno con capacidad de absorción.

Es interesante observar la superposición de usos. Las fábricas textiles extraen en conjunto 2500 m<sup>3</sup>/día de agua potable proveniente del acuífero Puelche (Momo et al 1999). Parte de esa agua luego se vuelca al arroyo Gutiérrez con un grado de polución evidente. Las viviendas de la zona utilizan un volumen similar, pero que se extrae en su mayor parte del acuífero Pampeano ubicado por encima del Puelche. Es decir, que la industria toma agua de muy buena calidad y la devuelve al ambiente con un alto grado de deterioro, mientras que las viviendas se abastecen de agua de menor calidad que en la mayoría de los casos retorna al medio mediante pozos absorbentes, lo que significa una recuperación parcial de la calidad del agua. Ambos tipos de consumo se verán en un futuro próximo enfrentados ya que las industrias suelen utilizar mucha agua, reduciendo su calidad. El agua que se extrae del acuífero Puelche y que es distribuida a través de la red de agua potable no es cobrada por el municipio en función del consumo, dado que sólo percibe una tasa en relación a la superficie del terreno cuando el abastecimiento se realiza con agua corriente. En el caso del consumo industrial, tampoco se cobra el consumo del agua subterránea.



**Figura C8.1.1.**

Cambios a lo largo del arroyo Gutiérrez como resultado de diferentes impactos antrópicos: A) zona rural con márgenes conservadas; B) ensanchamiento del cauce; C) ingreso de efluente industrial; D) aguas abajo de las industrias y previo a un barrio sin agua corriente ni cloacas (Fotos: Adonis Giorgi).

La capacidad de depuración del arroyo está asociada a su caudal; sin embargo, se permite el vuelco de los efluentes industriales considerando la concentración del efluente pero no la capacidad del arroyo para procesar las sustancias contaminantes. En muchos casos, tampoco se cumplen los límites de concentración impuestos para los efluentes, y se han registrado en el arroyo incrementos de más de 10 °C de temperatura, reducción del pH a valores muy bajos, aumentos de seis veces en la conductividad y el agotamiento total del oxígeno disuelto. La capacidad de depuración del arroyo no alcanza a eliminar los contaminantes aportados por el efluente, aunque el arroyo se recupera parcialmente al llegar a su desembocadura debido a la sedimentación y retención de materiales y a la oxigenación de las aguas. De este modo, hay una recuperación de parte de la diversidad de organismos en el arroyo cerca de su desembocadura. Asimismo, por un proceso de sedimentación la pluma de agua contaminada que ingresa al río Lujan desaparece rápidamente al interactuar con él, quedando gran parte del material transportado sedimentado inmediatamente después de la desembocadura (Giorgi et al 1999).

Nunca se ha diseñado ni realizado un plan de manejo de la microcuenca, ni planificado el uso del suelo. Es decir que el deterioro que se observa en la calidad de sus aguas es un reflejo de esa falta de planificación del crecimiento urbano, que ha llevado a lo que se conoce como *síndrome del arroyo urbano* (Walsh et al 2005). La única actividad desarrollada por los organismos gubernamentales ha sido ampliar las zanjas que transportan los efluentes así como ensanchar el cauce para que pueda transportar más agua y residuos, lo que parece percibirse como la única función que cumple el arroyo. En caso de seguir sin un plan de manejo del área, esta cuenca probablemente quede totalmente incorporada al ejido urbano y el arroyo será tan sólo una cinta transportadora de residuos (Margalef 1994). Con el tiempo, es posible que el arroyo desaparezca bajo la ciudad, como ha ocurrido con muchos arroyos en otras ciudades argentinas, que al ser entubados y enterrados dejaron de brindar una serie de servicios ecosistémicos y generaron problemas por crecidas y falta de mantenimiento. Ejemplos de este proceso son los arroyos Maldonado y Medrano en la ciudad de Buenos Aires, El Gato en La Plata, El Rey en Temperley, y Napostá en Bahía Blanca.

---

## CAJA 8.2. SISTEMAS URBANOS DE DRENAJE SOSTENIBLE

Matías Etchart

---

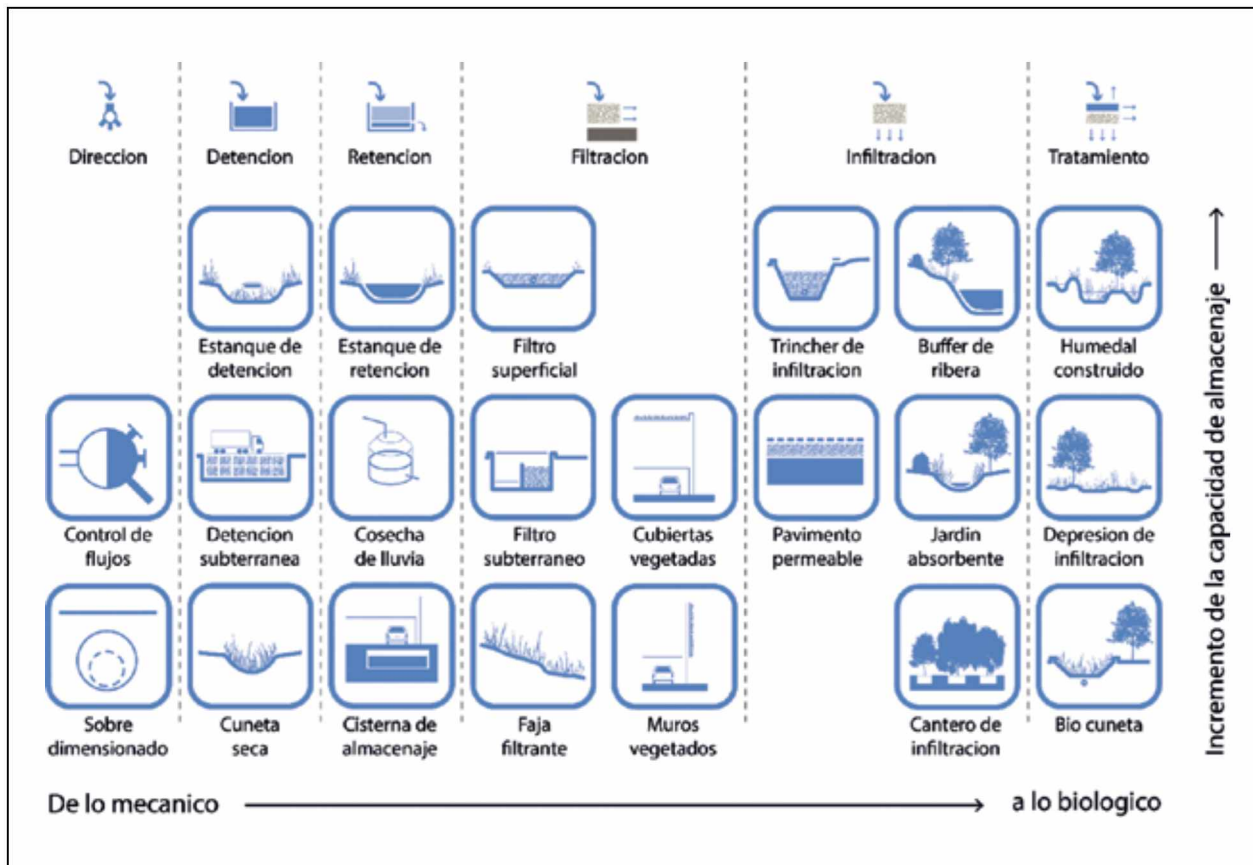
El crecimiento de las ciudades vino aparejado con la impermeabilización de su superficie, lo que derivó en una disminución enorme de la capacidad de infiltración del agua en el terreno. El sistema de desagüe convencional

consiste en recolectar el agua que no ha podido infiltrarse y llevarla hacia los cuerpos de agua receptores como ríos, lagunas, lagos y mares. Este concepto de recolección, transporte y deposición suele colapsar en momentos de grandes tormentas, dado que las ciudades siguen creciendo y los elementos del sistema no dan abasto para tratar áreas de captación cada vez mayores. El sistema entra en crisis ya que la infraestructura necesaria para seguir cumpliendo los objetivos de drenaje es cada vez más colosal y costosa, transformando en inviables los proyectos de este tipo.

El concepto de Sistema Urbano de Drenaje Sostenible (SUDS) aparece como una alternativa económica para lidiar con esta problemática, la cual no solamente requiere menos inversión, sino que trae aparejado beneficios ambientales y sociales que los sistemas convencionales no ofrecen. La gran diferencia entre ambos sistemas es que el convencional es un sistema centralizado y el SUDS es un sistema descentralizado. Mientras que el primero tiene por objetivo recolectar, juntar y trasladar el agua hacia un mismo punto de vertido, el segundo tiene por objetivo retener, disgregar e infiltrar el agua de lluvia en el mismo lugar donde cae, y de esta forma no requiere de infraestructura para trasladar el agua de un punto a otro. Dicho de otra forma, el concepto de los SUDS es manejar el agua de lluvia localmente, permeabilizando la ciudad.

El sistema SUDS ofrece cuatro alternativas como formas de abordaje a la problemática del drenaje. Las dos principales son el control de la cantidad y calidad del agua que fluye como escorrentía. Las dos secundarias tienen que ver con mejorar la calidad paisajística de los espacios urbanos, y con favorecer e incrementar la biodiversidad de estos espacios. Detrás de estas alternativas se abre un conjunto de tipologías de *infraestructuras verdes*, que de acuerdo al abordaje elegido o priorizado es que se determinará como se utilizarán, de qué forma y en qué orden se ubicarán en el proyecto.

Estas infraestructuras verdes cumplen diferentes funciones, y se ordenan de acuerdo a ello en los siguientes grupos: control de flujo, detención, retención, filtración, infiltración y tratamiento. Lo que determina estas tipologías es cuán “duras” o “verdes” son. Las que tienen que ver con el control del flujo y detención, por ejemplo, serían las más “duras” ya que se suelen construir con materiales de ingeniería convencional como hormigón armado, mientras que las más “verdes” serían las que tienen que ver con el filtrado, la infiltración y el tratamiento del agua, dado que están construidas con elementos naturales y tienden a imitar sistemas tal como los encontramos en la naturaleza (como los humedales). Además, dentro de estos grupos, encontramos una variedad de elementos de SUDS que se diferencian entre sí de acuerdo a su capacidad de almacenaje de agua (Fig. C8.2.1).



**Figura C8.2.1.**

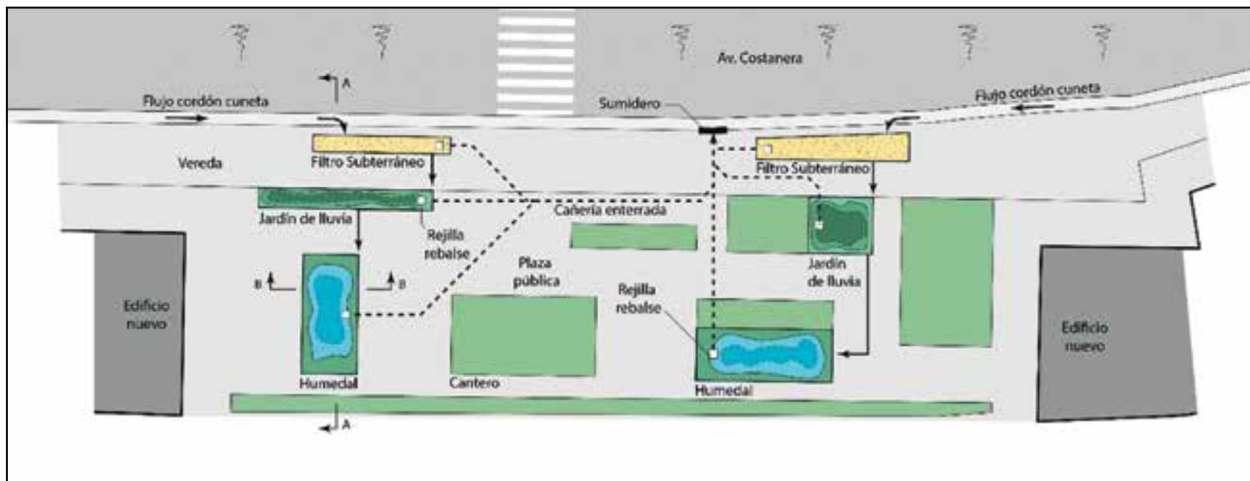
Catálogo de intervenciones de SUDS (modificado de Low Impact Development: opportunities for the planet region, PlanET: A Regional Partnership of East Tennessee Communities, <http://www.planeasttn.org/>).

En la plaza prototipo del Sector Distrito Joven en Costanera Norte, ciudad de Buenos Aires, se decidió utilizar los conceptos de SUDS. Entendiendo que la propuesta proyectual se enfoca en aumentar el área verde en la ciudad y así potenciar la biodiversidad, fortalecer los corredores biológicos y mejorar la calidad de los espacios verdes, los SUDS sin lugar a dudas aparecen como una alternativa que fortalece y suma contenido a esta propuesta.

El proyecto se desarrolla a lo largo de la Avenida Costanera, entre la zona de Aeroparque y Ciudad Universitaria, y dadas las características dimensionales, no contamos con espacios para implantar cuerpos receptores que puedan almacenar grandes volúmenes de agua, con lo cual la aplicación de SUDS no estará enfocada en controlar la cantidad de escorrentía. Por lo tanto, se decidió poner el foco en mejorar la calidad de agua de escorrentía que fluye por el cordón cuneta de la Avenida Costanera en dirección a los sumideros sobre la misma avenida (Fig. C8.2.2).

Cuando el agua de lluvia comienza a escurrir por la superficie impermeable lleva consigo los sedimentos y contaminantes depositados sobre ésta. Luego, al escurrir por la pendiente natural, se concentra en el cordón cuneta y se dirige hacia los sumideros. La propuesta en la plaza prototipo es utilizar el espacio para implantar elementos del sistema SUDS con el fin de tratar la escorrentía. Para esto es necesario intervenir el cordón cuneta y así desviar la escorrentía hacia los SUDS, dentro de la plaza.

En síntesis, el sistema propuesto cuenta con tres elementos SUDS que trabajan en conjunto. El primer elemento es el que recibe directamente la escorrentía del cordón cuneta, que se le llama filtro subterráneo ya que es donde se retienen los sedimentos y partículas más gruesas que vienen suspendidas en el agua de lluvia durante los primeros 15 minutos. El SUDS siguiente se le llama jardín de lluvia, y su función es filtrar e infiltrar el agua de lluvia en el terreno. Por último, el humedal artificial es el que recibe el agua de los anteriores, y su función es tratar el agua para mejorar su calidad,



**Figura C8.2.2.**

Esquema de plaza prototipo del Sector Distrito Joven en Costanera Norte (Diseño: Marantz Arquitectos).

antes de volcarla al desagüe en dirección al sumidero. Cabe siempre aclarar que para poder tratar el ciento por ciento del agua de escorrentía de los primeros 15 minutos de lluvia se necesita un área mayor a la propuesta; por lo tanto, todos los elementos antes descritos, cuentan con un rebalse de seguridad el cual se activa cuando la capacidad del sistema se satura. Además, si el primer elemento (filtro subterráneo) llega al nivel de rebalse, el agua dejará de ingresar desde el cordón cuneta y continuará su recorrido convencional.

Estos elementos de SUDS, además de cumplir estas funciones depurativas, están diseñados para complementar la propuesta estética, por lo que están fundidos en el diseño arquitectónico y paisajístico de la plaza, generando distintos microhábitats e incrementando la biodiversidad del proyecto y el imaginario urbano.

## REFERENCIAS

Acuña, V., J.R. Diez, L. Flores, M. Meleason y A. Elosegui. 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology* 50: 988-997.

Bernot, M.J., y W.K. Dodds. 2005. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems* 8: 442-453.

Civeira, P. 2020. Buenos Aires, ciudad de arroyos invisibles. *Revista AIDIS* 138: 36-53.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1985. EPA Administered Permit Programs: The National Pollutant Discharge Elimination System. Code of Federal Regulations, 40 C.F.R. 122.2, Washington.

Fanelli, R.M., K.L. Prestegard y M.A. Palmer. 2019. Urban legacies: Aquatic stressors and low aquatic biodiversity persist despite implementation of regenerative stormwater conveyance systems. *Freshwater Science* 38: 818-833.

Feijoó, C., G. Ferreyra, N. Tur y F. Momo. 1994. Influence of a macrophyte community on sediment deposition in a small plain stream. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25: 1888-1892.

Feld, C.K., M.R. Fernandes, M.T. Ferreira, D. Hering, S.J. Ormerod, M. Venohr y C. Gutiérrez-Cánovas. 2018. Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems — A conceptual study. *Water Research* 139: 381-394.

Ferreiro, N., C. Feijoó, A. Giorgi y L. Leggieri. 2011. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia* 664: 199-211.

Giorgi, A., M. Banchemo, S. Rivelli, O. Clarenzio y W. Cuevas. 1999. Algunas variables indicativas de la calidad del agua del tramo medio del río Luján. *Actas VII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*: 155-162.

Giorgi, A., y L. Malacalza. 2002. Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in Pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 107-119.

Grudzinski, B., K. Fritz y W. Dodds. 2020. Does Riparian Fencing Protect Stream Water Quality in Cattle-Grazed Lands? *Environmental Management* 66: 121-135.

Gunderson, L.H. 2000. Ecological resilience - In theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 425-439.

- Hunt, L., C. Bonetto, V. Resh, D. Buss, S. Fanelli, N. Marrochi y M. Lydy. 2016. Insecticide concentrations in stream sediments of soy production regions of South America. *Science of the Total Environment* 547: 114-124.
- Hutchins, M.G. 2012. What impact might mitigation of diffuse nitrate pollution have on river water quality in a rural catchment? *Journal of Environmental Management* 109: 19-26.
- MacLeod, N.D., y J.G. McIvor. 2008. Quantifying production-environment tradeoffs for grazing land management. A case example from the Australian rangelands. *Ecological Economics* 65: 488-497.
- Margalef, R. 1994. El río planetario. *Tankay* 1: 3-12.
- Marino, G.D. 2008. Buenas prácticas ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas: una guía para optimizar la producción y conservar la biodiversidad de los pastizales de la Bahía Samborombón. Aves Argentinas AOP, Buenos Aires.
- Matsuzaki, S.S., A. Kohzu, T. Kadoya, M. Watanabe, T. Osawa, K. Fukaya, K. Komatsu, N. Komdo, H. Yamaguchi, H. Ando, K. Shimotori, M. Nakagawa, T. Kizuka, A. Yoshioka, T. Sasai, N. Saigusa, B. Matsushita y N. Takamura. 2019. Role of wetlands in mitigating the trade-off between crop production and water quality in agricultural landscapes. *Ecosphere* 10: e02918.
- Momo, F., W. Cuevas, M. Banchemo, S. Rivelli, A. Giorgi, C. Feijó, A. Gómez Vázquez y C. Taretto. 1999. Mapeo y diagnóstico de la calidad del agua subterránea en el partido de Luján. Informe Final SEMA, Buenos Aires.
- Osmond, D.L., D.M. Butler, N.R. Rannells, M.H. Poore, A. Wossink y J.T. Green. 2007. Grazing practices: a review of the literature. Technical Bulletin 325-W, North Carolina State University Raleigh.
- Paice, R.L., J.M. Chambers y B.J. Robson. 2016. Outcomes of submerged macrophyte restoration in a shallow impounded, eutrophic river. *Hydrobiologia* 778: 172-192.
- Palmer, M.A., S. Filoso y R.M. Fanelli. 2014. From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. *Ecological Engineering* 65: 62-70.
- Pelletier, M.C., J. Ebersole, K. Mulvaney, B. Rashleigh, M.N. Guierrez, M. Chintala, A. Kuhn, M. Molina, M. Bagley y C. Lane. 2020. Resilience of aquatic systems: Review and management implications. *Aquatic Sciences* 82: 44.
- Pinkham, R. 2000. Daylighting: New Life for Buried Streams. Rocky Mountains Institute, Snowmass, Colorado.
- Pordomingo, A.J. 2003. Gestión ambiental del feedlot. INTA Anguij, La Pampa.
- Quilliam, R.S., M.A. van Niekerk, D.R. Chadwick, P. Cross, N. Hanley, D.L. Jones, A.J.A. Vinten, N. Willby y D.M. Oliver. 2015. Can macrophyte harvesting from eutrophic water close the loop on nutrient loss from agricultural land? *Journal of Environmental Management* 152: 210-217.
- Schilling, K.E., y J. Spooner. 2006. Effects of watershed-scale land use change on stream nitrate concentrations. *Journal of Environmental Quality* 35: 2132-2145.
- Sutton, J.D. 1997. Water quality and agriculture. Status, conditions and trends. Working Paper #16, NRCS, USDA, Washington.
- Sweeney, B.W., y J.G. Blaine. 2016. River conservation, restoration, and preservation: rewarding private behavior to enhance the commons. *Freshwater Science* 35: 755-763.
- Tomer, M.D., M.G. Dosskey, M.R. Burkart, D.E. James, M.J. Helmers y D.E. Eisenhauer. 2009. Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. *Agroforestry Systems* 75: 17-25.
- Viglizzo, E. 2003. Manual AGRO-ECO-INDEX. Editorial INTA, Buenos Aires.
- Walsh, C.J., A.H. Roy, J.W. Feminella, P.D. Cottingham, P.M. Groffman y R.P. Morgan. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706-723.
- Wenger, S.J., A.H. Roy, C.R. Jackson, E.S. Bernhardt, T.L. Carter, S. Filoso, C.A. Gibson, W. Cully Hession, S.S. Kausha, E. Martí, J.L. Meyer, M.A. Palmer, M.J. Paul, A.H. Purcell, A. Ramírez, A.D. Rosemond, K.A. Schofield, E.B. Sudduth y C.J. Walsh. 2009. Twenty-six research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 1080-1098.



# TEORÍA DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL

Claudia Feijóo, Adonis Giorgi y Francesc Sabater

*¿Cómo recuperar todo lo que perdimos,  
lo que fuimos matando sin consideración,  
con indiferencia...?*

Lorenzo Martín del Burgo

Como hemos visto en capítulos anteriores, la mayor parte de los ecosistemas fluviales han recibido un impacto que va desde leve a extremadamente severo. Esto hace necesaria la instrumentación de una serie de intervenciones para que puedan retornar, si no a un estado prístino, al menos a un estado con una calidad ecológica relativamente buena. Los primeros intentos de restauración en arroyos y ríos surgieron fines del siglo XIX, y fueron realizados por clubes de pesca de Estados Unidos y Gran Bretaña para mejorar los stocks de peces como el salmón y la trucha. Pero el número de proyectos de restauración comenzó a crecer sostenidamente en los últimos 20 años, especialmente bajo el incentivo de nuevas leyes ambientales como la Directiva Marco del Agua de la Comunidad Europea (Friberg et al 2016). La restauración se ha definido de diferentes formas (Tabla 9.1), pero lleva implícita la idea de que el sistema vuelva a una condición original o previa al impacto humano (algo que, como veremos, no siempre es posible de conseguir). En la bibliografía

se pueden encontrar diversos términos para definir estas intervenciones para la mejora o recuperación de los ecosistemas impactados, que se pueden diferenciar entre sí por los alcances del proceso o los objetivos buscados (Tabla 9.2).

El término restauración suele usarse cuando se pretende regresar a un hábitat o ecosistema a un estado no alterado, recuperando su estructura y funciones originales. La restauración puede ser activa, que es cuando se realizan intervenciones directas, o pasiva, que es cuando se elimina o reduce el disturbio humano, permitiendo al sistema recuperarse a través de su dinámica y la sucesión ecológica asociada (Bradshawe 1996, Roni y Beechie 2013). En la rehabilitación, se pretende mejorar la condición de un ecosistema aunque no se recuperen todos los componentes de su estructura y los procesos funcionales originales. Por lo tanto, es un tipo de intervención que tiene alcances más limitados

Definición	Referencias
Regresar a un sistema a una condición cercana a la previa al disturbio, recreando tanto su estructura como su función.	National Research Council (1992)
Es el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido.	Gann et al (2019)
Ayudar a la recuperación de la integridad ecológica de una cuenca degradada, restableciendo los procesos necesarios para sostener al ecosistema natural de la cuenca.	Wohl et al (2005)

**Tabla 9.1.**  
Diferentes definiciones del concepto de restauración.

Término	En inglés	Definición
Restauración (o restauración completa)	Restoration	Volver un sistema o hábitat acuático a su estado original o pre-disturbio (Roni y Beechie 2013).  El acto de restaurar a un estado anterior, o a una condición no alterada o perfecta (Bradshaw 1996).
Rehabilitación (o restauración parcial)	Rehabilitation	Restaurar o mejorar algunos aspectos de un ecosistema, pero sin restaurar todos sus componentes (Roni y Beechie 2013).  La acción de restaurar algo a un status o condición previa (Bradshaw 1996).  Actividad de gestión que tiene como objetivo restablecer determinados aspectos de la funcionalidad del ecosistema en zonas degradadas, y que no siempre va orientada a la recuperación de la biodiversidad perdida (Gann et al 2019).
Mejoramiento	Improvement	Mejorar la calidad de un hábitat por manipulación directa (Roni y Beechie 2013)
Recuperación	Reclamation	Retornar un área al hábitat previo, pero sin restaurar necesariamente todas sus funciones (Roni y Beechie 2013).  Retornan un sistema a un estado apropiado (Bradshaw 1996).
Mitigación	Mitigation	Realizar acciones para paliar o compensar efectos potencialmente adversos sobre ecosistemas acuáticos que han sido modificados o que se perdieron por acción humana (Roni y Beechie 2013).  Aplacar o moderar el impacto de algo.
Saneamiento o remediación	Remediation	Remoción de contaminantes del ambiente.

**Tabla 9.2.**

Diferentes términos para definir las intervenciones del hombre para la mejora o recuperación de los ecosistemas alterados por las actividades humanas.

(Tabla 9.2). El término mejoramiento suele aplicarse a acciones sobre los hábitats, y se diferencia del de rehabilitación en que es una actividad de naturalización que intenta recuperar la estructura biológica mediante la revegetación, pero que no necesariamente va acompañada por el restablecimiento de los procesos funcionales del ecosistema. A veces se entiende por naturalización aquella que sólo persigue fines paisajísticos. Asimismo, se habla de remediación cuando se intenta sanear un ambiente removiendo las sustancias contaminantes que lo impactan; por ejemplo, extrayendo los lodos de un cuerpo de agua o reduciendo la carga de contaminantes que recibe. A veces, la remediación

se entiende como sinónimo de mitigación porque incluye acciones para mitigar los efectos perturbadores sobre el ecosistema. Debe tenerse en cuenta que la idea de “mejorar”, que está implícita en los términos rehabilitación y recuperación, es altamente subjetiva y puede incluir elevar el valor estético o recreativo de un sistema, pero no su mejor funcionamiento ecológico (Wohl et al 2005). El término recuperación no lleva implícito el regreso a un estado original, sino a uno con buen estado ecológico. Finalmente, mitigación es un término que no tiene que ver con la restauración en sí, sino con medidas para reducir un determinado impacto humano.

En ciertas situaciones, la restauración completa de un ecosistema fluvial completo (o parte de él) puede ser no realista o excesivamente costosa. Bajo estas circunstancias, la rehabilitación, mejoramiento o recuperación pueden resultar opciones apropiadas (Brads-haw 1996).

## LA ELUSIVA CONDICIÓN DE REFERENCIA

El concepto de restauración lleva implícito el regreso a un estado del ecosistema anterior a la perturbación. Esto puede ser fácil de enunciar, pero difícil de lograr en muchos casos (Palmer et al 2014). La larga historia de deterioro que han sufrido los arroyos y ríos puede hacer imposible encontrar ambientes prístinos dentro de una región que sirvan como modelo para definir los objetivos de la restauración. Es por eso que, dependiendo de la región donde está el sistema fluvial, se usan diferentes aproximaciones para definir esa condición “inicial”.

El caso más sencillo es cuando aún existan arroyos prístinos o muy poco perturbados, de características similares a las del arroyo que se planea restaurar. Pero cuando esto no es posible, se busca identificar sitios de referencia; es decir, arroyos o tramos de arroyos que muestran toda la variación en la morfología, sustrato y caudal de una región, y que tienen un bajo nivel de impacto (Hughes et al 1986). Esta condición de referencia representa un rango que surge de la variación natural en tiempo y en espacio (Stoddard et al 2006). A modo de ejemplo, en un estudio en el que intentábamos determinar los niveles basales de nutrientes en aguas de arroyos pampeanos (Feijoó y Lombardo 2007), tuvimos que establecer una serie de requisitos para definir la condición de referencia debido a la ausencia de cuencas sin agricultura en la región. Entre los requisitos se incluyeron la existencia de una zona ribereña no forestada y cubierta de pastizal natural, la ausencia de uso agrícola intensivo cerca del arroyo y de urbanizaciones en la cuenca, la inexistencia de perturbación física del cauce, y una buena calidad de agua. Finalmente, cuando el impacto es muy generalizado, se puede recurrir a lo “mejor de lo que ha quedado” (*the best what's left*; Stoddard et al 2006), que suelen ser sitios que tienen sólo una ligera semejanza con la condición natural.

Stoddard y colaboradores (2006) hacen una distinción más precisa entre los sitios de referencia, definiéndolos de la siguiente manera:

- a) Condición mínimamente perturbada: son sitios donde no existe una perturbación antrópica significativa.
- b) Condición histórica: Se define en relación a unas condiciones ambientales en el pasado. En Europa se refiere a las condiciones existentes previas al desarrollo de la agri-

cultura intensiva (alrededor de 1850 en Gran Bretaña y en el siglo XVII en Alemania). En cambio, en América se suele ubicar la condición histórica en la época previa a la ocupación europea, cuando sólo existía el impacto de los pueblos originarios.

c) Condición menos perturbada: Son sitios que presentan la mejor condición física, química y biológica del ecosistema que se puede encontrar actualmente en la región.

d) La mejor condición posible: Son sitios con las mismas condiciones anteriores, pero en los que se minimiza el inevitable impacto del uso de suelo en la cuenca sobre la biota y el funcionamiento fluvial mediante el uso de las mejores prácticas posibles.

Para definir la condición histórica, se puede recurrir a archivos de museos de historia natural y otras fuentes del pasado. Por ejemplo, Labay y colaboradores (2015) estimaron las distribuciones originales de peces de arroyos de Texas a partir de los datos existentes en colecciones de museos, y las compararon con las distribuciones actuales. Las pinturas y fotografías antiguas y las crónicas históricas, aunque ofrecen información menos detallada, también pueden dar una idea de cómo era la fisonomía de los ríos y arroyos en el pasado. En el caso de las Pampas, existen crónicas de viajeros como Samuel Haigh y Francis Bond Head, o de naturalistas como Alcide d'Orbigny, que describen como se veían los ambientes terrestres y acuáticos en la primera mitad del siglo XIX. Asimismo, aunque existen pocas representaciones pictóricas de ambientes acuáticos pampeanos de siglo XIX, hay algunas pinturas que los muestran con gran realismo (Fig. 9.1; Graziano et al 2021).

Una adecuada definición del estado histórico real es necesario, porque sino en la restauración se recrearía un sistema que no es el original, además de dilapidar recursos económicos. Por ejemplo, se creía que los arroyos del noreste de Estados Unidos se caracterizaban por ser sinuosos y anastomosados y por fluir por una llanura de sedimentos finos, y los esfuerzos de restauración se dirigieron a recrear dicho estado. Pero el análisis de diversa evidencia demostró que originariamente estos arroyos no eran ramificados y que estaban rodeados por humedales forestados. La construcción de molinos, la deforestación y el avance de la agricultura entre los siglos XVII y XIX favoreció la sedimentación de gran cantidad de material fino que acabó cubriendo los humedales y alterando por completo la fisonomía de los arroyos (Walter y Merritts 2008). Por lo tanto, cuando existe gran incertidumbre respecto a la condición histórica o inicial es importante utilizar una variedad de pruebas y evidencias para caracterizar dicha condición. En todo caso, para definir el estado del ecosistema que se quiere alcanzar con la restauración



**Figura 9.1.** Detalle de *La vuelta del malón* de Ángel Della Vella. Pintada en 1892, en esta icónica pintura argentina es posible identificar a la especie acuática de las márgenes (*Pontederia cordata*, en el inserto). La pintura se exhibe en el Museo Nacional de Bellas Artes de Buenos Aires<sup>1</sup> (imagen de Google Arts Project; inserto: foto de Claudia Feijó).

es recomendable combinar distintas aproximaciones, incluyendo información histórica, identificación de sitios de referencia, modelos analíticos y experimentos manipulativos (Rubin et al 2017). Finalmente, en algunos casos será necesario identificar múltiples modelos de referencia, especialmente cuando los ecosistemas nativos presentan dinámicas de no equilibrio, o incluso modelos alternativos cuando han ocurrido cambios irreversibles en el ecosistema, o se anticipa que ocurrirán (Gann et al 2019).

## ¿RESTAURAR QUÉ?

Una vez definido el estado deseable al que se quiere llevar al arroyo o río, hay que establecer qué es lo que se quiere restaurar del ecosistema fluvial. Es decir, plantear actuaciones concretas de restauración para obtener una *imagen objetivo* del estado deseable que se quiere alcanzar en el tramo de intervención (González del Tánago del Río y García de Jalón Lastra 2001). Debe tenerse en cuenta que los proyectos de restauración suelen ser costosos, lo que deja poco margen para fallos y fracasos. A modo de ejemplo, Steel y colaboradores (2008) propusieron varias estrategias alternativas para el mantenimiento de poblaciones de salmones migratorios en una cuenca en Washington, que incluían la remoción de barreras, la protección de las riberas y otras medidas. En todos los proyectos, el costo estimado fue de alrededor de 2 millones de dólares. Por lo tanto, desde el principio del proyecto debe haber una clara definición del aspecto del ecosistema al cual se dirigirán los esfuerzos de restauración. Así, es posible restaurar la “utilidad” del ecosistema, la estructura y función originales del ecosistema, o los servicios ecosistémicos que brinda (Yount y Niemi 1990, Palmer et al 1997, 2014).

## Restauración de la utilidad

Cuando la restauración se define en función de la “utilidad” del ambiente acuático, lo que se busca es recuperar aquellos aspectos del ecosistema que el público en general percibe como beneficiosos, en sentido utilitario. Un ejemplo sería la recuperación del stock pesquero de un río. En este caso, no interesa reconstituir el funcionamiento del ecosistema o la biodiversidad, sino sólo recuperar un beneficio que se ha perdido. Esta aproximación suele ser muy limitada y perdurar poco en el tiempo dado que no suele estar basada en la comprensión de cómo funciona el ecosistema fluvial, de modo que no se alcanza un estado de resiliencia frente a las perturbaciones.

## Restauración de la estructura y función del ecosistema

La restauración total o parcial de la estructura y funcionamiento fluvial es la aproximación más habitual, y puede ir desde una intervención mínima y barata a un esfuerzo extremadamente intensivo y costoso (Palmer et al 1997). El trabajo y dinero invertidos dependerán de los objetivos del proyecto y del historial de impacto que ha sufrido el ecosistema. Cuando se habla de restaurar la estructura del río o arroyo, lo que se busca es recuperar la biodiversidad original o una parte de ella; es decir, restablecer todas las especies que estaban originalmente en el ecosistema o una fracción de ellas. Para lograrlo,

<sup>1</sup> El pintor Daniel Santoro realizó un interesante análisis sobre la carga simbólica de esta pintura y la reinterpretó en varias de sus obras (véase: Otra vuelta del malón en Radar, suplemento del diario Página/12, del 19/12/2010).

se pueden recrear las condiciones para que las especies vuelvan a colonizar el ambiente fluvial. Para ello hace falta restablecer la dinámica fluvial; es decir, el equilibrio existente entre el caudal sólido (transporte de aluviones o sedimentos) y el caudal líquido (transporte de agua). Ambos transportes están condicionados por el tamaño mediano de los sedimentos y la pendiente del curso fluvial (Lane 1955).

Algunos especialistas proponen que la restauración debe enfocarse en crear condiciones para que los ecosistemas fluviales se recuperen a través de sus propios mecanismos intrínsecos. Esto incluye intervenciones para que las riberas recobren su estructura y función originales, para crear espacios fluviales estables, para mitigar los impactos de las crecientes extraordinarias (especialmente en arroyos urbanos) y para la creación de heterogeneidad de hábitat, usando técnicas de mejora morfológica y de bioingeniería del paisaje (Albert Sorolla, comunicación personal). Con estas estrategias, es posible recuperar al menos parte de la biodiversidad fluvial.

Muchas de las especies acuáticas son microscópicas y se dispersan fácilmente, por lo que la dispersión natural de la biota es usualmente efectiva para la recolonización (Bradshaw 1996). Sin embargo, esto puede no ser posible en cuerpos de agua aislados donde será necesario reintroducir las especies. A veces basta con una pequeña “ayuda”, como inocular al arroyo con sedimentos de otro cuerpo de agua que contengan propágulos de plantas y animales, y esperar que los procesos naturales de establecimiento y dispersión de las especies lleven al sistema a un estado más diverso (o maduro en la terminología de la teoría de la sucesión ecológica) (Bradshaw 1996). Ya se han desarrollado metodologías para el trasplante de comunidades enteras a arroyos (véase, por ejemplo, Haase y Pilotto 2019). Sin embargo, la reintroducción de animales de mayor tamaño o depredadores tope es más compleja, porque previamente debe recrearse una estructura trófica que pueda sostener los requerimientos energéticos de la especie en cuestión. Finalmente, debe tenerse en cuenta que la restauración no requiere la exclusión de especies exóticas que se hayan establecido bien y que no compitan con las especies autóctonas (Palmer et al 1997).

La recuperación total de la biodiversidad es un enfoque que sólo se puede aplicar en un número limitado de casos. Por eso, generalmente se busca restaurar algunas especies particulares que por su rol en el ecosistema, resultan indispensables para recrear la estructura y el funcionamiento fluvial. Bajo esta mirada, se puede tener por objetivo recuperar a las especies *claves* o las especies *ingenieras*, que son las que tienen un efecto desproporcionado sobre la estructura del ecosistema y sobre la comunidad biológica en relación a su densidad o biomasa total (ver capítulo 7; Palmer et al 1997). También se pueden intro-

ducir especies *iniciadoras*, que son especies autóctonas y no invasivas que asientan y mejoran el suelo y que permiten la llegada de otras especies. El problema es que en ciertas ocasiones es difícil identificar a estas especies, porque no son abundantes o porque su rol no es obvio (Palmer et al 1997). Otra posibilidad es restaurar la diversidad funcional, recuperando un mínimo de especies que asegure un apropiado funcionamiento del ecosistema (Palmer et al 1997). Esto se basa en la idea de que en los ecosistemas no impactados existen especies que cumplen roles similares (es decir, que existe redundancia funcional), y que actúan como un reaseguro cuando un evento imprevisto elimina una o más especies, aumentando la resiliencia frente a las perturbaciones y manteniendo la estabilidad del ecosistema a largo plazo (Pelletier et al 2020). Este es un campo por explorar, dado que aún existen pocos datos sobre redundancia funcional y sobre la influencia de las especies en las funciones ecosistémicas.

Un supuesto implícito en muchos proyectos es que la restauración de la diversidad de hábitats fluviales llevará a la restauración de las comunidades biológicas. Esta idea, que Palmer y colaboradores (1997) han denominado la *Hipótesis del Campo de los Sueños* (Dream Field Hypothesis), se basa en el principio *if you build it, they will come*<sup>2</sup>. Sin embargo, aunque esta hipótesis es generalmente aceptada, ha sido poco puesta a prueba (Palmer et al 1997). Hughes (2007) utilizó métodos moleculares para determinar la capacidad de dispersión de distintas especies acuáticas. Observó que con la excepción de insectos y peces de arroyos de llanura, la recolonización natural de sitios restaurados sólo sería posible dentro de un mismo arroyo, pero no entre cuencas. Por lo tanto, cuando una especie ha desaparecido de una cuenca, la restauración del hábitat por sí sola no asegura la recolonización del sitio. También es importante considerar el arreglo espacial del hábitat a restaurar, incluyendo el área superficial y la conectividad entre los parches de hábitat. No todos los parches son iguales, y la capacidad de moverse libremente entre parches heterogéneos en cantidad y calidad de los recursos puede ser esencial para muchas especies, particularmente si algunos parches sirven como refugio (Palmer et al 1997).

Otro supuesto implícito en los proyectos es que un bajo nivel de perturbación natural favorece la biodiversidad. Como el flujo es la variable que explica la geometría hidráulica del cauce, generalmente la restauración se dirige a recuperar el régimen natural del caudal, incluyendo su intensidad, duración y estacionalidad (Palmer et al

<sup>2</sup> *Field of Dreams* es una película de 1989 dirigida por Phil Alden Robinson. Caminando por su campo de maíz, un granjero tiene la visión de un campo de béisbol, mientras escucha una voz que le susurra: “Si lo construyes, él vendrá”. El granjero construye el campo de béisbol, sacrificando parte de su cosecha, y al cabo de un tiempo comienzan a aparecer los fantasmas de viejas glorias del béisbol que vienen a jugar.

1997). En algunos casos esto no es una opción, porque requeriría la eliminación de represas en el curso fluvial que se encuentran en pleno funcionamiento. En estas situaciones, la alternativa es producir disturbios periódicos que simulen los eventos naturales (Palmer et al 1997, Palmer y Ruhí 2019). Las represas, además, pueden actuar como barrera para los peces. Para reestablecer a conectividad longitudinal del río, se puede hacer una “pseudorremoción del embalse”, que consiste en construir un canal nuevo y paralelo al lecho fluvial que actúa como *by pass* para los peces (Birnie-Gauvin et al 2020). Esto permite mimetizar el régimen natural de caudal, al menos en cuanto a la conectividad.

Un tercer supuesto implícito es que la recuperación de las especies y sus recursos llevará a la restauración de los procesos ecológicos. Este supuesto se basa en el principio de que la función del ecosistema se relaciona con la biodiversidad (Lake et al 2007). Aunque en ciertas ocasiones esto es así (véase por ejemplo, Cardinale 2011), no puede establecerse como regla. El fracaso de algunos proyectos de restauración de biodiversidad ha promovido estrategias para la recuperación de procesos y funciones ecosistémicas (Beechie et al 2010, Palmer y Ruhí 2019). Así, se han aplicado prácticas para la restauración de la retención de nutrientes, la desnitrificación y los procesos metabólicos (fotosíntesis y respiración) de los arroyos. El resultado de estas prácticas ha sido dispar; mientras que algunos proyectos han logrado restaurar la función de interés (Riley y Dodds 2012, Lammers y Bledsoe 2017, Hansen et al 2018, Chowanski et al 2020, Levi y McIntyre 2020), en otros casos esto no fue posible (Lavelle et al 2019, Reisinger et al 2019).

### Restauración de los servicios ecosistémicos

En el esfuerzo de integrar la protección de los ecosistemas naturales con los intereses y necesidades sociales, en los últimos años se ha comenzado a poner el foco en la restauración de los servicios ecosistémicos fluviales (Palmer et al 2014). Aunque los servicios no fueran el objetivo inicial de la restauración, algunos proyectos han demostrado que su valor económico aumentaba en tramos restaurados respecto a tramos no restaurados de un mismo río (Vermaat et al 2016). Sin embargo, al usarse esta aproximación debe cuidarse que la maximización de un determinado servicio no resulte en un deterioro de los demás. En particular, un foco excesivo en los servicios de aprovisionamiento puede llevar a la sobreexplotación del ecosistema y al deterioro de los servicios de mantenimiento y regulación<sup>3</sup> (Palmer et al 2014, Comín et al 2018, Pelletier et al 2020). Dado que no existe un

<sup>3</sup> Por eso, autores como Comín y colaboradores (2018) sugieren no considerar a los servicios de aprovisionamiento en los proyectos de restauración.

nivel óptimo de servicios ecosistémicos, se debe lograr un equilibrio entre los servicios que balancee los deseos e intereses de grupos sociales diversos, y a menudo antagónicos (Pelletier et al 2020). Se han propuesto métodos para evaluar varios servicios ecosistémicos fluviales de manera simultánea, integrando información ecológica e intereses sociales, y para diseñar medidas acordes para su restauración (Trabucchi et al 2014, Comín et al 2018).

Sea cuál sea el objetivo de la restauración, siempre debe tenerse presente que los ríos y arroyos son sistemas abiertos, dinámicos y en constante re-equilibrio. Por lo tanto, idealmente la restauración debería orientarse a crear las condiciones para aumentar la resiliencia del ecosistema, favorecer su trayectoria hacia la estabilidad, recuperar la biodiversidad potencial y asegurar los servicios ecosistémicos.

### ¿CÓMO DETERMINAR EL ÉXITO DE LA RESTAURACIÓN?

Una vez diseñado y concretado el proyecto, es necesario evaluar si las manipulaciones realizadas se han traducido en la recuperación de la diversidad, funciones ecosistémicas o lo que se haya definido como objetivo de la restauración. Para ello, se deben realizar monitoreos periódicos luego de finalizada la restauración utilizando diversos indicadores de calidad ecológica (como los mencionados en el capítulo 6). Es importante diseñar el muestreo usando escalas adecuadas para las variables que se van a controlar. En el caso de fenómenos biológicos de alta frecuencia, el monitoreo debe hacerse a pequeña escala tanto espacial (por ejemplo, tramo del río), como temporal (días a meses) (Gore et al 1990, Poff y Ward 1990). Sin embargo, en algunos casos el monitoreo debe prolongarse durante varios años para detectar cambios significativos en el sistema restaurado (Roni et al 2008).

Llegados a este punto, ¿cómo establecemos si nuestro proyecto ha sido exitoso? Desafortunadamente, no existen criterios aceptados para definir una restauración exitosa entre los especialistas (Pelletier et al 2020). Por ejemplo, suele existir una brecha significativa entre lo que el público en general considera un nivel aceptable de restauración, y lo que los científicos perciben como ecosistemas fluviales funcionales (Wohl et al 2015). Asimismo, están las limitaciones propias del “material” con el que se trabaja. Como sostiene Décamps (2011), “la restauración no siempre llevará a análogos futuros de lo que ocurría en el pasado, sino a sistemas ‘nuevos’ o ‘híbridos’ creados por el hombre en un mundo cambiante”. Dadas estas restricciones, es esencial establecer claramente los objetivos e indicadores de éxito antes de iniciar el proyecto. Además, y siempre que sea posible, se debe recopilar información sobre el régimen de perturbaciones en el pasado, la trayectoria histórica del ecosistema y los

procesos regionales, a fin de establecer el punto de llegada de la restauración. Caso contrario, la definición de éxito del proyecto puede verse confundida por la ausencia de información pre-disturbio (Pelletier et al 2020).

Si bien no existen criterios universales del éxito de la restauración, La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER) ha propuesto un listado de atributos guía para determinar si el proyecto ha dado resultado (Tabla 9.3). Según el SER, no es necesario que se cumpla con todos los atributos para alcanzar el éxito, sino que dichos atributos demuestren una trayectoria del ecosistema hacia la meta o estado de referencia deseado. Algunos atributos son de fácil medición (como la biodiversidad), mientras que otros (especialmente los funcionales) pueden ser sumamente complejos de cuantificar y se debe recurrir a métodos de estima indirectos (SER 2004).

## ¿FUNCIONA LA RESTAURACIÓN?

Varios autores han realizado revisiones para determinar el éxito obtenido por los proyectos de restauración de arroyos y ríos reportados en la literatura científica (Tabla 9.4). En general, los efectos de la restauración parecen ser más evidentes sobre la biomasa, abundancia y formas

de vida de los organismos acuáticos que sobre la riqueza específica o la diversidad (Kail et al 2015, Verdonschot et al 2016, Ecke et al 2016). También se ha observado que la restauración física del río, incluyendo la mejora de la morfología del canal y las condiciones de hábitat, tiene efectos dispares sobre la biota: mientras que se ha detectado un efecto ecológico significativo para ciertos grupos de especies, su impacto parece ser nulo en otros casos (Friberg et al, 2016, Muhar et al 2016). Estas diferencias pueden deberse a la diferente efectividad de las medidas de restauración, o ser un artefacto producido por el uso de distintas metodologías de monitoreo y análisis de los datos (Roni et al 2008, Friberg et al 2016). Pocos proyectos han mostrado resultados exitosos en términos de aumento de la biodiversidad y retorno a las condiciones pre-disturbio (Palmer et al 2014, Friberg et al 2016, Polvi et al 2020), posiblemente porque la restauración de un tramo está altamente condicionada por la gestión de la cuenca aguas arriba. Algunos autores sugieren que sería mejor evaluar los rasgos funcionales y formas de vida de las especies más que la diversidad taxonómica para determinar el resultado de la restauración, dado que estas características de las especies modulan las diversas funciones ecosistémicas (Friberg et al 2016). Por otra parte, la restauración física del canal y de los hábitats puede no implicar la recuperación del flujo natural, la cual sigue siendo la variable control más relevante de la restauración (Palmer et al 2014, Friberg et al 2016).

1	El ecosistema restaurado tiene un conjunto de especies que son características del ecosistema en referencia y que proveen una estructura adecuada de la comunidad.
2	Consta de especies autóctonas hasta el máximo grado posible. En ecosistemas culturales restaurados se puede ser indulgente con las especies domésticas y ruderales.
3	Están representados todos los grupos funcionales necesarios para el desarrollo y establecimiento del ecosistema restaurado, o los grupos faltantes pueden recolonizar el ambiente de manera natural.
4	El ambiente físico del ecosistema restaurado puede sostener poblaciones reproductivas de las especies necesarias para la estabilidad de la comunidad.
5	El ecosistema restaurado aparentemente funciona de manera normal.
6	El ecosistema restaurado se ha integrado a la matriz ecológica o paisaje, con el cual interactúa.
7	Se han reducido o eliminado las amenazas a la salud e integridad del ecosistema.
8	El ecosistema restaurado es resistente a factores de stress normales y periódicos del ambiente local.
9	El ecosistema restaurado es autosustentable en el tiempo, aunque su composición específica y atributos pueden cambiar con las condiciones ambientales locales (como ocurre en el ecosistema de referencia).

**Tabla 9.3.**

Los nueve atributos de los ecosistemas restaurados propuestos por el SER (SER 2004).

Estudio	Número de proyectos	Hábitat	Respuesta			
			Macrófitas	Invertebrados	Peces	Servicios ecosistémicos
Matthews et al 2010	41	+	0	0	0	
Sundermann et al 2011	24			+		
Palmer et al 2010	78			0		
Stoll et al 2013	18				0	
Poppe et al 2016		+				
Kail et al 2015	155		+	+	+	
Roni et al 2008	345				+	
Bortolotti et al 2016	3					+
Ecke et al 2016	26		+			
Hering et al 2015	20		+	+	+	
Verdonschot et al 2016	19			0		

**Tabla 9.4.**

Evaluación de la respuesta de arroyos y ríos a proyectos de restauración según diversos autores. + indica una respuesta positiva a la restauración; - indica una respuesta negativa; 0 indica ausencia de respuesta.

La recuperación de las funciones ecosistémicas ha sido menos evaluada, pero en los proyectos en los que se ha abordado este aspecto parece predominar un efecto positivo de la restauración (Riley y Dodds 2012, Lammers y Bledsoe 2017, Hansen et al 2018, Chowanski et al 2020, Levi y McIntyre 2020). Finalmente, pocos estudios han considerado la restauración de los servicios ecosistémicos, y este es un campo de estudio fértil que sólo recientemente ha comenzado a examinarse.

Cuando se analiza la escala de los proyectos de restauración, los resultados también son heterogéneos: mientras que algunos autores reportan una mayor respuesta de los indicadores ecológicos a medida que aumenta la escala del proyecto (Matthew et al 2010), otros observaron efectos negativos o incluso nulos (Hering et al 2015, Friberg et al 2016, Levi y McIntyre 2020).

## ¿POR QUÉ FALLA LA RESTAURACIÓN?

Se han mencionado diversas causas por las cuales los proyectos de restauración pueden fracasar. Entre ellas se incluyen:

### a) No se conoce bien el sistema fluvial a restaurar.

Como ya se ha indicado, no siempre es posible determinar la condición histórica del arroyo o río. Este desconocimiento puede llevar a establecer una condición de “llegada” errónea para el sistema, y que no se puede alcanzar debido a las características ambientales de la región (Roni et al 2008). También pueden ocurrir que no se han identificado los múltiples estresores que están operando a escala local y de cuenca, y que impactan sobre la estructura y funcionamiento fluvial (Roni et al 2008, Roni y Beechie 2013, dos Reis Oliveira 2020, Pelletier et al 2020). Un adecuado diagnóstico de los estresores permitirá seleccionar medidas eficaces para eliminar o atenuar su efecto, favoreciendo el mejoramiento inicial del ecosistema.

### b) No es posible llevar al sistema al estado de referencia.

En un estudio el que se analizaron 89 estudios de restauración terrestre y acuática, se observó que la biodiversidad y los servicios ecosistémicos mejoraron en un 44% y 25%, respectivamente, en los ecosistemas restaurados

respecto a los degradados, pero que ambos parámetros fueron menores a los observados en ecosistemas de referencia (Rey Benayas et al 2009). Se han propuesto varias razones para explicar este “desempeño disminuido” de la restauración. En primer lugar, a veces no es posible reestablecer los hábitats del pasado, especialmente a escala de microhábitats, porque el proyecto es inadecuado o por la historia de impactos que arrastra el sistema (Hering et al 2015, Poppe et al 2016, Verdonschot et al 2016, Friberg et al 2016, Polvi et al 2020). También puede ser imposible restaurar los procesos físicos, químicos y biológicos, críticos y necesarios, para que el ecosistema alcance una condición estable y pueda sostenerse en el tiempo (Beechie et al 2010, Friberg et al 2016, Polvi et al 2020). La restauración puede verse como una perturbación que intenta mover al ecosistema a otro estado, que es el de referencia. Ese “regreso” puede seguir trayectorias no lineales e históricas, y entonces el esfuerzo para restaurar al arroyo un estado previo consume más tiempo y energía de lo esperado, pudiendo incluso fracasar (Stanley et al 2010, Nilsson et al 2017). En estos casos, la opción es obtener ecosistemas híbridos (es decir, sistemas que exhiben tanto características históricas como nuevas) o construir ecosistemas nuevos o ingenieriles (Hulvey et al 2013). Asimismo, debe considerarse que el ecosistema debe pasar por una serie de estados intermedios previamente a alcanzar la estabilidad (por ejemplo, debe reestablecerse la estructura del suelo, la dinámica de nutrientes, etc.). Por lo tanto, la restauración ideal sería un “diálogo” con la naturaleza (Albert Sorolla, comunicación personal).

Otra causa puede ser que el arroyo y la cuenca estén muy degradados, o que persistan legados del uso de suelo pasado (ver capítulo 5), pese a que los estresores fueron removidos (Palmer et al 2014, Smith et al 2016, Thompson et al 2017). Por ejemplo, en un experimento de restauración pasiva de un arroyo rural, se observó un aumento de la heterogeneidad de la vegetación ribereña luego de 8 años de exclusión del ganado, pero no una mejora de la calidad del agua (Muller et al 2016). Estos resultados mostraron la necesidad de mejorar las prácticas agrícolas e introducir heterogeneidad espacial para favorecer la biorremediación y lograr la recuperación de arroyo.

Finalmente, la imposibilidad de volver a un estado de referencia también puede deberse a la falta de una reserva regional de especies para la recolonización. Contrariamente a lo que sostiene la Hipótesis del Campo de los Sueños, la fragmentación ambiental y el empobrecimiento de la riqueza regional pueden hacer muy dificultoso el retorno de las especies acuáticas, aun cuando se hayan restaurado los hábitats fluviales (Sundermann et al 2011, Stoll et al 2013, Friberg et al 2016). La reserva de especies en la cuenca es un buen predictor de la riqueza local (Ecke et al 2016), y debe tenerse en cuenta al encarar la restauración. En el caso de peces e invertebrados, se ha observado que las poblaciones fuente de los taxa

deseados debe estar a menos de 5 km de los sitios restaurados para lograr la recolonización (Sundermann et al 2011, Friberg et al 2016). En caso contrario, es necesario reintroducir las especies de interés.

### **c) No se tienen en cuenta ciertos aspectos geomorfológicos de la cuenca y su evolución en el tiempo.**

Entre ellos pueden mencionarse:

1) No se ha considerado la dinámica fluvial. Los ríos cambian continuamente el curso en planta, en anchura y en profundidad, alterando la morfología del cauce. Se debe considerar, además, el papel que juega la vegetación del cauce y de la ribera como uno de los principales agentes de estos cambios.

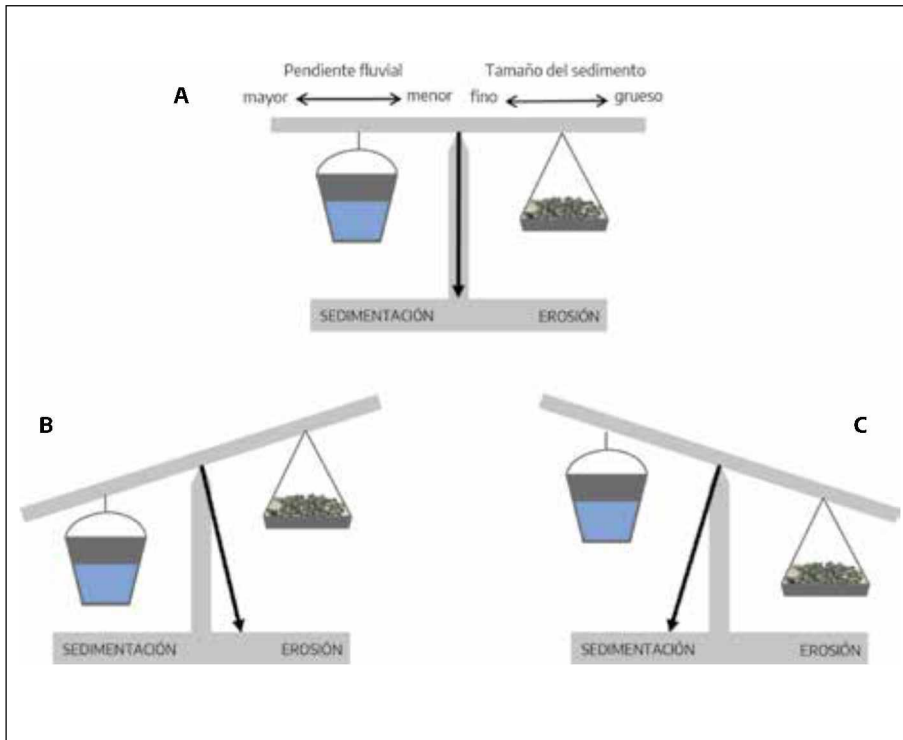
2) No se han respetado o mantenido las dimensiones apropiadas del cauce en anchura y profundidad para el caudal dominante (es decir, las crecientes ordinarias más recurrentes). De esta manera, se produce un desequilibrio en la dinámica fluvial ocasionando problemas de incisión e inestabilidad de las orillas, o todo lo contrario, promoviendo la sedimentación en el cauce hasta colmarlo. Estos desequilibrios en la dinámica fluvial han sido descritos por la *analogía de la balanza de Lane* (Fig. 9.2). La morfología del cauce es la respuesta del río al régimen de caudales dominantes y a los procesos fluviales de erosión y sedimentación (Martin Vide 2006)

3) No se ha tenido en cuenta la manera cómo cambia la geomorfología y el trazado del cauce en función del gradiente fluvial y la geometría hidráulica. Asimismo, no se han respetado las leyes de Fargue que hacen referencia a la relación empírica entre la anchura del cauce y la longitud del meandro. Tampoco se considera que la profundidad o calado variará según cómo evolucione la curvatura del trazado del cauce. Esto es consecuencia de que los ríos continuamente evolucionan formando formas sinuosas cambiantes, dado que un trazado rectilíneo es del todo inestable (Martín Vide 2006).

4) Según el tipo de intervenciones, es conveniente tener en cuenta conocimientos de ecoingeniería e hidráulica a nivel del cauce, y de cómo aplicar las distintas técnicas que ofrece la bioingeniería del paisaje. Muchas de las intervenciones para mejorar la estabilización de las orillas y frenar la erosión fracasan por no aplicar bien dichos conocimientos hidráulicos a pequeña escala dentro del tramo fluvial.

### **d) La escala del proyecto de restauración no es adecuada.**

Las escalas espaciales y temporales de muchas restauraciones suelen ser definidas más por restricciones logísti-



**Figura 9.2.**

La balanza de Lane. A) equilibrio dinámico entre la sedimentación y la erosión de los sedimentos o materiales de fondo. B) La retención de sedimentos por estructuras transversales al cauce ocasiona erosión progresiva aguas abajo e incisión del fondo, y éste evolucionará en el sentido de disminuir la pendiente del cauce. C) Cuando se reduce el caudal por derivaciones o trasvases de agua, aumenta la acreción del cauce por la acumulación de sedimentos. En B y C, la pendiente de lecho asume la función de reestablecer el equilibrio, que se traduce en los basculamientos que se dan en el fondo del cauce (modificado de Lane 1955).

cas, presupuestarias y sociales, que por un conocimiento específico de las escalas a las que operan los procesos que regulan al ecosistema (Lake et al 2007). Muchos proyectos se realizan a pequeña escala, generándose parches fragmentados de hábitats restaurados que están embebidos en la cuenca, en la que los procesos a gran escala afectan la dinámica interna de las áreas restauradas (Lake et al 2007, Friberg et al 2016, Polvi et al 2020). Además, muchas intervenciones fallan no debido a su pequeña escala, sino a la incompatibilidad de escala espacial entre estresores y acciones de restauración (Roni et al 2008, Wohl et al 2015, Friberg et al 2016, Smith et al 2016, dos Reis Oliveira et al 2020, Polvi et al 2020). Asimismo, el impacto de estresores que operan a gran escala, como inundaciones o sequías, pueden destruir los esfuerzos realizados a pequeña escala, y se requerirán sucesivas intervenciones para lograr algún grado de éxito (Lake et al 2007). El reconocimiento de la naturaleza jerárquica de los sistemas fluviales ha incentivado la implementación de proyectos de restauración a gran escala (Polvi et al 2020), que parecen funcionar mejor que los realizadas a pequeña escala (Matthews et al 2010). En todo caso, siempre es conveniente que en la gestión de la cuenca se comience en las nacientes para luego ir descendiendo hacia la desembocadura, ya que muchas veces es imposible restaurar tramos fluviales si aguas arriba persisten los impactos.

**e) El proyecto de restauración no es apoyado por los actores sociales.**

En general, en las acciones de restauración se consideran las limitaciones ecológicas del proyecto pero no las sociales, que pueden ser tan difíciles de abordar como

las ambientales (Hulvey et al 2013). Aunque un proyecto que intente llevar al ecosistema fluvial a un estado auto-sustentable en el tiempo resulta atractivo, puede haber una intensa presión de los actores sociales contra esta táctica al sentirse amenazados en sus intereses o necesidades (Roni y Beechie 2013, Palmer et al 2014). A veces, existe una discrepancia entre las expectativas de la sociedad respecto a los ambientes fluviales, que en gran parte son estéticas, y la comprensión científica de los ríos como sistemas dinámicos que requieren cierto nivel de perturbación y que tienen muchas funciones “invisibles”, como el intercambio de agua y solutos con el medio hiporreico (Wohl et al 2015).

El desarrollo de los proyectos de restauración requiere, en primer lugar, definir si el proyecto es considerado una opción por los diferentes actores locales, y en segundo lugar, lidiar con las potenciales visiones conflictivas del ecosistema a restaurar por parte de los individuos y grupos sociales (Hulvey et al 2013, Friberg et al 2016, Graziano et al 2019). En algunos casos, el proyecto puede proponer cambios que son rechazados de plano por la sociedad, y entonces la estrategia a seguir es el mantenimiento de un ecosistema híbrido en vez de llevar al río a su estado histórico (Hulvey et al 2013). Es importante resaltar que el éxito de un proyecto de restauración ocurre gracias a la colaboración interprofesional donde confluyen distintos intereses sociales, ambientales y socioeconómicos; y que la toma de decisiones suelen ser colectivas, bastante complejas y multidisciplinarias (Palmer et al 2014, Hulvey et al 2013, Graziano et al 2019, Pelletier et al 2020). Pero cuando se vence la desconfianza inicial al

proyecto, los vecinos suelen ser los que más aprecian los resultados de la restauración (Albert Sorolla, comunicación personal).

A su vez, la práctica de la restauración ecológica debería inspirarse en los diversos tipos de conocimiento aportados por los diferentes actores, incluyendo la experiencia práctica, el conocimiento tradicional y local de las comunidades, y la innovación científica (Gann et al 2019).

#### **f) Lo que falla no es la restauración sino el método para medir su éxito.**

En algunas ocasiones, la variable respuesta elegida para evaluar el resultado de la restauración no es la adecuada o no está bien definida<sup>4</sup>, o el monitoreo no ha sido diseñado de manera adecuada (Roni et al 2008, Roni y Beechie 2013, Friberg et al 2016, Rubin et al 2017, dos Reis Oliveira et al 2020). Por ejemplo, no está claro si los índices de sensibilidad de los macroinvertebrados a la contaminación son apropiados para medir la efectividad del proceso de restauración, aunque son ampliamente usados (Rubin et al 2017). Asimismo, en algunos casos el monitoreo post-restauración no es lo suficientemente extenso como para detectar las mejoras introducidas por el proyecto (Roni et al 2008, Roni y Beechie 2013, Rubin et al 2017). Incluso, la efectividad de la restauración puede ser mayor a corto que a largo plazo (Newcomer et al 2016)

La recuperación del ecosistema puede ser muy lenta, especialmente cuando se consideran los aspectos morfológicos. En un proyecto realizado en Dinamarca, se restauraron los meandros de un río canalizado de modo que el canal se extendió de 19 a 26 km. Luego de 10 años, se detectó una respuesta en la estabilidad del canal y la sedimentación, pero la formación de hábitats perdidos como islas, remansos y lagunas ribereñas fue muy incipiente y su total recuperación podría llevar centurias (Kristensen et al 2014). La edad del proyecto produce fuertes efectos no lineales en el resultado, lo que vuelve a resaltar la necesidad del monitoreo a largo plazo para entender mejor las trayectorias de cambio producidas por la intervención (Kail et al 2015, Friberg et al 2016, Pelletier et al 2020).

## **FILOSOFÍA Y DEONTOLOGÍA DE LA RESTAURACIÓN**

La gran experiencia acumulada en la restauración fluvial en las últimas décadas, nos permite proponer algunos principios “filosóficos” y deontológicos sobre la restauración y cómo abordarla.

<sup>4</sup> Por ejemplo, ¿cómo se mide el aumento de la heterogeneidad del hábitat o la mejora de su calidad?

### **Primer principio: La mejor restauración es la que no se hace**

La histéresis es un patrón común en los proyectos de restauración, con ecosistemas que raramente regresan a su estado pre-disturbio aunque se hayan eliminado o reducido los principales estresores (Rey Benayas et al 2009, Pelletier et al 2020). Cada ecosistema fluvial tiene características únicas, que son el producto de una larga historia de adaptación de los organismos acuáticos al ambiente y de eventos, a veces azarosos, que permitieron la colonización de ese lugar. Cuando un río o arroyo es modificado, se pierde su singularidad y es muy posible que no se pueda recuperar por completo a través de la restauración. En la actual economía industrial de crecimiento, la producción de energía y bienes baratos lleva a la degradación de los ecosistemas naturales, y los especialistas en restauración vienen a reparar este daño, creando en la sociedad la falsa expectativa de que los impactos ecológicos siempre pueden ser revertidos (Moore y Moore 2013). Por eso, estos autores sostienen que “lo que se debe restaurar son los valores culturales y una relación moral con la naturaleza”. Nuestro objetivo primario debería ser conservar la naturaleza y evitar el daño ambiental siempre que sea posible (Rey Benayas et al 2009).

### **Segundo principio: la restauración no debe crear mayores problemas de los que intenta resolver<sup>5</sup>**

Siempre que sea posible, se deben evitar las intervenciones costosas y de gran escala que pueden ocasionar un impacto significativo en los organismos y el ambiente fluvial mientras se llevan a cabo. Es preferible comenzar con acciones de restauración a pequeña escala, y sólo avanzar a intervenciones mayores si no se logran resultados apreciables. Una estrategia prudente es obtener un mosaico de ecosistemas históricos (o pre-disturbio) e ingenieriles (es decir, ecosistemas que se crean siguiendo los principios de la naturaleza) (Palmer et al 2014). Esto aseguraría que si algunos ecosistemas colapsan, otros se puedan mantener en funcionamiento (Jackson y Hobbs 2009).

### **Tercer principio: “Dejad que el río haga su trabajo”<sup>6</sup>**

En algunos ecosistemas fluviales se pueden lograr resultados apreciables realizando una restauración pasiva; es decir, eliminando o minimizando el impacto humano y dejando que el río siga su trayectoria natural de recuperación. Es una estrategia que puede funcionar bien en arroyos y ríos que no están muy alterados, especialmente

<sup>5</sup> “Ante todo, no harás daño” (atribuido a Hipócrates).

<sup>6</sup> González del Tánago del Río y García de Jalón Lastra (2001). O, como canta Carly Simon, “let the river run”.

en cuanto a la morfología del cauce fluvial. Sus principales ventajas son el bajo impacto de la intervención y la reducción de los costos del proyecto.

**Cuarto principio: Ser realistas con el objetivo de la restauración (y cuidadosos con el dinero)**

En ambientes sumamente degradados, no resulta efectivo correr tras un ideal fluvial inalcanzable bajo las condiciones imperantes, pero se pueden “construir” ecosistemas ingenieriles que realicen algunos de los procesos naturales perdidos y que sean sustentables en el tiempo (Palmer et al 2014). Esto también permite reducir costos, que si llegaran a ser muy altos puede llevar a que gestores y decisores políticos descarten el proyecto. Dado que la respuesta a la restauración varía mucho entre ecosistemas fluviales, el manejo adaptativo suele ser la mejor opción (Kail et al 2015, Friberg et al 2016). En esta aproximación el proyecto es evaluado, en lo posible, de manera sistemática una vez finalizado, y con esta nueva información se van realizando ajustes al mismo tiempo que se gana conocimiento sobre las funciones y respuestas de los ecosistemas (Downs y Kondolf 2002). En toda restauración, aprendemos de los errores.

**Quinto principio: monitorear los resultados a corto y largo plazo**

La evaluación de los resultados de las acciones de restauración es todavía rara, y suele limitarse a los primeros años de finalizado el proyecto (Friberg et al 2016). El monitoreo a largo plazo permite comprender mejor las trayectorias de cambio del ecosistema inducidas por la restauración e identificar las medidas que favorecen su sustentabilidad a largo plazo (Friberg et al 2016).

**Sexto principio: considerar el contexto socio-económico**

Los proyectos de restauración deben tener en cuenta las expectativas de la sociedad. Esto implica incorporar los beneficios sociales, promover el sentido de gobernanza de las comunidades locales, e incluir a los distintos “propietarios” del río en el diseño, implementación y

mantenimiento del proyecto de restauración, tratando de minimizar las asimetrías de poder que existen entre ellos (Smith et al 2016). El compromiso social conlleva procesos de negociación y renegociación que pueden ser arduos, pero que son necesarios para el éxito del proyecto (Wohl et al 2015).

**Séptimo principio: la restauración debe regirse por un código deontológico**

Dado que los proyectos de restauración son de interés público, debemos evitar la malversación de dinero público realizando actuaciones faraónicas innecesarias, o aplicando técnica ingenieriles altamente costosas y sofisticadas cuando se puede recurrir a técnicas -como la bioingeniería del paisaje- mucho más simples, menos impactantes y más eficaces. Es decir, hay que intervenir a favor de la naturaleza en lugar de actuar en su contra. Existen muchísimos ejemplos de trazados de cauces que se rigen por un diseño estético sin tener en cuenta la dinámica fluvial, lo que a la larga causa muchos más problemas de erosión e inestabilidad en las márgenes que luego son irreparables, y que requieren un mantenimiento constante después de cada creciente debido a la excesiva erosión o la rotura de las estructuras.

**HACIA UNA RESTAURACIÓN BASADA EN LA EMPATÍA CON LA NATURALEZA**

Pese a todos los esfuerzos realizados hasta ahora, los arroyos y ríos restaurados o protegidos siguen siendo pocos en relación a la enorme cantidad de ecosistemas fluviales alterados. La degradación de los ambientes de agua dulce continúa, incluso en regiones del planeta que aún cuentan con sistemas relativamente poco impactados. La mayoría de los estudios de restauración se han realizado en Norte América, Europa, Australia y Nueva Zelanda, pero se ha publicado muy poco sobre Sudamérica y Asia (Feld et al 2011). Argentina, en particular, ha asumido diversos compromisos en el marco de iniciativas internacionales de restauración (Tabla 9.5; Meli et al 2017), pero ha avanzado muy poco en ese sentido.

Iniciativa	Compromiso
Convención de la Diversidad Biológica	Restaurar al menos el 15% de los ecosistemas degradados para el 2020
Bonn Challenge	Restaurar al menos 1 millón de hectáreas de tierras degradadas y deforestadas
Iniciativa 20x20	Restaurar 1 millón de hectáreas

**Tabla 9.5.** Compromisos de Argentina en diversas iniciativas internacionales de restauración.

El grado de deterioro que están sufriendo los ecosistemas fluviales requiere de una nueva visión de la restauración, basada en la empatía con la naturaleza. Como sostienen Wantzen y colaboradores (2016), necesitamos desarrollar una ética del cuidado de la naturaleza, análoga al cuidado entre los seres humanos, rescatando los ideales de muchos pueblos indígenas que consideran a la Naturaleza como una Madre a la que se debe cuidar y proteger (Martínez y Porcelli 2018). Los desafíos que enfrentamos también requieren un fuerte compromiso de la sociedad para revertir la tendencia a la degradación fluvial, y el esfuerzo colaborativo de diversos actores sociales. La participación social en los proyectos de restauración, permitiendo el acceso de colectivos tradicionalmente relegados en los procesos de decisión, puede llevar a la resolución de conflictos entre grupos antagónicos, fomentando la paz y la colaboración (Gosnell y Kelly 2010). Frente a la grave crisis ambiental que estamos atravesando, la colaboración y el esfuerzo mancomunado son otros de los frutos que ofrece la restauración.

## REFERENCIAS

- Beechie, T.J., D.A. Sear, J.D. Olden, G.R. Pess, J.M. Buffington, H. Moir, P. Roni y M.A. Pollock. 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience* 60: 209-222.
- Birnie-Gauvin, K., J. Nielsen, S.B. Frandsen, H.-M. Olsen y K. Aarestrup. 2020. Catchment-scale effects of river fragmentation: A case study on restoring connectivity. *Journal of Environmental Management* 264: 110408.
- Bortolotti, L.E., V.L. St Louis, R.D. Vinebrooke y A.P. Wolfe. 2016. Net Ecosystem Production and Carbon Greenhouse Gas Fluxes in Three Prairie Wetlands. *Ecosystems* 19: 411-425.
- Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 3-9.
- Cardinale, B.J. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472: 86-89.
- Chowanski, K., L. Kunza, G. Hoffman, L. Genzoli y E. Stickney. 2020. River management alters ecosystem metabolism in a large oligotrophic river. *Freshwater Science* 39: 534-548.
- Comín, F.A., B. Miranda, R. Sorando, M.R. Felipe-Lucia, J.J. Jiménez y E. Navarro. 2018. Prioritizing sites for ecological restoration based on ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 55: 1155-1163.
- Décamps, H. 2011. River networks as biodiversity hotlines. *Comptes Rendus Biologies* 334: 420-434.
- dos Reis Oliveira, P.C., H.G. van der Geest, M.H.S. Kraak, J.J. Westveer, R.C.M. Verdonshot y P.F.M. Verdonshot. 2020. Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? *Journal of Environmental Management* 264: 110417.
- Downs, P.W., y G.M. Kondolf. 2002. Post-project appraisals in adaptive management of river channel restoration. *Environmental Management* 29: 477-496.
- Ecke, F., S. Hellsten, J. Köhler, A.W. Lorenz, J. Rääpysjärvi, S. Scheunig, J. Segersten y A. Baattrup-Pedersen. 2016. The response of hydrophyte growth forms and plant strategies to river restoration. *Hydrobiologia* 769: 41-54.
- Feijóo, C., y R.J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research* 41: 1399-1410.
- Feld, C.K., S. Birk, D.C. Bradley, D. Hering, J. Kail, A. Marzin, A. Melcher, D. Nemitz, M.L. Pedersen, F. Pletterbauer, D. Pont, P.F.M. Verdonshot y N. Friberg. 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again. A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in Ecological Research* 44: 119-209.
- Friberg, N., N.V. Angelopoulos, A.D. Buijse, I.G. Cowx, J. Kail, T.F. Moe, H. Moir, M.T. O'Hare, P.F.M. Verdonshot y C. Wolter. 2016. Effective River Restoration in the 21st Century: From Trial and Error to Novel Evidence-Based Approaches. *Advances in Ecological Research* 55: 535-611.
- Gann, G.D., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C.R. Nelson, J. Jonson, J.G. Hallett, C. Eisenberg, M.R. Guariguata, J. Liu, F. Hua, C. Echeverría, E. Gonzales, N. Shaw, K. Declerck y K.W. Dixon. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration (segunda edición). Society of Ecological Restoration (SER), Washington D.C.
- González del Tánago del Río, M., y D. García de Jalón Lastra. 2001. Restauración de ríos y riberas (segunda edición). Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Gore, J.A., J.R. Kelly y J.D. Yount. 1990. Application of ecological theory to determining recovery potential of disturbed lotic ecosystems - research needs and priorities. *Environmental Management* 14: 755-762.
- Gosnell, H., y E.C. Kelly. 2010. Peace on the river? Social-ecological restoration and large dam removal in the Klamath basin, USA. *Water Alternatives* 3: 361-383.
- Graziano, M., G.S. de Groot, L.D. Pilato, M.L. Sánchez, I. Izaguirre y H.N. Pizarro. 2019. Fostering urban transformations in Latin America: lessons around the ecological management of an urban stream in coproduction with a social movement (Buenos Aires, Argentina). *Ecology and Society* 24: 13.
- Graziano, M., A. Giorgi y C. Feijóo. 2021. Multiple stressors and socio-ecological traps in Pampean streams (Argentina): a conceptual model. *Science of Total Environment* 765: 142785.

- Haase, P., y F. Pilotto. 2019. A method for the reintroduction of entire benthic invertebrate communities in formerly degraded streams. *Limnologia* 77: 125689.
- Hansen, A.T., C.L. Dolph, E. Foufoula-Georgiou y J.C. Finlay. 2018. Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale. *Nature Geosciences* 11: 127-132.
- Hering, D., J. Aroviita, A. Baattrup-Pedersen, K. Brabec, T. Buijse, F. Ecke, N. Friberg, M. Gielczewski, K. Januschke, J. Köhler, B. Kupilas, A.W. Lorenz, S. Muhar, A. Paillex, M. Poppe, T. Schmidt, S. Schmutz, J. Vermaat, P.F.M. Verdonschot, R.C.M. Verdonschot, C. Wolter y J. Kail. 2015. Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: A field study of 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology* 52: 1518-1527.
- Hughes, J.M. 2007. Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. *Freshwater Biology* 52: 616-631.
- Hughes, R.M., D.P. Larsen y J.M. Omernik. 1986. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental Management* 10: 629-635.
- Hulvey, K.B., R.J. Standish, L.M. Hallett, B.M. Starzomski, S.D. Murphy, C.R. Nelson, M.R. Gardener, P.L. Kennedy, T.R. Seastedt y K.N. Suding. 2013. Incorporating novel ecosystems into management frameworks. En: R.J. Hobbs, E.S. Higgs y C.M. Hall (eds.), *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*, John Wiley & Sons, Oxford.
- Jackson, S.T., y R.J. Hobbs. 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* 325: 567-569.
- Kail, L., K. Brabec, M. Poppe y K. Januschke. 2015. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 58: 311-321.
- Kristensen, E.A., B. Kronvang, P. Wiberg-Larsen, H. Thodsen, C. Nielsen, E. Amor, N. Friberg, M.L. Pedersen, y A. Baattrup-Pedersen. 2014. 10 years after the largest river restoration project in Northern Europe: Hydromorphological changes on multiple scales in River Skjern. *Ecological Engineering* 66: 141-149.
- Labay, B.J., D.A. Hendrickson, A.E. Cohen, T.H. Bonner, R.S. King, L.J. Kleinsasser, G.W. Linam y K.O. Winemille. 2015. Can species distribution models aid bioassessment when reference sites are lacking? Tests based on freshwater fishes. *Environmental Management* 56: 835-846.
- Lake, P.S., N. Bond y P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597-615.
- Lammers, R.W., y B.P. Bledsoe. 2017. What role does stream restoration play in nutrient management? *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 6: 335-371.
- Lane, E.W. 1955. The importance of fluvial geomorphology in hydraulic engineering. *Proceedings ASCE (American Society of Civil Engineers)* 81, Paper n° 745: 1-17.
- Lavelle, A.M., N.R. Bury, F.T. O'Shea y M.A. Chadwick. 2019. Influence of urban river restoration on nitrogen dynamics at the sediment-water interface. *Plos One* 14: e0212690.
- Levi, P.S., y P.B. McIntyre. 2020. Ecosystem responses to channel restoration decline with stream size in urban river networks. *Ecological Applications* 30: e02107.
- Martín Vide, J.P. 2006. Ingeniería de ríos (2ª edición). Publicaciones Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona.
- Martínez, A.N., y A.M. Porcelli. 2018. Una nueva visión del mundo: la ecología profunda y su incipiente recepción en el derecho nacional e internacional (Segunda parte). *Lex* 21: 309-348.
- Matthews, J., B. Reeze, C.K. Feld y A.J. Hendricks. 2010. Lessons from practice: assessing early progress and success in river rehabilitation. *Hydrobiologia* 655: 1-14.
- Meli, P., F.F. Herrera, F. Melo, S. Pinto, N. Aguirre, K. Musálem, C. Minaverri, W. Ramírez y P.H.S. Brancalion. 2017. Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology* 25: 156-163.
- Moore, K.D., y J.W. Moore. 2013. Ecological restoration and enabling behavior: a new metaphorical lens? *Conservation Letters* 6: 1-5.
- Muhar, S., K. Januschke, J. Kail, M. Poppe, S. Schmutz, D. Hering y A.D. Buijse. 2016. Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: context, methodological framework, selected results and recommendations. *Hydrobiologia* 769: 3-19.
- Muller, I., M. Delisle, M. Ollitrault e I. Bernez. 2016. Responses of riparian plant communities and water quality after 8 years of passive ecological restoration using a BACI design. *Hydrobiologia* 781: 67-79.
- National Research Council. 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy. The National Academies Press, Washington D.C.
- Newcomer, T.A., S.S. Kaushal, P.M. Mayer, R.M. Smith y G.M. Sviridchi. 2016. Nutrient Retention in Restored Streams and Rivers: A Global Review and Synthesis. *Water* 8: 116.
- Nilsson, C., J.M. Sarnecki, D. Palm, J. Gardeström, F. Pilotto, L.E. Polvi, L. Lind, D. Holmqvist y H. Lundqvist. 2017. How Do Biota Respond to Additional Physical Restoration of Restored Streams? *Ecosystems* 20: 144-162.
- Palmer, M.A., R.F. Ambrose y N.L. Poff. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 291-300.

- Palmer, M.A., S. Filoso y R.M. Fanelli. 2014. From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. *Ecological Engineering* 65: 62-70.
- Palmer, M.A., H.L. Menninger y E. Bernhardt. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55: 205-222.
- Palmer, M., y A. Ruhi. 2019. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science* 365: eaaw2087.
- Pelletier, M.C., J. Ebersole, K. Mulvaney, B. Rashleigh, M.N. Gutierrez, M. Chintala, A. Kuhn, M. Molina, M. Bagley y C. Lane. 2020. Resilience of aquatic systems: Review and management implications. *Aquatic Sciences* 82: 44.
- Poff, N.L., y J.V. Ward. 1990. Physical habitat template of lotic systems. Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14: 629-645.
- Polvi, L.E., L. Lind, H. Persson, A. Miranda-Melo, F. Pilotto, X. Su y C. Nilsson. 2020. Facets and scales in river restoration: Nestedness and interdependence of hydrological, geomorphic, ecological, and biogeochemical processes. *Journal of Environmental Management* 265: 110288.
- Poppe, M., J. Kail, J. Aroviita, M. Stelmaszczyk, M. Giełczewski y S. Muhar. 2016. Assessing restoration effects on hydromorphology in European mid-sized rivers by key hydromorphological parameters. *Hydrobiologia* 769: 21-40.
- Reisinger, A.J., T.R. Doody, P.M. Groffman, S.S. Kaushal y E.J. Rosi. 2019. Seeing the light: urban stream restoration affects stream metabolism and nitrate uptake via changes in canopy cover. *Ecological Applications* 29: e01941.
- Rey Benayas, J.M., A.C. Newton, A. Díaz y J.M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124.
- Riley, A.J., y W.K. Dodds. 2012. The expansion of woody riparian vegetation, and subsequent stream restoration, influences the metabolism of prairie streams. *Freshwater Biology* 57: 1138-1150.
- Roni, P., y T. Beechie. 2013. *Stream and Watershed Restoration*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Roni, P., K. Hanson y T. Beechie. 2008. Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 856-890.
- Rubin, Z., G.M. Kondolf y B. Ríos-Touma. 2017. Evaluating stream restoration projects: What do we learn from monitoring? *Water* 9: 174.
- SER (Society for Ecological Restoration International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas). 2004. Principios de SER Internacional sobre la restauración ecológica. [www.ser.org](http://www.ser.org)
- Smith, R.F., R.J. Hawley, M.W. Neale, G.J. Vietz, E. Diaz-Pascacio, J. Herrmann, A.C. Lovell, C. Prescott, B. Rios-Touma, B. Smith y R.M. Utz. 2016. Urban stream renovation: incorporating societal objectives to achieve ecological improvements. *Freshwater Science* 35: 364-379.
- Stanley, E., S.M. Powers y N.R. Lottig. 2010. The evolving legacy of disturbance in stream ecology: concepts, contributions, and coming challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 67-83.
- Steel, E.A., A. Fullerton, Y. Caras, M.B. Sheer, P. Olsen, D. Jensen, J. Burke, M. Maher y P. McElhany. 2008. A spatially explicit decision support system for watershed-scale management of salmon. *Ecology and Society* 13: 50.
- Stoddard, J.L., D.P. Larsen, C.P. Hawkins, R.J. Johnson y R.H. Norris. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16: 1267-1276.
- Stoll, S., A. Sundermann, A.W. Lorenz, J. Kail y P. Haase. 2013. Small and impoverished regional species pool constrain colonization of restored river reaches by fishes. *Freshwater Biology* 58: 664-674.
- Sundermann, A., A. Stoll y P. Haase. 2011. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21 : 1962-1971.
- Thompson, R.M., A.J. King, R.M. Kingsford, R. Mac Nally y N.L. Poff. 2017. Legacies, lags and long-term trends: Effective flow restoration in a changed and changing world. *Freshwater Biology* 63: 986-995.
- Trabucchi, M., P.J. O'Farrell, E. Notivol y E.A. Comín. 2014. Mapping ecological processes and ecosystem services for prioritizing restoration efforts in a semi-arid Mediterranean river basin. *Environmental Management* 53: 1132-1145.
- Verdonschot, R.C.M., J. Kail, B.G. McKie y P.F.M. Verdonschot. 2016. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 769: 55-66.
- Vermaat, J.E., A.J. Wagtenonk, R. Brouwer, O. Sheremet, E. Ansink, T. Brockhoff, M. Plug, S. Hellsten, J. Aroviita, L. Tylec, M. Giełczewski, L. Kohut, K. Brabec, J. Haverkamp, M. Poppe, K. Böck, M. Coerssen, J. Segersten y D. Hering. 2016. Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. *Hydrobiologia* 769: 121-135
- Walter, R.C., y D.J. Merritts. 2008. Natural streams and the legacy of water-powered mills. *Science* 319: 299-304.

Wantzen, K.H., A. Ballouche, I. Longuet, I. Bao, H. Bocoum, L. Cissé, M. Chauhan, P. Girard, B. Gopal, A. Kane, M.R. Marchese, P. Nautiyal, P. Teixeira y M. Zalewski. 2016. River Culture: An eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. *Ecohydrology & Hydrobiology* 16: 7-18.

Wohl, E., P.L. Angermeier, B. Bledsoe, G.M. Kondolf, L. MacDonnell, D.M. Merritt, M.A. Palmer, N. LeRoy Poff y D. Tarbo-

ton. 2005. River restoration. *Water Resources Research* 41: 10301.

Wohl, E., S.N. Lane y A.C. Wilcox. 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research* 51: 5974-5997.

Yount, J.D., y G.J. Niemi. 1990. Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance -a narrative review of case studies. *Environmental Management* 14: 547-569.

# PRÁCTICA DE LA RESTAURACIÓN FLUVIAL

Adonis Giorgi y Claudia Feijó

*Ecosystem restoration [...] should not be confounded with “gardening” river margins in urban areas, as it often is. Instead, river restoration should focus on recovering the dynamic characteristics of rivers...*

Sabater, Elosegui y Dudgeon (2013)

## MÉTODOS DE RESTAURACIÓN: DE LA CUENCA AL TRAMO Y DEL TRAMO A LOS HÁBITATS

Los problemas más habituales que llevan al deterioro de los ríos suelen actuar en forma conjunta. Como ya hemos mencionado, entre estos problemas pueden enumerarse la destrucción del hábitat y fragmentación del paisaje, la introducción de especies exóticas, la sobreexplotación del agua y recursos acuáticos, cambios en el uso de suelo en la cuenca, la erosión, el desarrollo agrícola y el incremento de contaminación. En algunos casos predomina un problema que llama la atención a los pobladores o gestores, y eso permite que se comiencen a pensar acciones de restauración que pueden o no ser adecuadas para enfrentar el conjunto de problemas de ese río en particular. Hay que destacar que siempre es mejor la opción de conservación que la de restauración, de modo que si tenemos ecosistemas fluviales poco impactados, hay que estudiar de qué modo preservarlos y no realizar intervenciones que incrementen su deterioro (Palmer et al 2005).

Cuando hablamos de restauración en el sentido de recuperación de un río muchas veces se utiliza la imagen del río Támesis. Sucede que este río, al igual que muchos otros del planeta, tiene una dilatada historia de degradación, pero también ha sido el objeto de diversas medidas de recuperación. En 1620 durante una homilía, el obispo de Londres alertó sobre los olores que el río traía a la ciudad, así como las molestias que éstos ocasionaban a la población. Estos olores se producían porque el río recibía las aguas servidas de la ciudad, sin tratamiento alguno. Nada pasó y en 1832 comenzó la epidemia de cólera, que estuvo presente durante 20 años dado que se continuaba utilizando agua del río para beber. Llegado 1850, y con el incremento de los

efluentes industriales que se habían sumado además de la persistencia de olores, desaparece la pesca. Esto disparó la emergencia de un plan de limpieza y a fines del siglo XIX se desarrollaron varias estrategias para el tratamiento adecuado de los efluentes. Esto mejora la situación del río de tal manera que hacia 1920 vuelven a aparecer los peces. Sin embargo, estos tratamientos no resultaron suficientes porque el vertido de efluentes siguió incrementándose. Además, durante la Segunda Guerra mundial varias plantas de tratamiento fueron bombardeadas. En 1950, el río no transportaba oxígeno debido a que se consumía en su totalidad durante la degradación (incompleta) de los contaminantes que ingresaban con los efluentes. Los peces desaparecen nuevamente, en tanto que se vuelven notables las emanaciones de sulfuros. En 1957, el Museo de Historia Natural de Londres declara al río biológicamente muerto. Pero en 1975, utilizando nuevos métodos de tratamiento, se vuelve a producir lentamente una nueva recuperación de las comunidades de peces e invertebrados. A partir de allí hubo muchas otras crisis, entre ellas las producidas por ingreso de metales pesados o por el exceso de efluentes, por lo que en algunos sitios se agregó aireación artificial que permitió recuperar los niveles de oxígeno en las aguas. Lo cierto es que en los últimos años se ha registrado un crecimiento sostenido de la diversidad, con unas 120 especies de peces, además de mamíferos marinos como delfines y focas. En la actualidad, otras amenazas como la gran cantidad de microplásticos, medicamentos y cocaína que se ha encontrado en los peces significan nuevos desafíos para su rehabilitación (Hardach 2015, Chada 2017).

Del ejemplo del río Támesis se pueden extraer varias enseñanzas. En primer lugar, que un río o ambiente fluvial no se restaura o rehabilita para siempre. Se pueden lograr grandes avances, pero también pueden aparecer nuevas amenazas. En segundo lugar, queda claro que puede actuarse en un sector del río o de la cuenca, pero no en toda ella. En tercer lugar, el registro de un síntoma de mal funcionamiento como los olores o la incidencia del cólera no resultaron suficientes para que se iniciaran los esfuerzos de rehabilitación; sin embargo, la desaparición de peces fue tomado como un signo de alarma mayor, lo que probablemente junto a una mayor percepción de la problemática por parte de la sociedad llevó a iniciar acciones de rehabilitación.

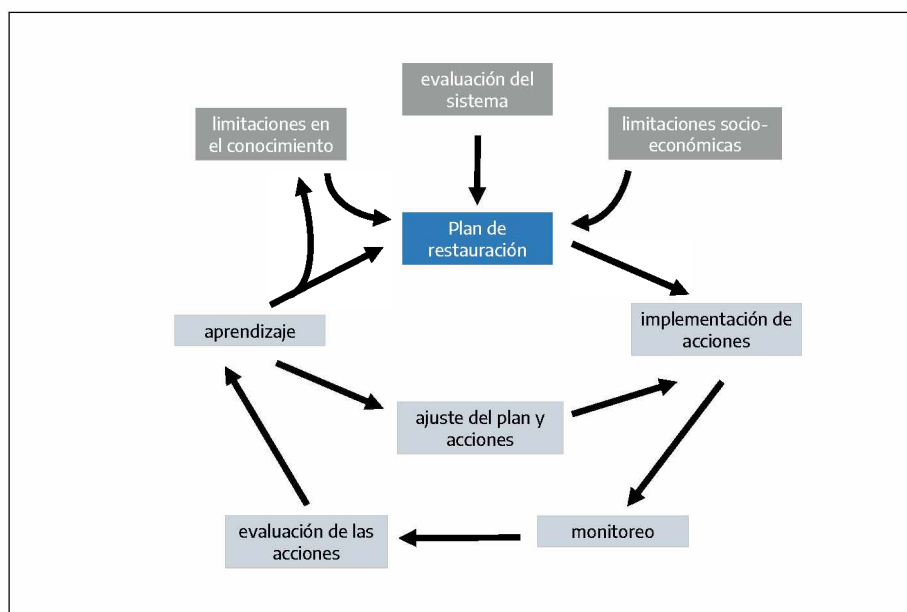
### Restauración a escala de cuenca

Cualquier acción de restauración debe comenzar con establecer un diagnóstico adecuado de la problemática tanto en el sector a intervenir como en toda la cuenca. Como dijimos, es posible intervenir en un sector pero sin perder de vista que cualquiera sea éste, está inserto en una cuenca. En base a dicho diagnóstico deben establecerse los objetivos y plazos para la rehabilitación o restauración. Los objetivos permiten bosquejar posibles escenarios que deben ser discutidos y acordados con los usuarios, propietarios y habitantes de las distintas zonas. Una vez que se realizan las acciones para intentar cumplir esos objetivos, el proceso de restauración debe monitorearse y ajustarse periódicamente teniendo en cuenta que se sostengan los principales objetivos del proyecto propuesto (Fig. 10.1).

Es importante destacar que una vez establecido el diagnóstico, si no se puede incidir activamente en la resolución del problema, se lo puede hacer de manera pasiva. Esto significa que si, por ejemplo, uno de los problemas a resolver es la erosión y durante el diagnóstico se identificó que la erosión la producía el ingreso del ganado al ambiente fluvial así como el pisoteo frecuente de sus áreas ribereñas, puede excluirse el ganado mediante un alambrado o boyero eléctrico y empezar a registrar los cambios que se producen en ese ambiente. La restauración pasiva puede aplicarse cuando es posible anular el factor de presión o deterioro. Es probable que esa acción no mejore el ambiente en su totalidad, pero permite que la naturaleza produzca cambios mientras se estudian otras acciones de restauración posibles (ver Caja 10.1).

No hay recetas a seguir para restaurar una cuenca o un sector de la misma. Sin embargo, González del Tánago del Río y García de Jalón Lastra (2001) establecen diez principios a tener en cuenta para la restauración fluvial:

1. *La conexión del río con su cuenca:* Debe estudiarse el grado de comunicación entre distintos sitios de la cuenca, las riberas, si hay diques que reducen la conectividad longitudinal, qué cantidad y calidad de sedimentos se transportan, etc.
2. *El régimen de caudales es el factor clave del ecosistema fluvial:* Los caudales estructuran la morfología de los cauces; por lo tanto, el caudal debe mantener tanto su valor medio natural así como los rangos de variación que permiten el sostenimiento de las comunidades que habitan ese ecosistema.



**Figura 10.1.** Proceso de diseño y puesta en marcha de un proyecto de restauración fluvial (adaptado de Hermoso et al 2012).

3. *La morfología del cauce es la respuesta del río al comportamiento hidrológico de su cuenca:* La sola observación de las características morfológicas de un segmento permiten tener una aproximación al funcionamiento de la cuenca en cuanto a procesos de incisión y erosión lateral.

4. *La biodiversidad del río es producto de la heterogeneidad de hábitats y de la conectividad funcional entre ellos:* En general, la mayor variedad de hábitats promueve una mayor biodiversidad aunque, como se advertía en el capítulo anterior, puede ocurrir que pese a la existencia de heterogeneidad de hábitats la diversidad sea baja.

5. *Individualidad de sistemas fluviales:* Un matemático argentino, Oscar Varsavski, solía decir que una molécula es igual en todos lados, pero que no sucede lo mismo con un río. Puede agregarse que, a su vez, los ríos son diferentes a sí mismos bajo distintas condiciones climáticas. Por ello cada proyecto será diferente. Aún ante problemáticas similares puede haber soluciones diferentes de acuerdo a la morfología y biología particulares.

6. *Actuar a favor de la naturaleza es más eficaz que actuar en contra:* Esto es retomar la premisa ya enunciada de “dejad que el río haga el trabajo”, a lo que pueden agregarse acciones de ingeniería ecológica como utilizar materiales naturales propios del lugar o materiales no permanentes o biodegradables, que son más fáciles de integrar al entorno que el tipo de construcción clásica (Palmeri 2002).

7. *La restauración requiere espacio:* Como ya se mencionó, el río tiene un eje longitudinal que habitualmente vemos, un eje horizontal que sólo percibimos parcialmente en épocas normales y que se manifiesta claramente en épocas de crecidas y mayores precipitaciones, y un eje vertical que no percibimos o sólo intuimos en los casos que el río se vuelve intermitente. Por ello, hay que evitar el confinamiento de los ríos y establecer bandas de anchura variable para el desplazamiento lateral.

8. *Prevenir la degradación es menos costoso que restaurar:* Esto es muy claro en países donde los ríos no han sufrido grandes cambios morfológicos. Deberían extremarse los cuidados para evitar efectos erosivos del ganado o el efecto del ingreso de fertilizantes, biocidas y demás contaminantes (Kauffman et al 1997, SER 2004).

9. *La restauración de los ríos requiere inversión para estudios y proyectos, personal especializado y apoyo de las poblaciones ribereñas:* Esta afirmación parece una verdad de Perogrullo, y quizá por ello nunca se tiene en cuenta. Se realizan los proyectos y se consiguen las inversiones con escasa o nula participación de las poblaciones locales, y con un equipo de profesionales que en general se encuentra sesgado hacia la hidrología sin tener en cuenta aspectos ecológicos, sociales y aún económicos.

10. *La restauración de los ríos debe incluirse en la planificación hidrológica de cada cuenca:* Existen varios casos en que si bien se aplica una visión sistémica para la cuenca, ésta considera al río como un generador de problemas hidrológicos para la población y por ello se avanza en la construcción de represas, canalizaciones, desvíos o entubamiento sin tener en cuenta la posibilidad de restaurar el ambiente fluvial (Potocko 2018).

Ahora bien, como dijimos, es altamente probable que no se pueda intervenir en toda la cuenca sino que sólo podrán realizarse acciones localizadas en ciertos sectores. ¿Cómo elegirlos?

## Restauración a escala de tramo

Conviene establecer cuáles son los factores de estrés en la cuenca y tratar de intervenir para eliminarlos o modificarlos. A veces no se pueden enfrentar todos a la vez, por lo que se recomienda aplicar alguna metodología de optimización para establecer cuáles de ellos tienen mayor frecuencia y es conveniente solucionar primariamente, y entonces adoptar los lineamientos de la simulación o proyección más adecuada. Un ejemplo puede ser una cuenca que tenga problemas de erosión, de ingreso de nutrientes y presencia de vegetación invasora en distintos sectores. Los “remedios” para el primero serían la recuperación de las márgenes y la cobertura ribereña (revegetación), para el segundo la reducción de los ingresos de nutrientes (tratamiento de efluentes), y para el tercero la eliminación o control de invasoras. Pero supongamos que por alguna razón (costos, desacuerdo con propietarios, etc.) sólo pueden aplicarse esos “remedios” en algunas de las zonas que padecen los problemas (Hermoso et al 2012). La optimización, que puede simularse con distintas técnicas (curvas de Pareto, análisis FODA, árboles de decisión, etc.), permite decidir la aplicación de la restauración en sectores claves que reúnan los problemas más frecuentes aunque no puedan solucionarse todos los problemas en todos los sectores.

Un concepto general es que conviene comenzar los procesos de restauración por los sistemas de cabecera, los arroyos de primer o segundo orden que habitualmente se mantienen menos alterados pero además, debido al desarrollo dendrítico de la red fluvial que conforma cualquier cuenca, son los que ocupan la mayor superficie de ella. Además, los efectos de la restauración comenzarán a sentirse aguas abajo, dando lugar al inicio de la recuperación en esos tramos. Sin embargo, cuando se habla de proyectos de restauración de ríos, en general se hace referencia a la restauración de todo o al menos ciertos sectores del cauce principal. En esos casos, se debe tener en cuenta que la conectividad no es uniforme en toda la cuenca ni entre todos los segmentos.

Es conveniente analizar la información sobre sectores con problemas, con las posibilidades de conectividad de ese segmento determinado en el contexto de la cuenca. Muchas veces resolver el problema en uno de esos lugares generará mejoras en otros. Por ejemplo, la reintroducción de un tipo de vegetación o especie animal que podrá propagarse más rápidamente hacia otros sectores conectados.

Muchos de los proyectos de restauración de ríos han intentado mejorar las condiciones de los hábitats para incrementar la biodiversidad local. Si bien esto es importante, deben tenerse también en cuenta los procesos de dispersión de los organismos y la posible conectividad hidrológica, ya que junto a la distancia es un factor clave para el establecimiento de comunidades. Sundermann y colaboradores (2011) encontraron que ambientes en que habían recuperado la condición física o morfológica original no eran recolonizados porque la fuente potencial de colonizadores se hallaba a más de 5 km.

Claramente, gran parte de la dispersión en los sistemas fluviales se produce a través de los cauces tanto en los organismos que son eminentemente acuáticos como los peces, como en aquellos que tienen sólo una parte de su ciclo de vida en el agua, tales como macroinvertebrados, anfibios o plantas ribereñas. Es muy importante considerar este aspecto, ya que la distancia euclidiana entre dos sitios no será la misma que la distancia a lo largo del cauce, que sería una distancia topológica. De ese modo, si consideráramos sólo la distancia euclidiana se estaría sobreestimando las posibilidades de dispersión de una especie determinada. A dicho problema de dispersión podemos agregarle la presencia de barreras naturales o artificiales (represas, segmentos contaminados) que impiden el traslado de las especies. Debido a la direccionalidad del flujo, y suponiendo una distribución total o mayormente pasiva, deberíamos esperar una mayor riqueza aguas abajo que aguas arriba. Obviamente, la dispersión activa de algunos organismos puede hacer que su distribución sea diferente. Por ello, tener en cuenta las distancias topológicas ayuda a la identificación de nodos a partir de los cuales pueden distribuirse organismos y a establecer la *centralidad* de cada nodo. La centralidad puede medirse como la suma de las distancias de uno a otro nodo siguiendo el camino más corto posible a través de la red de drenaje. El *nodo* es una característica de cómo está conformada la red, y no depende de la especie que se intente restringir o distribuir. Por ejemplo, un nodo puede ser la confluencia de dos arroyos a partir de la cual es más fácil que una especie se propague que si consideramos alguno de sus afluentes. Habiendo identificado los nodos y las distancias entre ellos se pueden establecer dos medidas que se denominan *farenness* (lejanía) y *closeness* (cercanía), también llamada *diámetro ecológico*. Esto puede considerarse para estimar la distribución potencial de una especie de un nodo a otro. Otra medida asociada es la llamada *betweeness* (intermediación) que establece

las veces que un nodo actúa efectivamente como puente para la distribución de una especie (Newman 2010). De ese modo, en un análisis preliminar pueden establecerse las condiciones teóricas para la distribución de distintas poblaciones de organismos a partir de diferentes nodos.

La disminución en la conectividad esperada puede ocurrir por barreras que no tuvimos en cuenta o que desconocíamos. Es interesante considerar que estos criterios sirven tanto para promover la dispersión de una especie o un grupo de especies, como para limitar la expansión de una especie invasora o que lleguen los efectos de un contaminante a un nodo determinado.

Dada la estructura jerárquica de una cuenca, los parches con altos valores de centralidad pueden elegirse para ser restaurados favoreciendo la repoblación o recolonización de una especie, o para estimar el riesgo de expansión de una especie invasora según la localización donde dicha especie fue introducida. Si la población invade un nodo con un gran diámetro ecológico, puede expandirse rápidamente a toda una subcuenca. Obviamente tener en cuenta estos nodos y la organización jerárquica de la cuenca a través del análisis previo de imágenes satelitales, cartas topográficas y fotografías aéreas, contribuye a elegir los sitios donde realizar reintroducción de especies (Altermatt 2013).

Una vez establecido el diagnóstico y evaluados los segmentos donde se propone intervenir, hay que definir el tipo y grado de intervención de acuerdo a el o los objetivos que hayamos propuesto para restaurar un sector determinado. Hay una serie de reglas o criterios que pueden aplicarse en esos casos, que permiten recuperar el tipo de hábitats más adecuados para el desarrollo de las comunidades presentes en el río. Obviamente estos criterios pueden variar de un río a otro, y es por eso que al momento de restaurar es conveniente la utilización de fotografías aéreas o de rastros geomorfológicos que nos indiquen las características originales o pasadas de esos ríos.

## Restauración a escala de hábitat

Los ríos no tienen un cauce uniforme sino zonas de rápidos y remansos que se alternan, y el espacio entre rápidos y remansos suele ser entre 5 y 7 veces la anchura del cauce. Para el mantenimiento de algunas especies de peces se ha establecido un *cociente de bondad de hábitat (CBH)*:

$$CBH = \text{Longitud rápido} / \text{Longitud de remanso}$$

El valor de este cociente dependerá de la especie que se intente favorecer. Por ejemplo, se considera que un valor de 0,5 es adecuado para la trucha arcoíris mientras que uno de 0,4 lo es para la trucha común.

Ante la pregunta de cuán abierta debe ser la curva de un meandro (o cuán largo debe ser éste), se suele tomar el criterio que ese largo sea aproximadamente 11 veces el ancho del río antes del meandro. De ese modo, ríos más angostos deberían tener meandros más cortos o cerrados que ríos más anchos donde el flujo de agua suele ser más lento. También se pueden realizar intervenciones en sitios donde el río ha perdido sedimentos gruesos por dragado; en este caso es conveniente agregarlos en los rápidos para que en ellos haya menor profundidad y por ende mayor velocidad. Sin embargo, el proceso de rehabilitación no es el mismo en cualquier parte del río o cuenca. Las técnicas de restauración del área ribereña y de exclusión de entradas erosivas tienen un mayor potencial en las zonas de cabeceras y pequeños arroyos. Por otro lado, la mejora del hábitat fluvial da mejores resultados en el curso medio porque generalmente es la zona de mayor conectividad con el resto de la cuenca, y es probable que ese hábitat restaurado sea colonizado en relativamente poco tiempo o, en el caso que se introduzcan poblaciones provenientes de otro sitio, éstas no quedarán aisladas reproductivamente. Los cambios de la morfología del cauce y la restauración de la conexión longitudinal son procesos que pueden promover una recuperación exitosa en prácticamente cualquier sector de la cuenca (Thomas 2014).

En los tramos donde se intervenga se necesitarán técnicas específicas de acuerdo a las características que presenten. Algunas de estas acciones pueden significar la introducción en el cauce de diversas estructuras que se enumeran a continuación.

#### *Deflectores de corriente (Fig 10.2 A)*

Sirven para cambiar la dirección del flujo a fin de proteger las orillas, excavar pozas, concentrar aguas de estiaje y crear rápidos. Se pueden realizar mediante la ubicación de piedras en las orillas o maderas que se dispongan clavadas a las orillas en forma transversal al flujo, promoviendo la reducción de la velocidad del agua, creando nuevos hábitats o favoreciendo el desarrollo de macrófitas. Esta última es una técnica especialmente recomendada para arroyos pampeanos, donde el desarrollo de las plantas acuáticas incrementa la heterogeneidad de hábitats y favorece la sedimentación (Feijó et al 1994, Giorgi y Feijó 1999, Ferreira et al 2011, 2013, Paz 2019).

#### *Azudes (Fig 10.2 B)*

Son presas de perfil bajo que sirven para generar pozas o frezaderos en ríos de mucha pendiente. En ríos de llanura sirven para crear rápidos aguas abajo del azud, que pueden mejorar la oxigenación de un tramo determinado. Estos azudes también pueden ser reemplazados en algunos casos por rampas de piedras que se establecen en el fondo con un tamaño y cantidad decreciente, lo

que además de disminuir la profundidad de un sector, incrementa la velocidad del agua, la generación de hábitats y el desarrollo de biofilms<sup>1</sup> que pueden retener gran cantidad de nutrientes.

#### *Bolos (Fig 10.2 C)*

Consiste en disponer grandes rocas lo suficientemente pesadas para no ser desplazadas por las crecientes, que brindan microhábitats que sirven de refugio para peces e invertebrados. En arroyos pampeanos pueden reemplazarse por estacas de madera que favorezcan la retención de macrófitas, e incluso agregar plantas sumergidas o emergentes en las estacas que se coloquen.

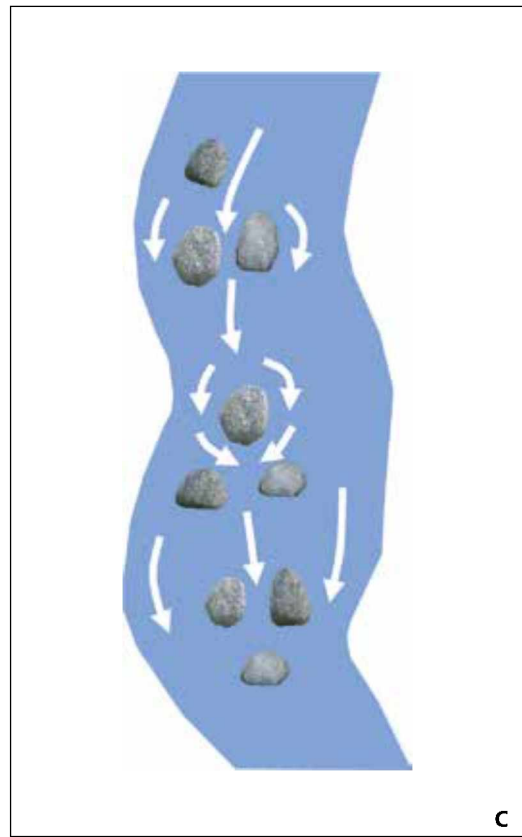
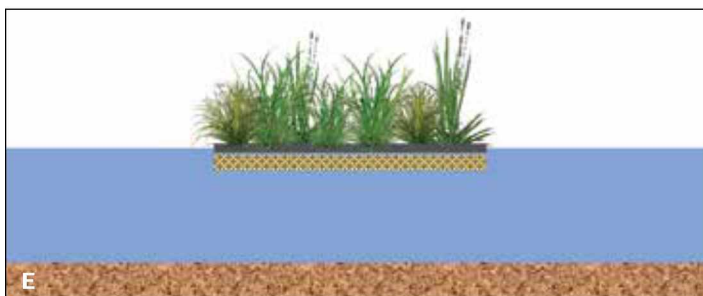
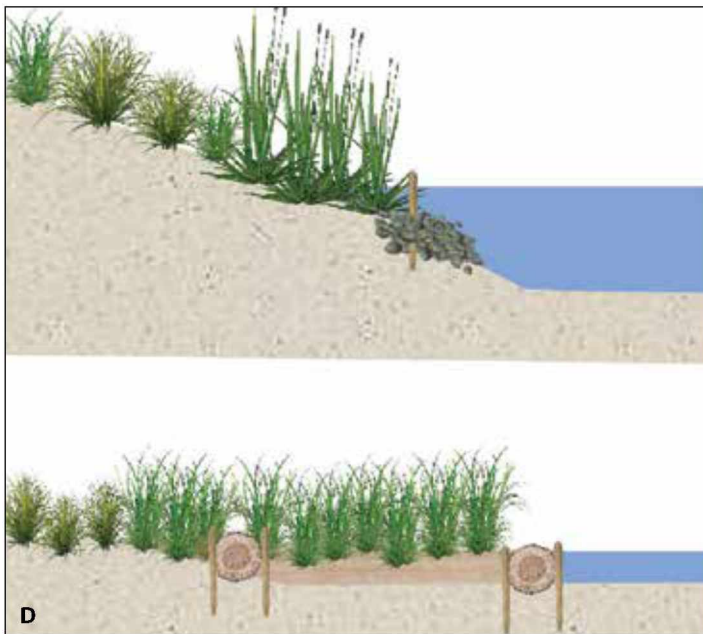
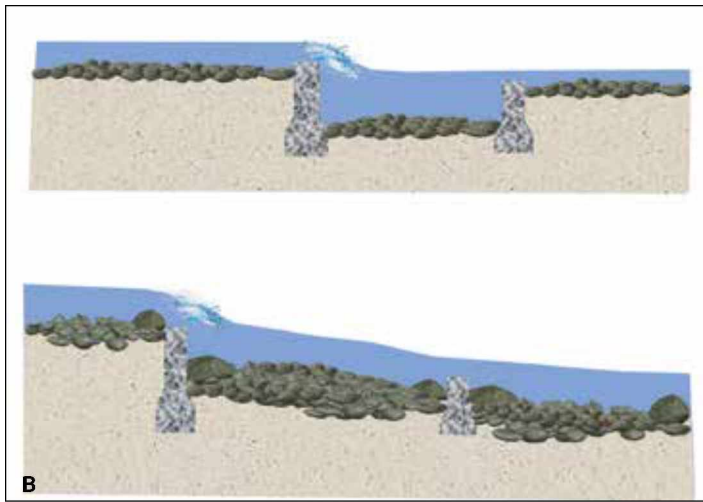
#### *Vegetación en las orillas (Fig 10.2 D)*

Se usa especialmente para contener situaciones de inestabilidad hidráulica como son las crecidas y el ingreso de sedimentos a través de una línea de costa desnuda. Pueden utilizarse plantas palustres o promover el desarrollo de gramíneas o cualquier tipo de especies con rizomas que favorezcan la fijación del terreno. Hay que tener en cuenta que deben ser plantas adaptadas a las variaciones en las condiciones hídricas. El desarrollo de vegetación en las orillas también puede promoverse a partir de estacas o esquejes que estén acondicionados para brotar, o ramas, enrejados o trenzados. En orillas que presentan mucha pendiente se pueden desarrollar escolleras vivas o defensas de gaviones o cajas, combinando piedras con estacas fijadoras y con capacidad de rebrote (Troitiño 2008) (Ver Caja 10.2).

#### *Retención de nutrientes (Fig 10.2 E)*

La vegetación acuática puede captar los nutrientes que están en el agua o en los sedimentos del lecho. Sin embargo, las plantas sumergidas sólo absorben nutrientes en ciertas épocas del año, mientras que el biofilm que se desarrolla sobre ellas y sobre piedras o en sustratos artificiales cumple una función importante, dada su alta capacidad de reproducción y crecimiento en condiciones de iluminación adecuada (Feijó et al 2011, Gultemiriam et al 2018). Esta capacidad se ha utilizado experimentalmente en nuestro país para la absorción de nutrientes y metales pesados (Maine et al 2019, Pérez Cuadra et al 2019). Una forma de aprovechar estas ventajas que ofrecen las plantas acuáticas es construir pequeñas islas flotantes vegetadas que capten nutrientes y otras sustancias del agua. Además de las islas, se puede promover el desarrollo de las plantas sumergidas mediante reductores de velocidad o su implantación en zonas cercanas a las orillas.

<sup>1</sup> El biofilm es una película formada por algas y bacterias inmersas en una matriz mucilaginosa que crece en los ambientes acuáticos sobre rocas, sedimentos del cauce, macrófitas o estructuras artificiales como postes, restos de mampostería, etc.



**Figura 10.2.** Intervenciones para la modificación de hábitats en tramos de un río. A) deflectores de corriente; B) azudes; C) bolos; D) vegetación en las orillas; y E) retención de nutrientes. Adaptado de Palmeri (2002) y de Vymazal (1988, 2008).

## MODELOS DE RECUPERACIÓN DE AMBIENTES FLUVIALES

Los modelos conceptuales de recuperación de un ambiente fluvial contemplan tanto la posibilidad de recuperación del estado original como la de no recuperación, con el establecimiento de un estado diferente al original (Sarr 2002). Si bien estos modelos generales se cumplen, no nos informan acerca del tiempo necesario para que se produzcan los cambios. Hay ecosistemas donde esos cambios se pueden dar de una manera más rápida que en otros. Por otro lado, algunas partes del ecosistema fluvial pueden recuperarse más rápidamente que otras. La restauración de las áreas ribereñas se produce con mayor celeridad que la restauración morfológica de los cauces, y a su vez esta sucede con mayor velocidad que la restauración de las comunidades y de la riqueza de especies. Puede ser que en cada uno de los subsistemas del ambiente fluvial se avance en la recuperación a distintas velocidades, y que incluso puedan seguir modelos conceptuales diferentes dependiendo de las restricciones impuestas por cada subsistema. Por ejemplo, dentro de las áreas de riberas, una zona dominada por gramíneas puede recuperar más rápidamente su estructura que una dominada por vegetación arbórea (o leñosa), y la morfología del cauce se puede restablecer más rápidamente en periodos de lluvias. La riqueza de especies, como vimos no necesariamente dependerá de que exista un hábitat adecuado sino también de que esas especies estén presentes en la cuenca, y en el caso de que estén, puedan recolonizar el sector que pretendemos restaurar (Sarr 2002).

Palmer y colaboradores (2005) han establecido cinco criterios para evaluar el éxito de un proceso de restauración. El primero es que el diseño del proyecto esté basado en la imagen de río más saludable que pudiera existir en la zona; el segundo que la mejora pueda ser evaluada efectivamente mediante indicadores; el tercero es que el sistema restaurado debe ser sostenible y resiliente a perturbaciones; el cuarto que no se debe infligir ningún daño al ecosistema, y el quinto que la intervención debe ser registrada y publicada. A ello, estos autores agregan que el proceso de restauración debe generar un aprendizaje y que los usuarios deben quedar satisfechos. Los procesos de restauración son posibles, y también necesarios. En ellos no se debe perder el objetivo principal que es tratar de recuperar las condiciones y funciones originales de esos ecosistemas. Lamentablemente se suele confundir restaurar con transformar, y muchas veces las transformaciones que se realizan inician procesos de degradación de los ecosistemas que pretendemos proteger.

---

### CAJA 10.1. LA RESTAURACIÓN PASIVA DE UN TRAMO DE ARROYO

---

El ganado vacuno puede degradar las áreas ribereñas de los arroyos y producir cambios en la morfología del

cauce, debido a que intensifica los procesos erosivos y aumenta la cantidad de sedimentos que ingresan a los arroyos (Sekely et al 2002). El resultado es la deformación del cauce, provocando arroyos más anchos y menos profundos en una primera etapa, y luego áreas levemente deprimidas donde circulan pocos centímetros de agua (Herbst et al 2012).

Se han establecido una serie de etapas necesarias para la restauración de un cuerpo de agua lótico que no necesariamente deben ocurrir en el orden enunciado ni tampoco una posteriormente a la otra, sino que algunas pueden avanzar o realizarse en forma simultánea. Las etapas que habitualmente se deberían seguir son: restablecimiento del espacio ribereño, reconstrucción de las pendientes laterales del cauce, revegetación del espacio ribereño, recuperación de la sinuosidad, formación de rápidos y remansos, creación de zonas húmedas y áreas fluviales (Osborne y Kovacic 1993, González del Tánago del Río y García de Jalón Lastra 2001).

En un arroyo pampeano, hemos realizado una intervención pasiva que consistió en eliminar el impacto negativo del ganado en las márgenes permitiendo que el arroyo realice su trabajo. Durante 4 años registramos los cambios producidos en las riberas y la morfología original, como así también en algunos parámetros químicos y en la riqueza específica de peces (Giorgi et al 2014).

Seis meses después de la eliminación del impacto, se recuperó la cobertura vegetal del área ribereña y una serie de remansos desconectados lograron continuidad. Se estimó la calidad de ribera mediante un Índice de Conservación de Ribera (ICR) que toma valores de 1 (mala calidad) a 10 (excelente calidad) (Troitiño 2008; ver Capítulo 4). El valor del índice de calidad de ribera se duplicó durante el primer año (3,93 a 8,27), manteniéndose en las siguientes oportunidades de muestreo en valores entre 8 y 9, que indican una calidad muy buena de la ribera. No hubo alteración en el ancho promedio del cauce ni en su coeficiente de variación. La profundidad y la relación entre el ancho y la profundidad del cauce (coeficiente de forma), presentaron diferencias entre los muestreos, que en su mayor parte podrían atribuirse a cambios estacionales, aunque en general el coeficiente de forma fue menor debido al aumento de la profundidad promedio del cauce.

También se incrementó el oxígeno disuelto y su porcentaje de saturación. Por otro lado, la riqueza de macrófitas descendió en cada muestreo, aunque la macrófita *Ludwigia peploides* incrementó su cobertura y fue dominante. Los géneros de macrófitas que se encontraron en el tramo, además de *Ludwigia*, fueron *Bacopa*, *Hydrocotyle*, *Potamogeton* y *Rorippa*, junto con una gramínea y el alga *Cladophora*.

En los muestreos de peces, se colectaron un total de 14 especies y de ellas, sólo cinco aparecían en los muestreos realizados a partir del segundo año. La riqueza total de especies de peces y la riqueza acumulada durante el período de estudio se incrementaron. Pero la abundancia de peces y la diversidad no mostraron cambios asociados al tiempo transcurrido desde la exclusión.

Al retirar el ganado, la falta de pisoteo mejoró la profundidad y continuidad del cauce, y promovió un mayor desarrollo en altura de la vegetación ribereña y una menor fragmentación de la ribera. Esto redundó en una mayor retención de la humedad en el suelo y detuvo el desmoronamiento y aplanamiento de las márgenes, mejorando su aspecto y el de la ribera en general (Fig. C10.1.1). Esta mejora se registró en el lapso de un año. Aparentemente esta situación ayudó a la mejor conformación del cauce logrando continuidad en su recorrido. También puede haber favorecido la recuperación de hábitat acuático, que permitió la colonización por parte de los peces. Además, la mayor circulación de agua en el arroyo, incrementó la concentración de oxígeno disuelto. Por otro lado, la interconexión a lo largo del tramo desplazó a algunas especies de plantas acuáticas, encontrándose sólo *L. peploides* como especie dominante.

Si bien no tenemos información de la situación previa al ingreso del ganado en este arroyo en particular, en otros arroyos que no han sufrido excesivo pastoreo en la zona se ha observado un desarrollo de vegetación de gramíneas de mayor altura que en los ambientes pastoreados. En ambientes prístinos o conservados suelen encontrarse hasta tres estratos de vegetación, así como presencia de pastos más duros que aquellos que se desarrollan en ambientes

pastoreados (Troitiño et al 2010). Esto sugiere que la recuperación pasiva de este arroyo sigue un modelo de histéresis conocido como de Humpty Dumpty (Lake et al 2007; ver capítulo 1), es decir el modelo conceptual que propone que la recuperación sigue un camino diferente al de la degradación (histéresis) y que no ocurre a la misma velocidad (asimetría). También hay que destacar que la velocidad de recuperación es diferente si consideramos el estado de la ribera, la calidad del agua o el desarrollo de las comunidades acuáticas, y que no necesariamente se llega al mismo estado inicial sino a un estado levemente diferente.

Herbst y colaboradores (2012) sostienen que si bien puede haber cierta recuperación cuando se realizan exclusiones pequeñas de ganado, sería más conveniente que las exclusiones sean de mayor extensión aunque se mantengan durante tiempos más cortos, respecto a otras que se realicen durante largo tiempo en predios más pequeños. Es de suponer entonces que en áreas donde hay más tramos con exclusión de ganado, la recuperación sea más rápida y que el sistema vuelva a un estado similar al original.

Los resultados de este estudio señalan que hay cambios que se producen de modo muy rápido, como los de la ribera, y otros que ocurren a velocidades más bajas, como la mejora en la calidad del agua y el incremento de riqueza de peces. A partir de resultados propios y de otros autores, suponemos que estos cambios están asociados entre sí. Sabemos que la mejoría en la calidad de la ribera reduce el material sólido en suspensión en el agua, así como las concentraciones de nutrientes en el agua (Troitiño et al 2010), y que los peces pueden recolonizar las zonas recuperadas si se encuentran presentes en la misma cuenca (Hughes 2007). También se han encontrado



**Figura C10.1.**

Recuperación pasiva de un arroyo pampeano por exclusión del ganado en la zona ribereña. A) el arroyo antes de la intervención; B) luego de dos años de exclusión de ganado; y C) luego de cuatro años de exclusión (fotos: A: Eduardo Troitiño; B y C: Adonis Giorgi).

asociaciones entre el grado de conservación de la ribera en arroyos forestados y la estructura de comunidades de organismos acuáticos (Suurkuukka et al 2014).

La recuperación de segmentos de arroyos puede afectar directamente las características morfológicas y biológicas del mismo, más allá de las condiciones de explotación y manejo que existan aguas arriba, y que sin duda influyen aunque no de modo excluyente. Puede decirse que es preferible conservar o recuperar un tramo, ya que tiene influencia sobre el resto, a no hacerlo hasta no recuperar la cuenca o microcuenca, porque esta última opción tampoco nos garantiza que los objetivos de la restauración puedan cumplirse.

## CAJA 10.2. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LAS RIBERAS DE LA CUENCA DEL RIO MATANZA-RIACHUELO

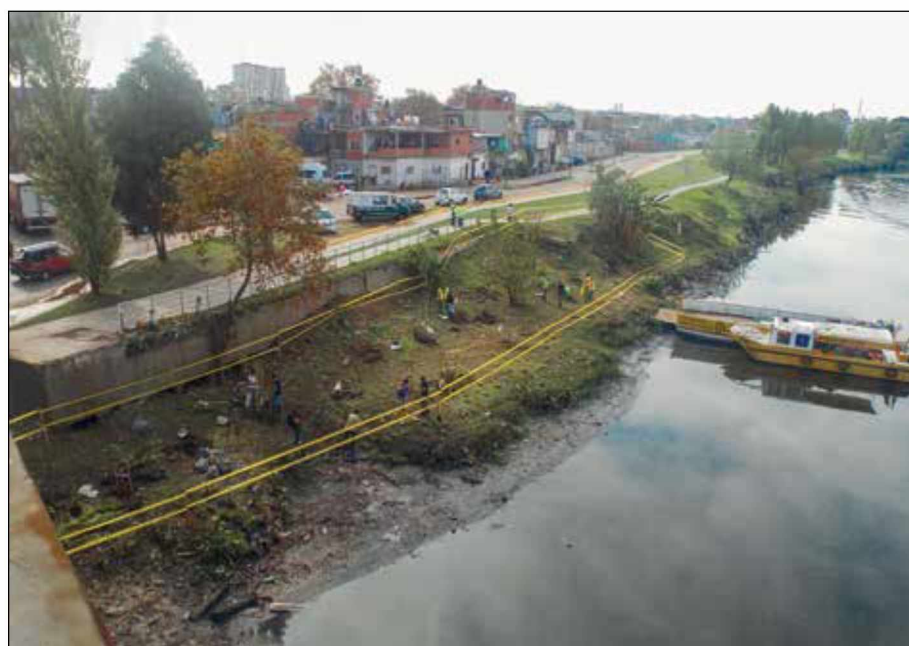
Laura de Cabo

La vegetación ribereña desempeña un rol importante en el control de fuentes no puntuales de contaminación y contribuye a la consiguiente mejora de la calidad del agua de ríos y arroyos. El río Matanza-Riachuelo ha sido clasificado como uno de los más contaminados del mundo, registrándose concentraciones elevadas de metales y otros contaminantes en la columna de agua y en los sedimentos de sus riberas. El principal objetivo de este trabajo consistió en elaborar una propuesta de restauración ecológica para las riberas del río Matanza-Riachuelo (MR) en dos áreas: a) riberas del Riachuelo (Puente Alsina, ciudad de Buenos

Aires) (Basílico et al 2016), y b) un predio ocupado antiguamente por un basural (Arroyo Morales, Marcos Paz, provincia de Buenos Aires).

En el primer caso, se determinaron elevados valores de cromo, cobre y zinc en suelos y en muestras de las especies herbáceas *Sagittaria montevidensis* y *Tradescantia fluminensis*, en un área piloto de 200 m situada aguas abajo del Puente Alsina (Fig. C10.2.1). Ambas herbáceas toleraron la variación del nivel del agua y acumularon metales, principalmente en sus estructuras subterráneas. Estas características indicaron que podían ser utilizadas en intervenciones para la restauración de las riberas. La restauración consistió en la plantación directa de más de 40 ejemplares de árboles y arbustos nativos de probada tolerancia al stress ambiental (*Erythrina crista-galli*, *Senna corimbosa*, *Solanum granulatum-leprosum*, *Allophylus edulis*, *Syagrus romanzoffiana*, *Salix humboldtiana*, *Lantana camara*, *Cestrum parqui* y *Sesbania punicea*), mientras que en la línea de costa se instalaron 66 biorrollos (Fig. C10.2.2) para la implantación de macrófitas nativas (*S. montevidensis*, *T. fluminensis* y otras). El monitoreo posterior demostró que los árboles y arbustos toleraron tanto los niveles de contaminación de los suelos como prolongados periodos de inundación. La implantación de macrófitas mediante la técnica de biorrollos fue una alternativa eficaz, ya que le otorgó sostén y protección a las raíces, y favoreció la retención y germinación de las semillas transportadas por la corriente de agua.

En el segundo caso, se seleccionó un predio de 7 hectáreas lindante al Arroyo Morales, que había sido ocupado durante más de 30 años por un basural a cielo abierto en el Partido de Marcos Paz. La Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) realizó



**Figura C10.2.1.**  
Área piloto de restauración en riberas del Riachuelo (Puente Alsina, ciudad de Buenos Aires) (foto: Laura de Cabo).



**Figura C10.2.2.**  
Biorrollos con macrófitas para su posterior implantación en las riberas (foto: Laura de Cabo).

la remoción de la basura y posteriormente se cubrió la superficie con tosca y suelo. La cobertura vegetal se estimó a partir de imágenes satelitales del predio. Además, se aplicó un modelo de estimación relativa (con variación dentro de un rango de 0 a 100) para la valoración de los servicios ecosistémicos según la metodología de Viglizzo y colaboradores (2011). Entre invierno y primavera de 2018 se visitó varias veces el lugar para analizar cobertura vegetal y las especies vegetales presentes. En diciembre de 2018, se implantaron en el predio 346 individuos de 20 especies de plantas nativas, y se instalaron biorrollos con vegetación palustre en la margen del arroyo. Las especies fueron distribuidas en el predio siguiendo sus requerimientos ambientales como tolerancia a sequía o anegamiento. Previo a la intervención, el predio presentaba una cobertura vegetal de 3% y servicios ecosistémicos nulos. En enero de 2019, un mes y medio después de la intervención, la cobertura vegetal fue 40 %, aumentando a 76 % en abril

de 2019. Se contabilizaron 48 especies, de las cuales 40 eran nativas. Esto indica que se sumaron especies que no habían sido implantadas, pero que pudieron arribar con la creciente del río o transportadas por aves y ganado que pastoreaba en la zona. Se registró la supervivencia de todas las especies implantadas, siendo *Sesbania punicea*, *Solanum granuloso-leprosum*, *Phytolaca dioica*, *Ficus luschnathiana* y *Celtis ehrenbergianalis* especies con supervivencia superior al 80 %. Las especies con supervivencia inferior al 40 % fueron *Erythrina crista-galli*, *Ludwigia bonariensis* y *Acacia caven* (Fig. C10.2.3). La Oferta Total de Servicios Ecosistémicos (Viglizzo et al 2011) fue de 76,8 sobre un máximo de 100. Se observó que el predio recuperado proporciona servicios ecosistémicos de regulación (prevención de la erosión, retención de contaminantes evitando que pasen a las aguas superficiales y subterráneas, mejoramiento de la calidad del suelo). Además, muchas de las especies identificadas en el predio son polinizadas por aves e insectos. De esta



**Figura C10.2.3.**  
Riberas del ex-basural de Marcos Paz antes (A) y después de la intervención (B) (fotos: Laura de Cabo).

manera, la estrategia aplicada permitió asegurar la sustentabilidad del proyecto, optimizar los recursos a lo largo del proceso de biorremediación, eliminar los residuos superficiales reduciendo los olores, y recuperar servicios ecosistémicos en un plazo de 5 meses.

La revegetación por plantación directa de herbáceas nativas tolerantes y de macrófitas a través de biorrollos resultó una estrategia exitosa para la restauración de riberas de sitios muy perturbados.

## REFERENCIAS

- Altermatt, F. 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic Ecology* 47: 365-377.
- Basílico, G., L. de Cabo, A. Faggi y S. Miguel. 2016. Low-tech alternatives for the rehabilitation of aquatic and riparian environments. En: A.A. Ansari, S.S. Gill, G.R. Lanza y L. Newman (eds.), *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*, volumen 4, Springer, Cham.
- Chada, S.C. 2017. London's River Thames: From Filthy, Foul-Smelling Drain To One Of The World's Cleanest Rivers. <https://the-logicalindian.com/environment/river-thames/>
- Feijoó, C., G. Ferreyra, N. Tur y F. Momo. 1994. Influence of a macrophyte community on sediment deposition in a small plain stream. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25: 1888-1892.
- Feijoó, C., A. Giorgi y N. Ferreiro. 2011. Phosphorus uptake in a macrophyte-rich Pampean stream. *Limnologica* 41: 285-289.
- Ferreiro, N., C. Feijoó, A. Giorgi y L. Leggieri. 2011. Effect of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia* 664: 199-211.
- Ferreiro, N., A. Giorgi y C. Feijoó. 2013. Effects of macrophyte architecture and leaf shape complexity on structural parameters of epiphytic algal community in a Pampean stream. *Aquatic Ecology* 47: 389-401.
- Giorgi, A., y C. Feijoó. 1999. Sedimentación de algas en arroyos de llanura. *Actas VII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales*, 163-172.
- Giorgi, A., J.J. Rosso y E. Zunino. 2014. Efectos de la exclusión de ganado sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano. *Biología Acuática* 30: 133-140.
- González del Tánago del Río, M., y D. García de Jalón Lastra. 2001. Restauración de ríos y riberas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Monte, Fundación Conde del Valle de Salazar y Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Gultemirian, M. de L., A. Giorgi, C. Feijoó, C. Rodríguez Castro y H.R. Fernández. 2018. Comparison of P retention processes in streams of subtropical and temperate regions of Argentina. *Limnetica* 37: 283-296.
- Hardach, S. 2015. How the river Thames was brought back from the dead. BBC Britain series. <http://www.bbc.com/earth/story/20151111-how-the-river-thames-was-brought-back-from-the-dead>
- Herbst, D.B., M.T. Bogan, S.K. Roll y H.D. Safford. 2012. Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. *Freshwater Biology* 57: 204-217.
- Hermoso, V., F. Pantus, J. Olley, S. Linke, J. Mugodo y P. Lea. 2012. Systematic planning for river rehabilitation: integrating multiple ecological and economic objectives in complex decisions. *Freshwater Biology* 57: 1-9.
- Hughes, J.M. 2007. Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. *Freshwater Biology* 52: 616-631.
- Kauffman, J.B., R.L. Beschta, N. Otting y D. Lytjen. 1997. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the Western United States. *Watershed Restoration* 22: 12-24.
- Lake, P.S., N. Bond y P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597-615.
- Maine, M.A., G.C. Sánchez, H.R. Hadad, S.E. Caffaratti, M.C. Pedro, M.M. Mufarrije y G.A. Di Luca. 2019. Hybrid constructed wetlands for the treatment of wastewater from a fertilizer manufacturing plant: Microcosms and field scale experiments. *The Science of Total Environment* 650: 297-302.
- Newmann, M. 2010. Networks: an introduction. Primera edición, Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Osborne, L.L., y D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- Palmer, M.A., E.S. Bernhardt, J.D. Allan, P.S. Lake, G. Alexander, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C.N. Dahm, J. Follstad Shah, D.L. Galat, S.G. Loss, P. Goodwin, D.D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, G.M. Kondolf, R. Lave, J.L. Meyer, T.K. O'Donnell, L. Pagano y E. Sudduth. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42: 208-217.
- Palmeri, F. 2002. Manual de Técnicas de Ingeniería Naturalística en Ámbito Fluvial. Administración de la Comunidad Autónoma del País Vasco, Departamento de Transporte y Obras Públicas. España.
- Paz, L.E. 2019. El rol de las macrófitas y los invertebrados para el diagnóstico y la rehabilitación de sistemas lóticos pampeanos. Te-

sis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires.

Perez Cuadra, V., V. Cambi, M. Esposito, M.G. Sica, M. Verolo, A. Siniscalchi y E.R. Parodi. 2019. *Senecio bonariensis* Hook. & Arn. promising arsenic phytoextractor from water in laboratory and field trials. *Emerging Contaminants* 5: 15-22.

Potocko, A. 2018. Transformaciones de un territorio fluvial. Urbanización y regulación hídrica del río Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *GOI, Revista de Geografía e Ordenamiento do Território* 14: 283-305.

Sabater, S., A. Elosegui y D. Dudgeon. 2013. River conservation: Going against the flow to meet global challenges. En: A. Elosegui, y S. Sabater (eds.), *River conservation*, Fundación BBVA, Bilbao.

Sarr, D. 2002. Riparian livestock enclosure research in the Western United States: A critique and some recommendations. *Environmental Management* 30: 516-526.

Sekely, A.C., D.J. Mulla, y D.W. Bauer. 2002. Streambank slumping and its contribution to the phosphorus and suspended sediment loads of the Blue Earth River, Minnesota. *Journal of Soil Water Conservation* 57: 243-250.

SER (Society of Ecological Restoration). 2004. Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica. [www.ser.org](http://www.ser.org) y Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Sundermann, A., S. Stoll y P. Haase. 2011. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21: 1962-1971.

Suurkuukka, H., R. Virtanen, V. Suorsa, J. Soininen, L. Paasivirta y T. Muotka. 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biological Conservation* 170: 10-19.

Thomas, G. 2014. Improving restoration practice by deriving appropriate techniques from analysing the spatial organization of river network. *Limnológica* 45: 50-60.

Troitiño, E. 2008. Evaluación del estado de conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Trabajo Final de Aplicación. Ingeniería Agronómica, Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires.

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

Viglizzo F., L.V. Carreño, J. Volante y M.J. Mosciaro. 2011. Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? En: P. Laterra, E.G. Jobbagy y J. Paruelo (eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territoriales*, INTA, Buenos Aires.

Vymazal, J. 1988. The use of periphyton communities for nutrient removal from polluted streams. *Hydrobiologia* 166: 225-237.

Vymazal, J. 2008. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. En: M. Sengupta y R. Dalwani (eds.), *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*, Jaipur, India.

# ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN, MANEJO Y RESTAURACIÓN

Claudia Feijó

*Creo que los seres humanos y los peces pueden coexistir pacíficamente.*

George W. Bush

## EL PROBLEMA DE LA DECISIÓN

En los capítulos anteriores hemos visto que ya contamos con un sólido basamento teórico y práctico para lograr la conservación y la recuperación de los ecosistemas fluviales. Sin embargo, en muchas ocasiones estas prácticas no pueden implementarse porque se enfrentan a la indiferencia e incluso el abierto rechazo por parte de individuos, grupos sociales e instituciones gubernamentales. Esto es lo que denominaremos el problema de la decisión; es decir, cuándo, cómo y por qué las personas o grupos deciden adoptar prácticas ambientalmente amigables. Y si ese cambio no está en su horizonte, ¿hay alguna manera de promoverlo?

Existe la creencia generalizada, aunque un poco *naïf*, de que si se brinda información científica clara, las personas van a ser más proclives a aceptar y aplicar prácticas de conservación, manejo y restauración. Pero cuando nos adentramos en este terreno, rápidamente nos damos cuenta de que no es así. Las personas cuentan con experiencias, percepciones, historias particulares, valores, deseos y necesidades que influyen en su visión de la naturaleza y en sus decisiones. Otto-Banaszak y colaboradores (2020) han definido a los *modelos mentales* como construcciones mentales preexistentes a través de las cuales las personas procesan la información externa e intentan comprender su entorno, y que pueden usar para resolver los problemas que enfrentan. Cada individuo posee un modelo mental único, aunque puede compartir algunos aspectos con otros individuos que tengan similar experiencia o educación. Por lo tanto, resulta fundamental aproximarnos a los mecanismos subyacentes en la relación hombre-naturaleza para comprender el problema de la decisión.

## PSICOLOGÍA AMBIENTAL

El área de la psicología ambiental ha surgido de las ciencias sociales, y tiene por objetivo investigar las interacciones y conexiones entre las personas y su ambiente, analizando los valores y motivaciones que hay por detrás de las actitudes y comportamientos particulares (Walker-Springett et al 2016). La socioecología, como disciplina integradora, ha tomado varios de sus conceptos generando un marco teórico amplio desde el cual poder entender dichas interacciones (Tabla 11.1).

### La relación hombre-naturaleza

Algunos autores han planteado que uno de los principales factores de la crisis ambiental es la desconexión de la naturaleza por parte de la sociedad (Folke et al 2011). Ives y colaboradores (2018) han sugerido que la naturaleza incluye diversas facetas para el hombre, las que pueden aplicarse a individuos y/o grupos. Estas facetas pueden ser materiales (extracción y uso de recursos), empíricas (recreación en entornos verdes), cognitivas (saberes, creencias y actitudes), emocionales y filosóficas (Tabla 11.2). Sin embargo, los límites entre estas categorías pueden ser difusos. Por ejemplo, el uso de materiales naturales influye, y a su vez es influido, por nuestra perspectiva filosófica de la naturaleza.

Se han realizado esfuerzos para caracterizar las distintas posturas frente a la naturaleza. Basándose en una revisión de la literatura, Walker-Springett y colaboradores (2016) han distinguido diferentes tipologías filosóficas del

<b>Término</b>	<b>Definición</b>
Actitudes	Evaluación de un objeto físico o mental (persona, lugar, cosa, evento, símbolo, etc.). Incluye las creencias, sentimientos y comportamientos hacia dicho objeto.
Administración responsable ( <i>stewardship</i> en inglés)	Uso y manejo responsable de los ecosistemas y sus recursos naturales.
Bienestar humano	Concepto multidimensional; se refiere a los factores que contribuyen a la sensación y condición de bienestar de una persona o grupo. Entre ellos se incluyen elementos materiales básicos (alimento, ingresos, refugio), salud mental y física, relaciones humanas positivas, seguridad, y libertad de elección y acción.
Gobernanza	Conjunto de elementos políticos, sociales, económicos y administrativos que llevan a cabo la regulación de un determinado sistema (cuena hídrica, territorio, ecosistema o socio-ecosistema).
Valor	Creencia asociada a un estado final deseable o a modos de conducta que trascienden situaciones específicas, y que guían la elección o evaluación del comportamiento, personas o eventos. Los valores se sostienen más profundamente que las actitudes, y fundamentan las decisiones y comportamientos.

**Tabla 11.1.**

Algunos conceptos de interés (Pahl-Wostl 2015, Masterson et al 2019).

<b>Conexión</b>	<b>Descripción</b>	<b>Escala de análisis</b>
Material	Consumo de bienes y materiales naturales.	Individual o social
Empírica	Conexión directa con ambientes naturales (parques, reservas, bosques).	Individual, aunque puede agregarse a escala social.
Cognitiva	Conciencia o conocimiento ambiental y actitudes/valores hacia la naturaleza.	Individual
Emocional	Sentimientos de apego o empatía con la naturaleza.	Individual
Filosófica	Perspectiva o punto de vista de lo que la naturaleza es, por qué importa, y cómo los humanos deben interactuar con ella.	Individual, pero puede indicar el pensamiento dominante a escala social.

**Tabla 11.2.**

Tipos de conexión del hombre con la naturaleza y ámbito de estudio (modificado de Ives et al 2018).

hombre en su relación con la naturaleza, que no son mutuamente excluyentes dado que varias tipologías pueden coexistir en un mismo individuo (Tabla 11.3). En este caso, la caracterización de la visión social fue utilizada para analizar la posibilidad de aplicar un manejo participativo en dos ríos alpinos de Austria. En otro estudio en el que se querían introducir buenas prácticas agrícolas otorgando subsidios como incentivo, se clasificó a los

granjeros según su motivación para adoptar dichas prácticas (Van Herzele et al 2013) (Tabla 11.4). Un resultado interesante del estudio fue que la adopción de buenas prácticas agrícolas no surgía simplemente del balance entre el dinero y el esfuerzo de implementar la práctica, sino que también dependía de la lógica del granjero y la importancia dada al efecto ambiental, la producción potencial, y otros factores.

Tipo	Caracterización
Amo	Pienso que los humanos son independientes de la naturaleza, y pueden controlarla y cambiarla con la tecnología. Se puede mejorar la producción de bienes naturales y limitar los riesgos naturales (como las inundaciones).
Apático	No pienso mucho en la naturaleza.
Usuario	Creo que los humanos obtenemos beneficios de ecosistemas funcionales (por ejemplo, agua limpia, belleza paisajística, etc.). Ecosistemas funcionales generan empleos y beneficios.
Administrador	Tengo la obligación moral de conservar y proteger la naturaleza porque el desarrollo y tecnología humanos pueden significar un riesgo para la naturaleza.
Socio	Considero que los humanos y la naturaleza son iguales en valores y derechos. La naturaleza tiene un valor en sí misma, que no puede ser medido según su uso por la humanidad.
Integrante	Me siento parte de la naturaleza, y tengo un vínculo emocional con ella. Vivir en naturaleza me satisface. Nuestra existencia y el bienestar de la naturaleza están entrelazados. No podemos separar a los humanos de la naturaleza.

**Tabla 11.3.**

Tipos de relaciones filosóficas entre el hombre y la naturaleza, y narrativas que se usaron para caracterizarlos, en una encuesta realizada entre habitantes de cuencas alpinas (modificado de Walker-Springett et al 2016).

Estilo	Descripción
Oportunista	La adopción de BMP es una oportunidad para ganar dinero porque permite mejorar el manejo del campo.
Calculador	La ganancia económica es el principal motivo para adoptar BMP.
Compensatorio	Se adoptan las BMP porque existen restricciones legales y porque se reciben compensaciones económicas (subsidios).
Optimizador	Se debe optimizar la producción; por lo tanto, las BMP pueden aplicarse en terrenos que no pueden utilizarse en la explotación convencional.
Catalizador	El subsidio es un catalizador para adoptar BMP cuando no se quiere invertir en ellas.
Comprometido	Las BMP se adoptan debido al compromiso ambiental.

**Tabla 11.4.**

Estilos de participación en buenas prácticas agrícolas (BMP) identificados en granjeros belgas por Van Herzele y colaboradores (2013).

## Bienestar mental y naturaleza

Varios trabajos han resaltado el efecto beneficioso de los espacios verdes y de los ambientes rurales y naturales sobre la salud humana (véase, por ejemplo, Mills et al 2019). En el caso de la salud mental, la preferencia por un determinado tipo de ambiente sería un indicador de la potencialidad de dicho ambiente para mejorar el bienestar humano. Melissa Marselle (2019) ha compilado los modelos teóricos que explicarían la relación entre bienestar mental y naturaleza, poniendo el foco en la biodiversidad.

El modelo de la *Matriz de preferencia* postula que la preferencia por un ambiente depende de la información que brinda dicho ambiente, la cual puede definirse por la coherencia, la complejidad, la legibilidad y el misterio (Tabla 11.5). Se ha observado que paisajes de mayor complejidad tienden a mirarse más tiempo y otorgan una restauración mental mayor.

El modelo de la *Geometría fractal* propone que existe una preferencia por objetos fractales de dimensión fractal intermedia (entre 1,3 y 1,5). Curiosamente (o quizás no tanto), la dimensión fractal más común en la naturaleza es de 1,3, y se observa en ambientes ricos en especies. Por el contrario, los paisajes urbanos tienden a carecer de fractales. Esta preferencia se debería a la facilidad con que el estímulo visual es procesado, que se ve beneficiado por la información redundante que tienen los objetos fractales.

La *Hipótesis de la Biofilia*, propuesta por el biólogo Edward O. Wilson, se basa en la afinidad innata y emocional de los seres humanos hacia otros organismos vivos. Según esta hipótesis, la interacción con la naturaleza produce respuestas emocionales que van de la atracción al rechazo.

Otras de las teorías reseñadas por Marselle (2019) se relacionan a los “ambientes reparadores”, que son los que ayudan a restaurar y recuperar los recursos psicológicos (por ejemplo, la capacidad de atención y concentración) que se ven reducidos por la demanda diaria. Según la

*Teoría de reducción del stress*, los ambientes naturales de complejidad intermedia facilitan la recuperación del stress. Los ambientes reparadores son caracterizados por diversos elementos, entre los que se menciona al agua<sup>1</sup>. La *Teoría de la restauración de la atención* enumera cuatro cualidades de los ambientes reparadores: fascinación (atraen la atención sin esfuerzo), coherencia, compatibilidad (permiten realizar actividades sin dificultad), y lejanía (permiten mantener distancia física o psicológica de las tareas y demandas diarias). Se ha observado que ambientes más diversos son mejores para recuperar la atención, aunque no siempre alcancen el mayor puntaje en todas las cualidades.

Finalmente, el *Modelo de cascada de servicios ecosistémicos* sostiene que las estructuras biofísicas y procesos son responsables del funcionamiento del ecosistema, y que dichas funciones influyen en los servicios ecosistémicos, que a su vez brindan beneficios. Entre estos beneficios puede mencionarse el bienestar humano, aunque la investigación se ha enfocado más en la salud física que en la psíquica.

Más allá de la complejidad de los modelos reseñados por Marselle (2019), y de los factores que incluye cada uno de ellos, lo que queda de manifiesto es la amplia variedad de respuesta humana a los estímulos que ofrecen los ambientes naturales, y su impacto en la salud y bienestar de las personas. La comprensión de las preferencias de los grupos sociales por determinados tipos de ambientes o ecosistemas es un aspecto fundamental a incluir en los planes de conservación y restauración fluvial.

### PARA EMPEZAR, CONOCER LAS PERCEPCIONES Y PREFERENCIAS...

El hombre no puede percibir todas las variables ambientales que actúan sobre él en un determinado momento y que configuran el mundo real. Por lo tanto, existe un mundo percibido que es diferente para cada individuo de

<sup>1</sup> Un aspecto que tenían muy en claro los antiguos árabes cuando diseñaban sus jardines con fuentes y canales.

Propiedad	Definición
Coherencia	La manera en que varios estímulos de un ambiente se ensamblan entre sí, y que permiten una inmediata comprensión del ambiente.
Complejidad	Riqueza de elementos visuales (por ejemplo, la biodiversidad).
Legibilidad	Facilidad para entender y recordar un ambiente.
Misterio	Promesa de información adicional al cambiar el punto de vista.

**Tabla 11.5.** Tipos de información que brinda un ambiente y que definen la preferencia por dicho ambiente según el modelo de la matriz de preferencia (Marselle 2019).

acuerdo a sus características socio-económicas, tipo de educación e historia particular (Gallopín 1981, Feijó y Momo 1991, Otto-Banaszak et al 2010). En este sentido, se ha definido a la *percepción ambiental* como la conciencia o los sentimientos sobre el ambiente, y el acto de comprender el ambiente a través de los sentidos (Zube 1999). Para abordar esta subjetividad, una de las herramientas más utilizadas han sido las encuestas a la población de interés, a las que pueden añadirse fotografías para indagar en las imágenes mentales de los encuestados. Por ejemplo, como parte del diseño de un programa de manejo del río Ain (Francia) se utilizó una fotoencuesta para evaluar la percepción del valor de los humedales por parte de residentes y especialistas (Cottet et al 2013). Se observó que los encuestados tendían a otorgar mayor valor ecológico a los humedales oligotróficos respecto a los eutróficos, y que esta valoración estaba firmemente sustentada en criterios visuales. Un resultado interesante fue que residentes y especialistas tenían percepciones similares, aunque los últimos tendían a considerar más los factores ecológicos. La percepción de los sistemas fluviales puede influir en aspectos insospechados como el valor de las propiedades que se ubican en sus cercanías. Así, existen evidencias de que la restauración fluvial puede incrementar el precio de las propiedades ribereñas por la mejora de la calidad del agua y otros aspectos, como la pesca y valor paisajístico (Lewis y Landry 2017, Polyakov et al 2017).

Respecto a los ríos y arroyos pampeanos, se han realizado diversos estudios para evaluar la percepción ambiental de estos ambientes por parte de las comunidades locales (Feijó y Momo 1991, Guida Johnson et al 2014, de Prada y Penna 2008, Sardi et al 2012, Suárez y Lombardo 2004). Los principales problemas percibidos, tanto en arroyos rurales como urbanos, fueron las inundaciones y la contaminación del agua. Sin embargo, la contaminación acuática fue considerada un problema menor en zonas rurales, especialmente entre los agricultores. Asimismo, se observó que los residentes en zonas urbanas consideraban a los arroyos peligrosos e inseguros, lo que se debería a que en áreas con altos niveles de vulnerabilidad social e inseguri-

dad suele haber una mayor degradación ambiental (Guida Johnson et al 2014). Por eso, no resultó extraño que los residentes urbanos consideraran que el entubamiento de los arroyos era la solución más apropiada a estos problemas. Pero pese a la mala percepción de los arroyos urbanos, la mayoría de los encuestados se mostraron dispuestos a colaborar en la limpieza del cauce y control de la contaminación, mientras que un gran porcentaje consideró que las márgenes podían ser un lugar de recreación para sus hijos (Guida Johnson et al 2014).

Por otra parte, entre los servicios ecosistémicos que proveen los arroyos pampeanos, lo más percibidos fueron la producción agrícola y el transporte y provisión del agua en arroyos rurales, y la recreación en arroyos urbanos. Sin embargo, otros servicios importantes como el mantenimiento de la biodiversidad o la potencial belleza natural, fueron poco percibidos por los residentes (Guida Johnson et al 2014). El desconocimiento del valor natural de los ambientes fluviales pampeanos puede llevar a su “privatización” por parte de los dueños de campos y propiedades aledañas, quienes realizan diversas intervenciones y prohíben el acceso al curso<sup>2</sup> (Fig. 11.1).

La comprensión de las preferencias ambientales de los habitantes en una cuenca es un aspecto muy importante a considerar cuando se implementan acciones de restauración. La mejor intervención puede fracasar si el resultado no se adapta al “modelo” de río que tienen los residentes. Las fotoencuestas son especialmente adecuadas para indagar en las preferencias, porque permiten mostrar “productos finales” alternativos de la restauración y evaluar su aprobación entre los residentes. En estudios que han utilizado esta aproximación, se han mencionado como características preferidas por los residentes las riberas forestadas, los cursos sinuosos, un caudal abundante (especialmente en arroyos) y la presencia de piedras

<sup>2</sup> Lamentablemente, esta prohibición también se extiende a los investigadores, limitando la posibilidad de estudiar la ecología de ciertos cuerpos de agua.



**Figura 11.1.**

La “privatización” de los arroyos pampeanos por parte de los propietarios de lotes adyacentes. Carteles de advertencia y estructuras para el uso del propietario (en este caso, un dique para el paso de autos que reduce la conectividad vertical) (fotos: Claudia Feijó).

grandes en el lecho (Kenwick et al 2009, Pflüger et al 2010, Le Hay et al 2013). Por supuesto, estas preferencias varían según el contexto cultural y las características ecológicas de los sistemas fluviales considerados.

Las preferencias ambientales no son rígidas e inamovibles, sino que pueden cambiar con el tiempo y muchas veces en respuesta a acciones de manejo. Por ejemplo, en la cuenca del río Kissimmee (Estados Unidos), la comunidad local pasó de preferir la canalización a priorizar la restauración (especialmente de los humedales) en un lapso de 50 años. Este cambio fue propiciado porque la canalización redujo la superficie de los humedales, generando preocupación en la población sobre su conservación. Asimismo, las diferencias en las percepciones de residentes urbanos y rurales se fueron atenuando luego de años de control de las crecientes mediante la canalización (Chen et al 2016). Los resultados sugieren que las mismas acciones de manejo y restauración pueden ser catalizadores del cambio en las preferencias ambientales.

### ... Y ENTERARNOS QUE EL ARROYO DESEADO NO ES EL NUESTRO

En un ejercicio que solemos hacer cuando damos charlas de divulgación, presentamos a los asistentes las imágenes de un arroyo mediterráneo y de un arroyo pampeano (Fig. 11.2) y les preguntamos cuál sería su modelo de arroyo ideal. Para nuestra desazón, la elección más corriente es el arroyo mediterráneo, pese a que la biodiversidad es mucho mayor en el arroyo pampeano.

La incongruencia entre lo que las personas perciben como deseable y la realidad de los ambientes naturales locales representa un severo escollo para la protección y recuperación de los ecosistemas fluviales<sup>3</sup>. En este sen-

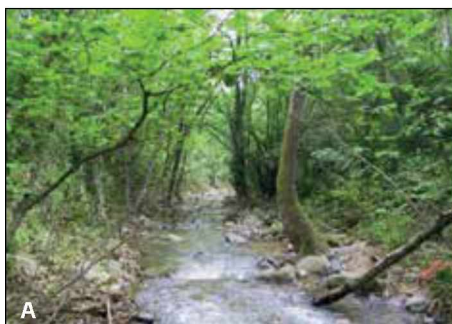
<sup>3</sup> “Cómo conservar lo feo?”, se preguntaban Walker-Springett y colaboradores (2016) respecto a la preservación de las especies no carismáticas o atractivas. Esta pregunta también podría aplicarse a los ecosistemas naturales que no son valorados por las comunidades locales.

tido, es importante el rol que pueden tener los ecólogos acuáticos brindando información de los ecosistemas originales y sobre cómo intervenir en ambientes alterados para que se acerquen a las condiciones naturales (Walsh et al 2005). El problema es que en ciertas ocasiones la información científica es presentada de manera confusa, o no resulta creíble (o aceptable) para los residentes y gestores. Se ha propuesto que la dificultad de trasladar el conocimiento científico a la gestión (la denominada brecha ciencia-política) se origina fundamentalmente en que mientras los científicos están familiarizados con la incertidumbre y la complejidad, los políticos y el público en general demandan certeza y soluciones determinísticas (Bradshaw y Borchers 2000; Tabla 11.6). Cuando la información que se presenta es consistente con las creencias y las prácticas de los individuos o grupos sociales, puede ser incorporada y aceptada. Pero si la nueva información entra en conflicto con dichas creencias y prácticas, se genera una *disonancia cognitiva* que puede resolverse cambiando el sistema de valores o, por el contrario, rechazando la nueva información. Por lo tanto, la inercia social no nace tanto de la escasez de información como de la resistencia a cambiar creencias y prácticas profundamente arraigadas (Bradshaw y Borchers 2000).

Es posible que la brecha entre ciencia y política pueda reducirse con la formulación de políticas ambientales flexibles, que estén basadas en los principios del manejo adaptativo. Es decir, políticas que se puedan ir ajustando a medida que su misma implementación o la investigación científica vayan generando nuevas certezas y conocimientos. También puede ayudar a reducir la brecha la participación de todos los actores sociales en la elaboración de las políticas ambientales.

### LAS TRAMPAS SOCIOECOLÓGICAS

La implementación de estrategias adecuadas de manejo y restauración requieren analizar los sistemas fluviales como sistemas socioecológicos, de modo de conjugar la calidad ecológica y el bienestar humano. La dinámica y estabilidad de estos sistemas depende de sus componen-



**Figura 11.2.**  
El arroyo Furiosos en España (A) y el arroyo Las Flores en Buenos Aires (B) (Fotos: A, Sergi Sabater; B, Matías Eöry).

Ciencia	Gobierno
Se acepta la probabilidad	Se desea la certeza
La disparidad es un hecho	Se desea la igualdad
Anticipatoria	El tiempo se acaba en la próxima elección
Flexibilidad	Rigidez
Orientada a los problemas	Orientada al servicio
Orientada al descubrimiento	Orientada a la misión
Se aceptan las fallas y los riesgos	Las fallas y los riesgos son intolerables
Se premia la innovación	La innovación es cuestionable
La replicación es esencial para la certeza	Las certezas son circunstanciales
Clientela difusa, diversa o ausente	Clientela específica, inmediata y demandante

**Tabla 11.6.**

Diferencias en los atributos de la ciencia y la gestión gubernamental que favorecen la brecha entre ciencia y política (modificado de Bradshaw y Borchers 2000).

tes sociales y ecológicos, el tipo de retroalimentación que existe entre ambos tipos de componentes, y las perturbaciones que reciben (Graziano et al 2021). Cuando la retroalimentación es positiva (es decir, cuando los componentes sociales y ecológicos se refuerzan mutuamente), puede generarse una *trampa socioecológica* que mantiene al sistema en una condición de equilibrio indeseable y difícil de revertir (Cinner 2011, Masterson et al 2019). Las trampas son causadas por múltiples factores, incluyendo las oportunidades económicas, la pobreza persistente, las instituciones, y las percepciones, actitudes y valores de las personas (Graziano et al 2021).

Se han identificado diferentes tipos de trampas socioecológicas. Las *trampas de rigidez* (*rigidity traps*, en inglés) ocurren cuando los actores o instituciones están muy conectados, se refuerzan entre sí y son inflexibles. Un ejemplo son las administraciones burocráticas que no logran aceptar e incorporar la nueva información. En estos casos, cuando un tipo de tecnología de manejo (como la canalización y entubamiento de cursos) se ha establecido es muy difícil de cambiar. Por otra parte, las *trampas doradas* (*gilded traps*) ocurren cuando oportunidades económicas atractivas (creadas por el incremento poblacional, la globalización, la demanda del mercado, etc.) no dejan ver los riesgos o consecuencias sociales y ecológicos asociados. Así, el ecosistema es arrastrado hacia un umbral, que cuando es sobrepasado, se produce un cambio abrupto del dominio de atracción del sistema socioecológico del que es muy difícil volver (Steneck et al 2011, Graziano et al 2021). Las trampas representan un serio límite a la adopción de políticas amigables con el ambiente, porque una vez establecidas pueden persistir en el tiempo aun cuando se apliquen las intervenciones adecuadas.

En la región pampeana, y basándonos en evidencia empírica y conceptual, hemos propuesto cuatro tipos de retroalimentación positiva (o bucles) que mantienen el estado degradado y persistente en muchos ríos y arroyos. Estos mecanismos son la intensificación del modelo agroindustrial, una gobernanza autoritaria y vertical con una perspectiva ingenieril e hidráulica, la especulación inmobiliaria en torno a los ambientes acuáticos con la construcción de barrios privados, y la persistencia de la pobreza estructural especialmente en márgenes de cursos fluviales urbanos. Asimismo, hemos detectado que las personas y comunidades locales tienden a no percibir a los arroyos y ríos como ecosistemas naturales de interés, o directamente tienen una percepción negativa de ellos, demandando soluciones como la canalización o el entubamiento. Estas percepciones refuerzan las actuales prácticas de manejo, y mantienen sistemas fluviales urbanos y rurales en un estado indeseado. Los bucles originados en la gobernanza vertical y la pobreza estructural en ambientes urbanos serían trampas de rigidez, mientras que los generados por el modelo agroindustrial y la especulación inmobiliaria serían trampas doradas (Graziano et al 2021).

## ESCAPANDO DE LA TRAMPA: LOS PUNTOS DE APALANCAMIENTO

Las trampas generan un estado del sistema socioecológico que es altamente estable y, por lo tanto, difícil de modificar. Entonces, ¿cómo y dónde podemos intervenir para lograr cambios sustanciales? Se ha definido a los *puntos de apalancamiento* como los “sitios” o puntos de un sistema complejo donde una pequeña modificación puede llevar a cambios fundamentales en todo el sistema. La capacidad transfor-

mativa de una determinada intervención depende de las características del sistema socioecológico sobre el que se actúa. Algunas intervenciones pueden causar una conversión sustancial del sistema, mientras que otras solo producirán pequeños cambios. Así, los puntos de apalancamiento *someros* serían modificaciones deseables y sencillas pero que no producen un cambio duradero del sistema, como conservar algunos tramos del arroyo, mientras que los *profundos* son modificaciones que cambian la perspectiva original, como un cambio en el paradigma de manejo o una adecuada planificación urbana. A diferencia de los puntos someros, los profundos se enfocan en impedir la acción de los factores externos que sostienen la retroalimentación positiva, y por eso son más efectivos para modificar al sistema socioecológico. Sin embargo, los puntos de apalancamiento someros pueden abrir el paso a los profundos. Por ejemplo, una intervención somera como reducir la contaminación de las aguas puede estimular la adopción de prácticas agrícolas sustentables en la cuenca (Abson et al 2017, Ives et al 2018, Graziano et al 2021). Las políticas públicas suelen enfocarse en puntos someros, como ajustar los niveles límites de contaminantes en aguas (Abson et al 2017). Por eso, aunque sean bienintencionadas, muchas veces no producen cambios en los paradigmas imperantes y una verdadera transformación del sistema socioecológico.

En el análisis que realizamos de los sistemas socioecológicos fluviales pampeanos, hemos propuestos diversos puntos de apalancamiento para transformar estos sistemas y promover la sustentabilidad. Entre los puntos someros, hemos distinguido los relacionados a los parámetros del sistema, como reducir la contaminación y aumentar la heterogeneidad de hábitats y la biodiversidad, y los asociados a procesos, como mejorar la capacidad de autodepuración de río o mejorar la infraestructura sanitaria. Por otra parte, entre los puntos profundos incluimos a los relacionados al diseño de la estructura social e instituciones, como la promoción de una gobernanza participativa o el fortalecimiento de las comunidades locales, y los asociados a los valores y actitudes de las personas, como cambios en los paradigmas de manejo y producción hacia alternativas más sustentables (Graziano et al 2021). Como es de esperar, la intervención en los valores y paradigmas de los actores sociales es la estrategia más transformadora, pero también la más lenta y difícil de lograr. La promoción de la participación social, cuya visión y saberes puede enriquecer el proyecto, y de una gobernanza policéntrica pueden ser estrategias útiles para avanzar más rápidamente por este camino (ver Caja 11.1).

## ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS DE MANEJO Y RESTAURACIÓN

La decisión de adoptar prácticas de manejo sustentables y restauración en los individuos y grupos es un proceso complejo, que incluye percepciones, valores y experien-

cias. A nivel individual, un aspecto que ha sido bastante estudiado son los factores que influyen en la adopción de buenas prácticas de manejo por parte de productores agrícolas. Entre dichos factores se han mencionado los siguientes:

a) El costo económico: los granjeros se muestran dispuestos a adoptar prácticas que aumentan los ingresos o que no los afectan (Hansson et al 2012, Van Herzele et al 2013). El nivel de inversión en la explotación también muestra una relación positiva con la adopción de buenas prácticas (Baumgart-Getz et al 2012).

b) La complejidad de la práctica de manejo: Una razón importante para adoptar la práctica es que demande poco trabajo adicional. Las prácticas de complejidad mediana a alta sólo se adoptan cuando los ingresos crecen de manera concomitante (Van Herzele et al 2012).

c) Los beneficios ambientales: La práctica tiende a adoptarse si reduce el impacto ambiental de la actividad agrícola (Hansson et al 2012, Van Herzele et al 2013).

d) La mirada de los otros: Aunque no es un aspecto muy remarcado por los encuestados, algunos granjeros tienden a incorporar la práctica si produce un ambiente más atractivo y le otorga a la granja una imagen positiva frente a sus vecinos (Van Herzele et al 2013).

e) El sentido de pertenencia y la identidad: Los individuos o grupos desarrollan lazos mentales, emocionales y funcionales con lugares específicos, y estos lazos parecen tener una relación positiva con la adopción de prácticas conservacionistas. Es posible, además, que el sentido de pertenencia incluya consideraciones estéticas que generalmente no son evaluadas en los estudios (Mullendore et al 2015). Por otra parte, la identidad son las conductas que definen a cada ser humano (“lo que uno es” y “lo que uno hace”). En el caso de los productores agrícolas pampeanos, este factor resultó importante para la adopción de medidas conservacionistas (Giaccio et al 2020).

f) El conocimiento: En general, se ha propuesto que el conocimiento favorece la adopción de buenas prácticas por parte de los productores (Giaccio et al 2020, Mullendore et al 2015). Sin embargo, algunos autores han encontrado que la educación formal no tiene un rol decisivo, aunque sí son importantes el entrenamiento y las prácticas de extensión agrícolas realizados a través de agencias, redes locales de granjeros y comités de cuenca (Baumgart-Getz et al 2012). El conocimiento del impacto de las prácticas también es relevante, incluyendo las buenas experiencias de los pares (Hansson et al 2012).

g) La edad: Los encuestados de mayor edad son más reacios a la adopción de buenas prácticas (Mullendore et al 2015).

h) Los factores normativos: Las normas sociales son entendimientos y expectativas compartidas entre los miembros de una comunidad acerca de cómo comportarse cuando se enfrentan decisiones personales, y representan la opinión de las personas consideradas influyentes. En un estudio realizado en productores pampeanos, este fue el factor más importante en la intención de conservar las riberas de los arroyos (Giaccio et al 2020).

Un aspecto menos estudiado han sido los factores que influyen en la adopción de prácticas amigables con el ambiente en las industrias. En este sentido, Vázquez Brust y Liston-Heyes (2010) han estudiado las intenciones de implementar prácticas ambientales en 536 empresas contaminantes de Argentina. Las empresas que tenían administradores implicados en el cuidado ambiental por razones éticas, legales o asociadas a beneficios económicos para la empresa, tendían a tener sistemas de manejo ambiental más desarrollados. Asimismo, las firmas manejadas por individuos que creían que el deterioro ambiental era costoso pero solucionable eran más pro-ambiente, especialmente si contaban con el soporte financiero necesario o con incentivos económicos. Por el contrario, las restricciones financieras limitaban la disposición a invertir en el ambiente. Finalmente, se observó que las firmas eran sensibles a los reclamos “verdes” de los actores sociales (incluidos sus propios accionistas), y que ante las presiones tendían a desarrollar intenciones pro-ambiente. El estudio demostró que en los encargados de las decisiones ambientales de las empresas influyen no sólo las construcciones individuales (psicológicas), sino también las colectivas (sociales).

En cuanto a los proyectos de restauración fluvial, en muchos de ellos se han realizado encuestas para analizar las preferencias y la disposición a participar de los residentes. Estos estudios mostraron que los factores que pueden influir en la aceptación y apoyo a las prácticas de restauración son los siguientes:

a) El nivel educativo y económico: Las personas con mayores ingresos tienen mayor predisposición a pagar por la restauración del río. Asimismo, las personas con mayor nivel educativo tienden a mostrarse más favorables a la restauración (Bliem et al 2012, Vermaat et al 2016).

b) Cercanía al sistema fluvial: Se ha observado una relación negativa entre la distancia del río a la vivienda de los encuestados y el interés en mejorar la calidad del agua. Un resultado similar se obtuvo en encuestas realizadas a residentes de la cuenca del río Matanza-Riachuelo, en la provincia de Buenos Aires. Por otra parte, las personas que han visitado el río tienden a mostrar una mayor aceptación a la restauración (Bliem et al 2012, Guida Johnson et al 2014).

c) La mirada de los otros: En un estudio realizado en terratenientes australianos, la disposición a colaborar con la restauración fluvial se asoció a la necesidad de un reconocimiento público a su sentido de administración y de mejoramiento estético del paisaje. Es decir, percibieron como un beneficio privado que la comunidad reconozca su capacidad de proveer bienes públicos (Januchowski-Hartley et al 2012).

d) La escala del proyecto de restauración: La disposición a pagar por un proyecto de restauración tiende a aumentar con la longitud del tramo restaurado (Bergstrom y Loomis 2017).

e) Diferencias entre las sociedades: En un metaanálisis realizado a partir de datos de la literatura se observaron diferencias importantes en la disposición a pagar por la restauración fluvial entre distintos países. Estas diferencias no parecen estar asociadas al producto bruto interno nacional, dado que habitantes de países como Alemania y Corea se mostraron dispuestos a pagar menos de 20 dólares por año, mientras que en Bangladesh y Bolivia los valores estaban alrededor de los 40 dólares por año. La mayor predisposición se observó en Escocia, donde se superaron los 130 dólares por año y por residente (Brouwer y Shemeret 2017).

f) El tipo de restauración: La disposición a pagar por la restauración también varía según el servicio ecosistémico que proporcionará la restauración. Los mayores valores fueron otorgados a la regulación de la calidad del agua, la estética del paisaje y la provisión de hábitat para la vida silvestre (140, 119 y 77 dólares por persona y año, respectivamente). Curiosamente, el control de las inundaciones tuvo un valor muy bajo (0,3 dólares por persona y año), aunque debe considerarse que esta estima se basó en unas pocas observaciones (Brouwer y Shemeret 2017).

Llegados a este punto, hay algunos aspectos que es necesario remarcar. El primero es que si bien es recomendable indagar en las preferencias y disposición a avalar los proyectos de restauración, esto puede llevar a un callejón sin salida. Los diferentes actores sociales (granjeros, pescadores deportivos, residentes, ambientalistas) suelen mostrar distintas preferencias de restauración y, por lo tanto, requerir objetivos conflictivos (Walsh et al 2005, Qureshi y Harrison 2001). También pueden surgir conflictos entre el proyecto propuesto por los gestores y las expectativas públicas. Por ejemplo, la reintroducción de macrófitas es una estrategia muy útil para la restauración de ciertos tipos de arroyos, como son los pampeanos. Pero en arroyos urbanos, el crecimiento de estas plantas puede ser criticado por los residentes, porque consideran que hay una falta de mantenimiento que da al arroyo un aspecto descuidado (Suren 2009). Por supuesto, estos resultados no deben considerarse universales dado que en otros arroyos urbanos el establecimiento de las ma-

crófitas ha sido valorado como positivo o neutral por la población (Larned et al 2006). La existencia de visiones conflictivas respecto a la restauración requiere sentar a todos los actores sociales en la misma mesa, para que expongan sus perspectivas y diferencias, y lograr un balance entre las diferentes intenciones y aspiraciones sobre el proyecto.

Finalmente se debe considerar que la percepción de los residentes a una restauración cambia a lo largo del tiempo, luego de realizada la intervención. Pero este cambio en la percepción no sería resultado directo de los impactos tangibles del proyecto, como la recuperación de la morfología del cauce o de la biodiversidad, sino de cómo los residentes “procesan” dichos impactos a través de sus valores profundos, incluyendo la historia, tradiciones, mitos y prácticas relacionados con un río en particular (Westling et al 2014).

## **¿CÓMO PROMOVER EL COMPROMISO AMBIENTAL?**

Lograr la adhesión de la población a programas de manejo sustentables o a acciones de conservación y restauración es una tarea compleja y multidimensional que, por lo tanto, requiere distintas aproximaciones. En el caso de las buenas prácticas de manejo, Sweeney y Blaine (2016) han propuesto diferentes herramientas para motivar a los hacendados a adoptarlas. La educación sería la más importante, siempre que ayude a desarrollar la capacidad de los individuos y comunidades a resolver los complejos problemas socioecológicos. En la comprensión de los problemas ambientales, parece dar más resultado enfocarse en cómo las propias acciones impactan sobre el ambiente, más que en una descripción genérica de los problemas. Por ejemplo, conviene remarcar cómo las acciones particulares del granjero alteran la calidad del agua, más que en como la agricultura en general degrada a los ecosistemas acuáticos (Braumgart-Getz et al 2012). La legislación ambiental es otro aspecto relevante, porque establece un marco de referencia que permite incentivar las buenas prácticas de manejo. La tercera herramienta son los incentivos económicos como subsidios y reducción de impuestos, siempre que se controlen ciertos aspectos una vez otorgado el beneficio. Por ejemplo, las prácticas deberían sostenerse en el tiempo y las agencias deberían poder monitorear el resultado de su aplicación. Asimismo, el beneficio debe otorgarse si la práctica no sólo mejora la calidad y el valor de la tierra del propietario, sino que también contribuya al bien común (Sweeney y Blaine 2016).

Por otra parte, Moon y colaboradores (2012) han enumerado varios métodos para promover la participación en programas de conservación de la biodiversidad, que consideran las circunstancias personales y el contexto social.

Entre los métodos para fortalecer las características personales, se mencionan los relacionados con el bienestar y estilo de vida (proveer empleos a través del programa de conservación, ofrecer programas flexibles), el conocimiento y la experiencia (ofrecer cursos cortos y gratuitos, favorecer el intercambio de saberes, diseñar programas de monitoreo ciudadano), y beneficios económicos (explorar incentivos financieros para sostener las actividades de conservación de los propietarios). Los métodos enfocados a la influencia social incluyen el fortalecimiento de las actitudes (evaluar las percepciones y actitudes de los residentes, diseñar programas que modifiquen actitudes perjudiciales para el ambiente), la confianza (promover las relaciones entre políticos, residentes y científicos, incentivar a la comunidad a desarrollar actividades y proyectos ambientales), y las normas (diseñar programas que se ajusten a las normas personales y sociales, comprometer a las personas en el diseño del programa para lograr un visión compartida).

## **REVISITANDO EL PROBLEMA DE LA DECISIÓN**

Como hemos visto, las percepciones, valores y actitudes sobre el ambiente son sumamente diversas entre los individuos. También es muy variable la importancia relativa de los factores que favorecen la adopción de medidas de manejo, conservación y restauración, dado que dependen del contexto ambiental, cultural y social de cada persona o comunidad. Si bien hemos enumerado algunas herramientas que pueden servir para motivar la adopción de prácticas sustentables, siempre se debe tener presente que lo que “funciona” en un determinado contexto social, puede no servir en otro. Y finalmente, para agregar más complejidad a la cuestión, las percepciones y expectativas de los actores sociales no son estáticas, sino que evolucionan a lo largo del tiempo, muchas veces influenciadas por las mismas prácticas ambientales.

Volviendo entonces a la pregunta inicial sobre cómo motivar la decisión de adoptar prácticas sustentables, el único camino parece ser reunir a los distintos actores para el intercambio de ideas, visiones y saberes, y para el desarrollo conjunto de programas ambientales de largo alcance. El proceso para lograr la conservación y protección de ríos y arroyos debe incluir gestores que formulen políticas y planes, científicos que brinden información ambiental, y las comunidades locales que aporten su conocimiento tradicional y empírico y su visión sobre el estado y calidad fluvial. Asimismo, los tres tipos de actores deben estar implicados en el monitoreo de la calidad ecológica y en el desarrollo de las estrategias ambientales. Además de las reuniones entre los actores sociales, el punto de confluencia puede ser la creación de un portal online que agrupe toda la información sobre el ecosistema fluvial generada por los participantes, incluyen-

do sistemas de información geográfica, bases de datos, modelos predictivos y análisis de escenarios alternativos (Hipsey et al 2015). Es una meta difícil, que requiere una actitud flexible de las distintas partes y el fortalecimiento de la confianza mutua, pero no inalcanzable.

### CAJA 11.1.

#### TRANSFORMANDO LA GESTIÓN DE LOS ARROYOS URBANOS DE ABAJO HACIA ARRIBA

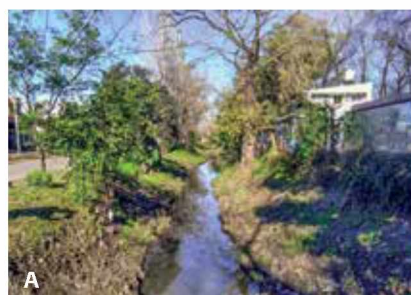
Martín Graziano, Bárbara Gómez y Sebastián Gómez-Lugo

Históricamente, la gestión de los ríos y arroyos en los grandes centros urbanos de nuestro país ha estado subsumida en relación a las grandes transformaciones sociales del siglo XIX y XX. La expansión poblacional, el desarrollo industrial, las grandes obras de infraestructura hidráulica y sanitaria han direccionado el destino de los ecosistemas fluviales en nuestra región, en línea con corrientes de pensamiento de la Modernidad referidas al control y manipulación de la naturaleza por parte del ser humano (Foguelman y Braislovsky 1999). Había que construir ciudades y ciudadanía, y la disyuntiva civilización o barbarie calaba hondo en el pensamiento nacional. Como consecuencia del crecimiento y consolidación de los Estados-Nación, estilos de gobernanza centralizados y fuertemente jerárquicos fueron los predominantes. Este modelo de gobernanza se basa en la centralización de las decisiones y su ejecución de “arriba-hacia-abajo” (abordaje experto o *top-down*), fomentando un esquema rígido de intervención y una concepción ingenieril del sistema, que en el caso de la gestión fluvial, se explicitó en la predominancia de un enfoque hidráulico sin poder abordar las complejidades que cualquier sistema socioecológico conlleva (Pahl-Wostl 2015). Si bien en las últimas décadas han habido avances en la gestión de los ríos y arroyos urbanos, en particular dentro del Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), como la creación de comités de cuencas multisectoriales e interjurisdiccionales, la conformación de equipos multidisciplinarios para la planificación, y la adopción de programas específicos para la limpieza y saneamiento de los mismos, aún hoy predominan en la práctica la fragmentación, el paradigma ingenieril y el enfoque jerárquico (Graziano et al

2019). En ese sentido, la adopción de prácticas de manejo ecológico y participativo de arroyos urbanos requieren de nuevas formas de co-producción de conocimiento (van Kerkhoff y Lebel 2015), que permitan abrir camino a experiencias de gestión de “abajo-hacia-arriba” (abordaje comunitario o *bottom-up*).

Desde esta perspectiva, en los últimos años hemos venido desarrollando experiencias de co-producción en torno al manejo ecológico de arroyos urbanos junto a trabajadores y trabajadoras de cooperativas ambientales. En la localidad de Claypole (Partido de Almirante Brown, Provincia de Buenos Aires), y en conjunto con la organización social Frente de Organizaciones en Lucha (FOL), consolidamos un espacio de articulación académico-territorial donde se co-producen acciones destinadas a fomentar transformaciones socioecológicas en torno al Arroyo San Francisco, uno de los tantos arroyos urbanos presentes en el AMBA (Fig. C11.1.1). Actualmente el espacio se encuentra conformado por vecinas/os y a la vez integrantes del movimiento social FOL, junto a integrantes del Laboratorio de Limnología (FCEN-UBA), y coordinando a su vez con otros espacios científicos y académicos (Universidad Tecnológica Nacional, Instituto Nacional del Agua, Facultad de Arquitectura de la Universidad de Buenos Aires, etc.), y otros actores sociales del territorio (Municipio, escuelas locales, etc.).

En la Provincia de Buenos Aires, el “Programa de Saneamiento, Limpieza y Mantenimiento de cauces y márgenes de arroyos de la Prov. Bs. As.” (Decreto 486/08) ha favorecido la realización de actividades de limpieza y mantenimiento de las márgenes y el cauce por parte de cuadrillas de trabajo, muchas de ellas organizadas a través de distintos movimientos sociales urbanos (Graziano et al 2019). En ese sentido, nuestra propuesta anida en una alianza estratégica con los principales ejecutores de las acciones de manejo, trabajadores y vecinas/os de los barrios populares, que simultáneamente son los que sufren las consecuencias de vivir en un hábitat urbano desfavorable y que conviven con las problemáticas ambientales asociadas al manejo inapropiado de los ríos y arroyos. La prefiguración de prácticas ecosociales alternativas al paradigma imperante tiene el potencial de impulsar transformaciones reales y que lleven a cambios concretos en las estructuras de gestión tradicional.



**Figura C11.1.**

A) Arroyo San Francisco en Claypole. B) Reunión de coordinación del Proyecto Hábitat Claypole en 2019 (Fotos: Proyecto Hábitat Claypole).



**Figura C11.1.2.**

Intervenciones realizadas en el Arroyo San Francisco. A) Preparativos para el trasplante de macrófitas junto a integrantes de la cuadrilla. B) Parche de *Ludwigia peploides*. C) *Hydrocleys nymphoides*. Las fotografías de las plantas acuáticas son de dos meses después de realizado el trasplante (fotos: Martín Graziano).

Nuestra perspectiva de trabajo se basa fundamentalmente en la implementación y evaluación de experiencias participativas de manejo ecológico del arroyo como ser la reintroducción de macrófitas en tramos experimentales (Fig. C11.1.2), evaluando los factores que modulan su supervivencia y los efectos a corto plazo que generan en la calidad del agua y la composición de las comunidades algales y bacterianas (como por ejemplo, *Escherichia coli*) (Graziano et al 2019, de Groot 2017); el diseño e implementación de humedales artificiales para la mitigación del ingreso de contaminantes por los efluentes doméstico-pluviales; el impulso de la protección de áreas verdes locales y la generación de sistemas de bioretención (como la implementación de bañados de desborde para el control hidrológico y el incremento de áreas de almacenamiento transitorio para el procesamiento de nutrientes). La producción comunitaria de plantas nativas acuáticas y ribereñas es uno de los objetivos a corto plazo para seguir fortaleciendo el trabajo de co-producción. A raíz de estas experiencias hemos logrado avances en lo que respecta a la gestión del Arroyo San Francisco, siendo el espacio construido un actor que toma relevancia en las prácticas de manejo del mismo. A su vez, la difusión activa de estas experiencias entre las/los vecinas/os genera cada vez más una percepción positiva del trabajo realizado y del cuidado del ambiente.

Para finalizar, creemos que las prácticas que venimos desarrollando pueden modificar positivamente las actividades llevadas a cabo por las cooperativas ambientales, promoviendo nuevas herramientas de trabajo para las mismas y fortaleciendo su inserción territorial, pero por sobre todas las cosas tiene la potencialidad de impulsar,

a fuerza de trabajo y convicción, la implementación de nuevos paradigmas regionales de gestión ambiental ecológica y comunitaria en articulación con los distintos actores presentes en la gobernanza de las cuencas urbanas.

## REFERENCIAS

- Abson, D.J., J. Fischer, J. Leventon, J. Newig, T. Schomerus, U. Vilsmaier, H. von Wehrden, P. Abernethy, C.D. Ives, N.W. Jager y D.J. Lang. 2017. Leverage points for sustainability transformation. *Ambio* 46: 30-39.
- Baumgart-Getz, A., L. Stalker y K. Floress. 2012. Why farmers adopt best management practice in the United States: A meta-analysis of the adoption literature. *Journal of Environmental Management* 96: 17-25.
- Bergstrom, J.C., y J.B. Loomis. 2017. Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making. *Water Resources and Economics* 17: 9-19.
- Bliem, M., M. Getener y P. Rodiga-Laßnig. 2012. Temporal stability of individual preferences for river restoration in Austria using a choice experiment. *Journal of Environmental Management* 103: 65-73.
- Bradshaw, G.A., y J.G. Borchers. 2000. Uncertainty as Information: Narrowing the Science-policy Gap. *Conservation Ecology* 4: 7.
- Brouwer, R., y O. Sheremet. 2017. The economic value of river restoration. *Water Resources and Economics* 17: 1-8.

- Chen, X., D. Wang, F. Tian y M. Sivapalan. 2016. From channelization to restoration: sociohydrologic modeling with changing community preferences in the Kissimmee River Basin, Florida. *Water Resources Research* 52: 1227-1244.
- Cinner, J.E. 2011. Social-ecological traps in reef fisheries. *Global Environmental Change* 21: 835-839.
- Cottet, M., H. Piégay y G. Bornette. 2013. Does human perception of wetland aesthetics and healthiness relate to ecological functioning? *Journal of Environmental Management* 128: 1012-1022.
- de Groot, G.S. 2017. Rehabilitación ecológica participativa de un arroyo urbano. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- de Prada, J.D., y J. Penna. 2008. Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el sur de Córdoba, Argentina. Editorial INTA, Buenos Aires.
- Feijó, C., y F. Momo. 1991. Socio-economic levels and environmental perception in a small town in Argentina. *Environmentalist* 11: 163-170.
- Foguelman, D., y A.E. Braislovsky. 1999. Buenos Aires y sus ríos. Editorial Kaicron, Argentina.
- Folke, C., Å. Jansson, J. Rockström, P. Olsson, S.R. Carpenter, F. Stuart Chapin III, A.-S. Crépin, G. Daily, K. Danell, J. Ebbesson, T. Elmqvist, V. Galaz, F. Moberg, M. Nilsson, H. Österblom, E. Ostrom, Å. Persson, G. Peterson, S. Polasky, W. Steffen, B. Walker y F. Westley. 2011. Reconnecting to the biosphere. *Ambio* 40: 719-738.
- Gallopín, G. 1981. El ambiente humano. En: O. Sunkel y N. Gligo (comps.), *Estilos de desarrollo y medio ambiente en América Latina I*, Fondo de Cultura Económica, México.
- Giaccio, G.C.M., M. Mastrangelo, V. Aparicio, J.L. Costa y P. Laterra. 2020. Factores psicosociales que influyen en la intención de los tomadores de decisión agropecuarios de la Pampa Austral de Argentina de conservar las franjas de vegetación ribereñas. *Papeles de Geografía* 66: 85-102
- Graziano, M., G.S. de Groot, L.D. Pilato, M.L. Sánchez, I. Izaguirre y H. Pizarro. 2019. Fostering urban transformations in Latin America: lessons around the ecological management of an urban stream in co-production with a social movement. *Ecology and Society* 24: 13.
- Graziano, M., A. Giorgi y C. Feijó. 2021. Multiple stressors and socio-ecological traps in Pampean streams (Argentina): a conceptual model. *Science of Total Environment* 765: 142785.
- Guida Johnson, B., A. Faggi, A. Voigt, J. Schnellinger y J. Breuste. 2014. Environmental perception among residents of a polluted watershed in Buenos Aires. *Journal of Urban Planning and Development* 141: 1-9.
- Hansson, A., E. Pedersen y S.E.B. Weisner. 2012. Landowners' incentives for constructing wetlands in an agricultural area in South Sweden. *Journal of Environmental Management* 113: 271-278.
- Hipsey, M.R., D.P. Hamilton, P.C. Hanson, C.C. Carey, J.Z. Coletti, J.S. Read, B.W. Ibelings, F.J. Valesini y J.D. Brookes. 2015. Predicting the resilience and recovery of aquatic systems: A framework for model evolution within environmental observatories. *Water Resources Research* 51: 7023-7043.
- Ives, C.D., D.J. Abson, H. von Wehrden, C. Dorninger, K. Klankeckl y J. Fischer. 2018. Reconnecting with nature for sustainability. *Sustainability Science* 13: 1389-1397.
- Januchowski-Hartley, S.R., K. Moon, N. Stoeckl y S. Gray. 2012. Social factors and private benefits influence landholders' riverine restoration priorities in tropical Australia. *Journal of Environmental Management* 110: 20-26.
- Kenwick, R.A., M.R. Shammin y W.C. Sullivan. 2009. Preferences for riparian buffers. *Landscape and Urban Planning* 91: 88-96.
- Larned, S.T., A.M. Suren, M. Flanagan, B.J.F. Biggs y T. Riis. 2006. Macrophytes in urban stream rehabilitation: Establishment, ecological effects, and public perception. *Restoration Ecology* 14: 429-440.
- Le Hay, Y.-E., H. Piégay y A. Rivière-Honegger. 2013. Perception of braided river landscape: Implications for public participation and sustainable management. *Journal of Environmental Management* 119: 1-12.
- Lewis, L.Y., y C.E. Landry. 2017. River restoration and hedonic property value analyses: Guidance for effective benefit transfer. *Water Resources and Economics* 17: 20-31.
- Marselle, M. 2019. Theoretical foundations of Biodiversity and mental well-being relationships. En: M. Marselle, J. Stadler, H.Korn, K.N. Irvine y A. Bonn (eds.), *Biodiversity and Health in the Face of Climate Change*, Springer, Cham.
- Masterson, V.A., S. Vetter, T. Chaigneau, T.M. Daw, O. Selomane, M. Hamann, G.Y. Wong, V. Mellegård, M. Cocks y M. Tengö. 2019. Revisiting the relationships between human well-being and ecosystems in dynamic social-ecological systems: Implications for stewardship and development. *Global Sustainability* 2: 1-14.
- Mills, J.G., J.D. Brookes, N.J.C. Gellie, C. Liddicoat, A.J. Lowe, H.R. Sydnor, T. Thomas, P. Weinstein, L.S. Weyrich y M.F. Breed. 2019. Relating urban biodiversity to human health with the 'Holobiont' concept. *Frontiers in Microbiology* 10: 1-8.
- Moon, K., N. Marsual y C. Cocklin. 2012. Personal circumstances and social characteristics as determinants of landholder participation in biodiversity conservation programs. *Journal of Environmental Management* 113: 292-300.

- Mullendore, N.D., J.D. Ulrich-Schad y L. Stalker Prokopy. 2015. U.S. farmers' sense of place and its relation to conservation behavior. *Landscape and Urban Planning* 140: 67-75.
- Otto-Banaszak, I., P. Matczak, J. Wesseler y F. Wechsung. 2010. Different perceptions of adaptation to climate change: A mental model approach applied to the evidence from expert interviews. *Regional Environmental Change* 11: 217-228.
- Pahl-Wostl, C. 2015. Water governance in the face of global change. Springer International Publishing, Suiza.
- Pflüger, Y., A. Rackham y S. Larned. 2010. The aesthetic value of river flows: An assessment of flow preferences for large and small rivers. *Landscape and Urban Planning* 95: 68-78.
- Polyakov, M., J. Fogarty, F. Zhang, R. Pandit y D.J. Pannella. 2017. The value of restoring urban drains to living streams. *Water Resources and Economics* 17: 42-55.
- Qureshi, M.E., y S.R. Harrison. 2001. A decision support process to compare riparian revegetation options in Scheu Creek catchment in North Queensland. *Journal of Environmental Management* 62: 101-112.
- Sardi, G.M., M. Flores y M.A. Herrero. 2012. Percepción ambiental de productores agropecuarios y docentes rurales del partido de Arrecifes, Buenos Aires (Argentina). *Augm Domus* 4: 62-79.
- Steneck, R.S., T.P. Hughes, J.E. Cinner, W.N. Adger, S.N. Arnold, F. Berkes, S.A. Boudreau, K. Brown, C. Folke, L. Gunderson, P. Olsson, M. Scheffer, E. Stephenson, B. Walker, J. Wilson y B. Worm. 2011. Creation of a Gilded Trap by the High Economic Value of the Maine Lobster Fishery. *Conservation Biology* 25: 904-912.
- Suárez, E., y R.J. Lombardo. 2004. Pitting the polluted against the flooded: water resource management in Tigre, Buenos Aires. *Environment and Urbanization* 16: 185-197.
- Suren, A.M. 2009. Using macrophytes in urban stream rehabilitation: A cautionary tale. *Restoration Ecology* 17: 873-883.
- Sweeney, B.W., y J.G. Blaine. 2016. River conservation, restoration, and preservation: rewarding private behavior to enhance the commons. *Freshwater Science* 35: 755-763.
- Van Herzele, A., A. Goin, P. Van Gossum, L. Acosta, T. Waas, N. Dedoncker y B.H. de Frahan. 2013. Effort for money? Farmer's rationale for participation in agri-environment measures with different implementation complexity. *Journal of Environmental Management* 131: 110-120.
- van Kerkhoff, L.E., y L. Lebel. 2015. Coproductive capacities: rethinking science-governance relations in a diverse world. *Ecology and Society* 20: 14.
- Vázquez Brust, D.A., y C. Liston-Heyes. 2010. Environmental management intentions: An empirical investigation of Argentina's polluting firms. *Journal of Environmental Management* 91: 1111-1122.
- Vermaat, J.E., A.J. Wagtenonk, R. Brouwer, O. Sheremet, E. Ansink, T. Brockhoff, M. Plug, S. Hellsten, J. Aroviita, L. Tylec, M. Gietczewski, L. Kohut, K. Brabec, J. Haverkamp, M. Poppe, K. Böck, M. Coerssen, J. Segersten y D. Hering. 2016. Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. *Hydrobiologia* 769: 121-135.
- Walker-Springett, K., R. Jefferson, K. Böck, A. Breckwoldt, E. Comby, M. Cottet, G. Hübner, Y.-F. Le Lay, S. Shaw y K. Wyles. 2016. Ways forward for aquatic conservation: Applications of environmental psychology to support management objectives. *Journal of Environmental Management* 166: 525-536.
- Walsh, C.J., A.H. Roy, J.W. Feminella, P.D. Cottingham, P.M. Groffman y R.P. Morgan. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706-723.
- Westling, E.L., B.W.J. Surridge, L. Sharp y D.N. Lernes. 2014. Making sense of landscape change: Long-term perceptions among local residents following river restoration. *Journal of Hydrology* 519: 2613-2623.
- Zube, E.H. 1999. Environmental perception. En: D. Alexander, D. Fairbridge y W. Rhodes (eds.), *Environmental Geology: Encyclopedia of Earth Science*, volumen 5, Springer, Dordrecht.

# A MODO DE CONCLUSIÓN

Claudia Feijó

*Espíritu del agua danos a todos el coraje y la gracia  
para encontrar genio en esta tragedia que se cierne  
el genio para salvar este lugar.*

Joni Mitchell (*Este lugar*)

A lo largo de este libro hemos presentado una serie de conceptos teóricos y herramientas prácticas para la conservación, manejo y restauración de los ríos y arroyos desde una perspectiva ecológica. Y seguramente muchas otras herramientas se desarrollarán en los próximos años. Aun así, sabemos que sigue predominando la mirada “dura” del cemento y la simplificación fluvial, y el cambio de paradigma parece muy lejano. Pero a nivel internacional hay ciertos avances que pueden acelerar la adopción de una agenda más amigable con los sistemas fluviales. Entre 2021 y 2030, Naciones Unidas ha establecido el Decenio sobre la Restauración de los Ecosistemas para fomentar la recuperación de los ecosistemas degradados y destruidos (ONU 2020). Naciones Unidas sostiene que “la restauración de los ecosistemas es fundamental para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible, principalmente los relativos al cambio climático, la erradicación de la pobreza, la seguridad alimentaria, el agua y la conservación de la diversidad biológica”. El ambicioso objetivo de este programa es “prevenir, detener y revertir la degradación de los ecosistemas a nivel mundial”, y se requerirán alrededor de 800.000 millones de dólares para restaurar 350 millones de hectáreas. “¿Parece mucho?”, se pregunta Inger Andersen, Directora Ejecutiva del PNUMA, “en realidad son menos de dos años de subsidios a los combustibles fósiles”.

¿Cómo podemos encarar esta enorme tarea? Sugeriremos aquí algunas posibles líneas de acción. En primer lugar, se debería favorecer la colaboración para la resolución de conflictos y el cuidado ambiental entre actores sociales que tienen miradas divergentes sobre los ecosistemas y los servicios que ofrecen. Si bien las leyes son necesarias para forzar los cambios, resultan insuficientes para resolver por sí solas los complejos problemas sociales y ambientales que emergen en nuestros socioecosiste-

mas. Las normas deben ser acompañadas por la creación de foros de discusión donde pueda explorarse y acordarse estrategias alternativas y sustentables. Los foros de discusión también pueden ser efectivos para cambiar la modalidad de resolución de los conflictos sobre el agua, pasando de un enfoque de arriba hacia abajo a través de acciones del gobierno, a un enfoque de abajo hacia arriba con soluciones que surjan de las propias comunidades (Gossnell y Kelly 2010).

En segundo lugar, y como ya hemos mencionado, es necesaria una nueva relación con la naturaleza basada en la empatía y abandonando la tradición judeocristiana del hombre como amo absoluto que debe moldear la Tierra<sup>1</sup>. Es importante avanzar en la convicción de que somos sólo una parte de la biosfera y, a la vez, que nuestras acciones tienen consecuencias excesivas para los ecosistemas naturales y el resto de las especies. Esto nos obliga a ser sumamente cuidadosos con las actividades que desarrollamos, evaluando de manera integral sus efectos e impactos sobre el ambiente, y no sólo desde un punto de vista productivo.

Finalmente, existen varios actores sociales que estaban en un segundo plano, pero que en los últimos años están emergiendo y que pueden ayudar a lograr los cambios ambientales necesarios. Los movimientos de mujeres, que recientemente se han organizado para ganar más derechos (como el derecho a la interrupción del embarazo, y a una adecuada representación en empresas, cargos públicos y órganos de gobierno), pueden constituirse en un motor importante para la transformación. Las muje-

<sup>1</sup> “Sed fecundos y multiplicaos, y llenad la tierra y sojuzgadla; ejerced dominio sobre los peces del mar, sobre las aves del cielo y sobre todo ser viviente que se mueve sobre la tierra” (Génesis 1:28).

res son las que generalmente se ocupan del cuidado de los otros, y para ellas puede resultar más fácil traducir el cuidado de las personas a la naturaleza. Asimismo, las mujeres tienden a mostrar mayor preocupación por la calidad ambiental, actitudes ambientales más sólidas y un mejor ajuste del comportamiento que los hombres (Guida Johnson et al 2014).

Otros actores importantes son las organizaciones sociales, que han agrupado a desocupados, pequeños productores agrícolas y vecinos de barrios populares en muchos países de Latinoamérica. En su camino para ganar nuevos derechos, muchas de estas organizaciones están demandando mejoras en la calidad de vida y la resolución de problemas ambientales, a la vez que desarrollan modos de producción agrícola sustentables. Estos grupos cuentan además con programas de formación propios, a través de los cuales pueden divulgar sus experiencias y saberes entre sus integrantes.

Los pueblos originarios, que durante centurias han sido los custodios de los ecosistemas naturales, son el tercer tipo de actores relevantes para el cambio. Durante su larga historia de interacción con la naturaleza, han acumulado un bagaje de saberes que son esenciales para la protección de gran parte de la biodiversidad mundial. En este sentido, se ha destacado la necesidad de combinar sus conocimientos con la tecnología moderna y las últimas investigaciones científicas para la restauración de los ecosistemas degradados y destruidos (ONU 2020).

El cuarto actor son las organizaciones no gubernamentales (ONGs), que han tenido un rol esencial en visibilizar la degradación ambiental y coordinar tareas de protección y recuperación de los ecosistemas naturales. Actualmente muchas de estas ONGs se encuentran trabajando con las organizaciones sociales y los pueblos originarios, brindando sostén y colaboración. Las ONGs ya era reconocidas como una parte importante del cambio ambiental, pero lo que es relativamente nueva es su coordinación con otros actores sociales para potenciar su accionar.

Y un quinto (y novísimo) actor es el movimiento de jóvenes por el clima. Inspirados por la adolescente danesa Greta Thunberg, desde 2018 miles de estudiantes han realizado manifestaciones en varios países (incli-

da la Argentina<sup>2</sup>) para protestar contra el cambio climático y la crisis ecológica (los denominados *Fridays for Future*). El movimiento ha logrado instalar el cambio climático en la agenda global de manera contundente, y sus líderes se han podido reunir con líderes y mandatarios de varios países y han participado en diferentes foros globales. El futuro dirá si la potencia de este movimiento puede traducirse en cambios concretos y a gran escala.

La pandemia del COVID-19 ha sido el primer desafío que la humanidad en su conjunto enfrenta en mucho tiempo. La conmoción mundial producida por la enfermedad ha estimulado la coordinación entre países para resolver la grave crisis sanitaria. Con sus limitaciones, sus aciertos y fallos, y sus avances y retrocesos, los mecanismos de colaboración mundial que se han establecido pueden servir de modelo para futuras acciones conjuntas. Una de las enseñanzas que nos deja el COVID-19 es que no hay salvación individual, lo que también puede aplicarse a la gran crisis ambiental del Antropoceno que estamos transitando. Esperemos que lo aprendido durante la pandemia nos ayude a enfrentar con coraje y dignidad el desafío que se nos impone. Esperemos que podamos seguir disfrutando de nuestros ríos y arroyos, y de los ecosistemas que de ellos dependen.

## REFERENCIAS

Gosnell, H., y E.C. Kelly. 2010. Peace on the river? Social-ecological restoration and large dam removal in the Klamath basin, USA. *Water Alternatives* 3: 361-383.

Guida Johnson, B., A. Faggi, A. Voigt, J. Schnellinger y J. Breuste. 2014. Environmental perception among residents of a polluted watershed in Buenos Aires. *Journal of Urban Planning and Development* 141: 1-9.

ONU. 2020. Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021-2030). Ficha PNUMA/FAO. <https://www.decadeonrestoration.org>

<sup>2</sup> <http://jovenesporclima.com/>



## ¿QUÉ es la CIC?

La Comisión de Investigaciones Científicas (CIC) es el primer Organismo de Ciencia y Tecnología de la República Argentina. Es un organismo autárquico que depende del Ministerio de Producción, Ciencia e Innovación Tecnológica de la provincia de Buenos Aires.

Cuenta con 26 centros de investigación entre los propios y los de múltiple dependencia.

### MISIÓN

- Desarrollar investigación científica y tecnológica que genere conocimiento, innovación y soluciones concretas para beneficio de la sociedad.
- Formar recursos humanos de alta calificación.
- Fortalecer el sistema de Centros de I+D+i y establecer alianzas estratégicas con las Universidades con sede en la Provincia y los organismos de Ciencia y Tecnología de Nación.

### OBJETIVO

La CIC se enfoca en 4 objetivos específicos:

- Formación de Recursos Humanos en Ciencia y Tecnología.
- Administración y Gestión del Sistema científico-tecnológico dependiente de la CIC y articulación con los demás actores del sistema.
- Fortalecimiento de Centros de Investigación, Desarrollo e Innovación.
- Implementación de Proyectos enfocados a la resolución de temas prioritarios para la Provincia.

La CIC forma RR.HH. altamente calificados en la actividad Científica y Tecnológica mediante Becas de Entrenamiento, Doctorales y la incorporación de personal científico a la carrera de Investigador y de Personal de Apoyo.

Asimismo, realiza actividades de divulgación a través de: Congresos Científicos y Encuentros Provinciales de Centros, desde su sitio institucional [www.cic.gba.gob.ar](http://www.cic.gba.gob.ar) y en sus redes sociales, en programas en relación con la comunidad educativa.



[WWW.CIC.GBA.GOB.AR](http://WWW.CIC.GBA.GOB.AR)



CICPBA



CICPBA



CICPBA



CICPBA

# CONSERVACIÓN, MANEJO Y RESTAURACIÓN DE SISTEMAS FLUVIALES

Una aproximación ecológica

**Claudia Feijoó**  
(Editora)

