

ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN PARA LAS CUENCAS DE DOS RÍOS URBANOS DE LLANURA MATANZA-RIACHUELO Y RECONQUISTA

LAURA DE CABO y PATRICIA L. MARCONI
EDITORAS

 VAZQUEZ
MAZZINI
EDITORES

 **umai**
Universidad
Maimónides

AZARA
FUNDACIÓN DE HISTORIA NATURAL

**ESTRATEGIAS DE
REMEDIACIÓN
PARA LAS CUENCAS DE
DOS RÍOS URBANOS
DE LLANURA
MATANZA-RIACHUELO
y RECONQUISTA**



EDITORAS:
Laura de Cabo y Patricia L. Marconi

**ESTRATEGIAS DE
REMEDIACIÓN
PARA LAS CUENCAS DE
DOS RÍOS URBANOS
DE LLANURA
MATANZA-RIACHUELO
y RECONQUISTA**

 **VAZQUEZ
MAZZINI
EDITORES**

 **umai**
Universidad
Maimónides

AZARA
FUNDACIÓN DE HISTORIA NATURAL

Diseño de Tapa: Arq. Emiliano Fernandez (arq.fernandeze@gmail.com)

Agradecimientos: Msc. Arq. Sebastian Miguel (Lab. Bio-Ambiental de Diseño-UFL) por la asistencia en el diseño de la tapa.

Diseño: Fernando Vázquez Mazzini

Diagramación: Lorena Blanco

Fundación de Historia Natural Félix de Azara

Centro de Ciencias Naturales, Ambientales y Antropológicas

Universidad Maimónides

Hidalgo 775 - 7° piso (1405BDB) Ciudad Autónoma de Buenos Aires - República Argentina

Teléfonos: 011-4905-1100 (int. 1228)

E-mail: secretaria@fundacionazara.org.ar

Página web: www.fundacionazara.org.ar

Las opiniones vertidas en el presente libro son exclusiva responsabilidad de su autor y no reflejan opiniones institucionales de los editores o auspiciantes.

Reservados los derechos para todos los países. Ninguna parte de esta publicación, incluido el diseño de la cubierta, puede ser reproducida, almacenada o transmitida de ninguna forma, ni por ningún medio, sea este electrónico, químico, mecánico, electro-óptico, grabación, fotocopia, CD Rom, Internet o cualquier otro, sin la previa autorización escrita por parte de la editorial.

Primera Edición: 2021. Se terminó de imprimir en el mes de julio de 2021, en la Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

VAZQUEZ MAZZINI EDITORES

info@vmeditores.com.ar

www.vmeditores.com.ar

Cabo, Laura de

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de Ilanura : Matanza-Riachuelo y Reconquista / Laura de Cabo ; Patricia L. Marconi. - 1a ed. - Buenos Aires : Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 2021.

344 p. ; 23 x 16 cm.

ISBN 978-987-3781-74-2

1. Ecología. I. Marconi, Patricia L. II. Título.

CDD 577.5

ÍNDICE

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura Matanza-Riachuelo y Reconquista	
Editoras: Laura de Cabo y Patricia L. Marconi	9
1. ¿Qué es una cuenca? Modelos matemáticos en una cuenca de drenaje	
Rafael Santiago Seoane	11
2. La Gestión de Cuencas en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA)	
Leonardo Pérez Esquivel	29
3. Agrobiotecnología, fitorremediación y sostenibilidad ambiental	
Alejandro Mentaberry	45
PARTE A - Características de la Cuenca Matanza Riachuelo: aspectos geográficos, sociales, ambientales, económicos y políticos	
ACUMAR.....	65
4. El estado ambiental de las riberas del Riachuelo (características físico-químicas y biológicas)	
Silvana Arreghini, Martha Bargiela, Cecilia Valea, Luis Do Carmo, Alicia Rendina, Roberto Serafini, Alicia F. de Iorio	79
5. Los metales pesados en las plantas palustres	
Silvana Arreghini, Cecilia Valea, Gonzalo Arnedillo, Silvana Auguet, Roberto Serafini, Alicia F. de Iorio.....	101
6. Cuenca alta - Fitorremediación aplicada a la restauración de riberas	
Natalia Rodriguez, Sofía Carusso, Marilé Gamarnik	117
7. Empleo de indicadores ambientales en la caracterización de un arroyo sometido a procesos de biorremediación: Ao. Morales (Cuenca Matanza-Riachuelo)	
Alberto Rodriguez Capítulo	125
8. Herramientas para la fiscalización ambiental de industrias - Análisis de los riesgos ambientales y caracterización de efluentes líquidos de industrias radicadas en la Cuenca Matanza Riachuelo	
Vera Mignaqui, Mariano Quinteros, Nicole Martinez, Laura Pessoa, Griselda Polla.....	145

9. Cuenca Alta, la acción de ACUMAR - Acciones para la recuperación ambiental de la Cuenca Matanza Riachuelo. Diseños y estrategias basados en servicios ecosistémicos de saneamiento	
ACUMAR.....	169
9.1. Restauración de riberas y bio-rollos. Intervención en área piloto “Puente Alsina”	
Laura de Cabo, Ana Faggi, Sebastián Miguel, Martha Mojica, Gabriel Basílico	179
9.2. Cuenca baja, la acción de la Agencia de Protección Ambiental	
Juan Manuel Mercadé, Roxana Bigi	203
9.3. Tecnologías de biorremediación implementadas hasta el momento en Lago Lugano y arroyo Cildañez	
M. Daniela Groppa, Patricia L. Marconi	213
9.4. Experiencia piloto: el predio “Batalla de Villa Mayor”	
Patricia E. Perelman, Patricia L. Marconi, Laura I. de Cabo.....	231
9.5. Experiencia piloto sobre potencial captura de carbono y su contribución al cambio climático	
Walter Bejar.....	241
9.6. Proyecto de intervención y recomposición ambiental Saladita Norte	
Anahi Escala, Walter Bejar, Eugenio Coconier, Liria Alonso	251
9.7. Uso de libélulas para el monitoreo de la biodiversidad acuática y salud ambiental de la laguna Saladita Norte, Municipio de Avellaneda, Buenos Aires, Argentina	
Javier Muzón, Federico Lozano, Lucas Granato, Alejandro del Palacio, Lia Soledad Ramos	259
PARTE B - Características de la cuenca del río Reconquista: aspectos geográficos y ambientales	
Gabriel O. Basílico	279
10. Algunas ideas para el relevamiento de puntos de vuelco de efluentes líquidos en cuerpos de agua	
Gabriel O. Basílico	305
11. Tecnologías de biorremediación con microalgas	
Juan G. Sánchez Novoa, Laura I. de Cabo, Patricia L. Marconi	317
12. Tecnologías de biorremediación implementadas hasta el momento	
Juan G. Sánchez Novoa, Laura I. de Cabo, Patricia L. Marconi	327

ÍNDICE DE AUTORES

Alonso Liria, Coordinación de Impacto Socioeconómico, Coordinación de Calidad Ambiental Dirección de Evaluación de Impacto Ambiental y Social. Dirección Técnica de ACUMAR; lalonso@acumar.gov.ar

Arnedillo Gonzalo, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; arnedill@agro.uba.ar

Arreghini Silvana, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; sarreghi@agro.uba.ar

Auguet Silvana, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; auguet@agro.uba.ar

Bargiela Marta, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; bargiela@agro.uba.ar

Basílico Gabriel, Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"-CONICET. Docente de la Universidad de Flores, de la Universidad Nacional de Lomas de Zamora y UCES; gabrielomabasilico@hotmail.com

Bejar Walter, Coordinación de Impacto Socioeconómico, Coordinación de Calidad Ambiental. Dirección de Evaluación de Impacto Ambiental y Social. Dirección Técnica de ACUMAR; wbejar@acumar.gov.ar

Bigi Roxana, Gerencia Operativa de Determinaciones Ambientales y Laboratorio, Dirección General de Control Ambiental de la Agencia de Protección Ambiental. GCBA; roxanabigi@gmail.com

Carusso Sofia, Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"-CONICET; soficarusso@gmail.com

Coconier Eugenio, Coordinación de Impacto Socioeconómico, Coordinación de Calidad Ambiental. Dirección de Evaluación de Impacto Ambiental y Social. Dirección Técnica de ACUMAR; ecoconier@acumar.gov.ar

de Cabo Laura, Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"-CONICET. Docente UFLO y UCES; lauradecabo64@gmail.com

De Iorio Alicia F., Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; aiorio@agro.uba.ar

del Palacio Alejandro, Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BioGeA), Universidad Nacional de Avellaneda; adelpalacio@undav.edu.ar

Do Carmo Luis, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; docarmo@agro.uba.ar

Escala Anahi, Coordinación de Impacto Socioeconómico, Coordinación de Calidad Ambiental. Dirección de Evaluación de Impacto Ambiental y Social. Dirección Técnica de ACUMAR; aescala@acumar.gov.ar

Faggi Ana, Universidad de Flores y UCES; anamfaggi@gmail.com

Gamarnik Marilé, Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"-CONICET; gamarnik@agro.uba.ar

Granato A Lucas, Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BioGeA), Universidad Nacional de Avellaneda; lgranato@undav.edu.ar

Groppa M. Daniela, IQUIFIB-CONICET, FFyB, Universidad de Buenos Aires; danielagroppa@gmail.com

Lozano Federico, Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BioGeA), Universidad Nacional de Avellaneda; flozano@undav.edu.ar

Marconi Patricia L., CEBBAD-Universidad Maimónides, CONICET; marconi.patricialaura@maimonides.edu

Martinez Nicole, 3iA, UNSAM; sabdidarcienicole@gmail.com

Mentaberry Alejandro, Instituto de Biodiversidad y Biología Experimental Aplicada-CONICET; FCEyN, Universidad de Buenos Aires; amentaberry@yahoo.com.ar

Mercadé Juan Manuel, Gerencia Operativa de Determinaciones Ambientales y Laboratorio, Dirección General de Control Ambiental de la Agencia de Protección Ambiental. GCBA; mercadejm@gmail.com

Mignaqui Vera, 3iA, UNSAM; veramignaqui@yahoo.com

Miguel Sebastián, Universidad de Flores; sebastianmiguel.sm@gmail.com

Mojica Martha, Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"-CONICET; marthamojicaduran@gmail.com

Muzón Javier, Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BioGeA), Universidad Nacional de Avellaneda; jmuzon@undav.edu.ar

Perelman Patricia E., Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"-CONICET. Directora Maestría Estudios Ambientales UCES; patriperelman@gmail.com

Pérez Esquivel Leonardo, Maestrando en etapa tesis Maestría en Gestión del Agua Fac. de Ciencias Veterinarias; leopesquivel@yahoo.com

Pessoa Laura, 3iA, UNSAM, lauramp2002@gmail.com

Polla Griselda, 3iA, UNSAM, griseldapolla@gmail.com

Quinteros Mariano, 3iA, UNSAM; marianoq997@gmail.com

Ramos Lía, Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BioGeA), Universidad Nacional de Avellaneda; lramos@undav.edu.ar

Rendina Alicia, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; arendina@agro.uba.ar

Rodrigues Capítulo Alberto, Instituto de Limnología Dr. R.A. Ringuelet-CONICET, FCNyM-UNLP; arcapitulo@gmail.com

Rodriguez Natalia, Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"-CONICET; natrodriguez@agro.uba.ar

Sánchez Novoa Juan G., CEBBAD-Universidad Maimónides y Museo Argentino de Ciencias Naturales "B. Rivadavia"; juangabrielsancheznova@gmail.com

Seoane Rafael, Investigador Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), FVET-UBA-CONICET; rafaelseoane@yahoo.com

Serafini Roberto, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; serafini@agro.uba.ar

Valea Cecilia, Universidad de Buenos Aires; valea@agro.uba.ar

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Matanza-Riachuelo y Reconquista

PREFACIO

Durante siglos las cuencas de los ríos Matanza-Riachuelo y Reconquista han sido sobreexplotadas, sus ambientes degradados y la falta de políticas públicas en su entorno han profundizado estas problemáticas llevándolas al extremo. El grado de contaminación alcanzó registros que los sitúan dentro de los ríos más contaminados de la región. Cabe mencionar que estas cuencas albergan al 21 % de la población total del país. Un elevado porcentaje vive en las márgenes de estos cursos fluviales. Sumado a ello, el recurrente problema de las inundaciones que caracteriza a los cursos de agua de la pampa húmeda y el vuelco de efluentes contaminantes han sido históricamente las principales preocupaciones de las autoridades. La urbanización no planificada sin infraestructura adecuada ha llevado al intenso y sostenido poblamiento de las áreas ribereñas, siendo sus habitantes los más damnificados. Por otra parte, las riberas fluviales constituyen territorios de extraordinaria riqueza desde el punto de vista ambiental, como consecuencia de los numerosos procesos ecológicos que albergan, y del elevado rango de funciones y servicios ambientales que proporcionan (de Cabo y col. 2020). Entre los principales servicios ecosistémicos que prestan estas riberas se puede identificar: fuente de recarga de agua subterránea, acumulan materia orgánica y sedimentos, proporcionan hábitat para la flora y fauna, favorecen la conservación de la biodiversidad, actúan como filtro frente al ingreso de sustancias contaminantes al cauce, regulan el

microclima del río, contribuyen a la regulación de la forma y la dinámica del río, presentan importante valor paisajístico y aportan posibilidades de usos sociales y económicos variados (de Cabo y col. 2020). En consecuencia, estas áreas recibieron gran interés por parte de las autoridades creando varios entes autárquicos responsable de articular las políticas públicas para el saneamiento: la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), la Agencia de Protección Ambiental (APRA) y el Comité de Cuenca Río Reconquista (COMIREC).

En este contexto se diseñaron planes de saneamiento para ambas cuencas, PISA (Plan Integral de Saneamiento) para la Cuenca del río Matanza-Riachuelo y PSAR (Programa de Saneamiento Ambiental) para la Cuenca del río Reconquista. El primero ha sido propuesto en 2010 y actualizado en 2016 y el segundo en 2014. El plan PISA define cuatro ejes estratégicos que son: dejar de contaminar, prevenir el daño, mejorar la calidad de vida y empoderar el rol de autoridad de la ACUMAR dentro de la construcción de una Visión Compartida de Cuenca (<http://www.acumar.gob.ar/wp-content/uploads/2016/12/PISA-2016.pdf>). PSAR propone priorizar acciones y obras para aumentar la cobertura de agua potable, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, mejorar la gestión de los residuos sólidos, el control y reconversión de industrias, el acceso a los barrios, la protección del corredor de biodiversidad (<https://www.gba.gob.ar/comirec/saneamiento>). Ambos programas se realizan en el marco de préstamos BID (Banco Interamericano de Desarrollo).

Teniendo en cuenta estos programas y la voluntad política de llevar a cabo acciones tendientes a sanear las cuencas, estos entes han acudido a la comunidad científica para buscar posibles soluciones a un problema ambiental y social de elevada complejidad.

El presente libro aborda la experiencia de los entes autárquicos encargados del saneamiento de ambas cuencas en asociación con organismos de ciencia y técnica (MACN-CONICET, CEBBAD-CONICET, ILPLA-CONICET, UNLP, 3iA-UNSAM, UMAI y UBA) entre los años 2015 a 2019 con el objetivo de recoger la información generada en distintos proyectos orientados a la recuperación de zonas marginadas por siglos debido al grado de contaminación alcanzado. Se hace un recorrido por estrategias novedosas, económicas y viables que permitan recuperar estos ambientes deteriorados. Además, deseamos que este modelo de interacción entre el mundo académico y la gestión gubernamental aplicado a la recuperación ambiental contribuya a la formulación de políticas públicas para el saneamiento integral de cuencas degradadas.

Laura de Cabo y Patricia L. Marconi

Editoras

1

¿Qué es una cuenca? Modelos matemáticos en una cuenca de drenaje

Rafael Santiago Seoane

La Ecohidrología es la ciencia que estudia la interacción entre los factores del ciclo hidrológico y los ecosistemas. Es una ciencia en rápido crecimiento que se espera explique importantes problemas relacionados con los procesos naturales y proporcione soluciones de ingeniería con impacto ambiental reducido (Porporato y Rodríguez- Iturbe, 2002).

En las cuencas de drenaje se desarrollan complejas interacciones entre los procesos hidrológicos, químicos y biológicos que ocurren en cualquier región espacialmente extendida e implican todo tipo de dinámicas que operan en un rango amplio de escalas temporales y espaciales (Rodríguez-Iturbe, 2000).

Los conceptos anteriores muestran la importancia de los procesos que ocurren en una cuenca de drenaje, por lo tanto es interesante definirla y describirla matemáticamente con leyes y expresiones de la Geomorfología cuantitativa.

Una cuenca se define como el área de drenaje donde el agua confluye a un punto particular a lo largo de una red de canales (o una depresión) basada en su topografía superficial. La cuenca forma un elemento del paisaje que integra todos los aspectos del ciclo hidrológico dentro de un área definida que puede ser estudiada y cuantificada.

La estimación de la respuesta hidrológica de una cuenca de drenaje, ante la ocurrencia de eventos de precipitación, hace necesario contar con expresiones matemáticas para el cálculo del escurrimiento superficial. A partir de esta idea se presenta un caso de análisis que muestra la forma de relacionar una variable

hidrológica con variables físicas y químicas utilizando un modelo del hidrograma unitario (Clark, 1945).

En Ecohidrología, la humedad del suelo es una variable importante para explicar la distribución espacial y temporal de las plantas. Por esa razón, se presentará un modelo minimalista de simulación que muestra la relación de la entrada estocástica de la precipitación, en forma puntual, sobre la humedad del suelo.

Estas definiciones y métodos permitirán comprender los distintos modelos que se aplican para lograr un desarrollo sustentable de los recursos hídricos. Además, se presentarán los resultados de experimentos numéricos diseñados para describir la variabilidad temporal de la humedad del suelo asociada con la naturaleza probabilística de la precipitación.

Las definiciones que se presentan permitirán comprender los alcances de las explicaciones que ofrecen los distintos modelos matemáticos que se aplican en una cuenca de drenaje y se usan para lograr un desarrollo sustentable de los recursos hídricos. En particular, los ejemplos que se discuten son de aplicación en las cuencas de los ríos Matanza Riachuelo y Reconquista, ubicadas en la provincia de Buenos Aires (Argentina) y que son el objeto de análisis de este libro.

CARACTERÍSTICAS DE LAS CUENCAS

La descripción de los procesos que ocurren en una cuenca considera que las laderas reciben y colectan la precipitación para generar el escurrimiento y los sedimentos que la red de canales conducen a la salida de la cuenca (Bras, 1990).

Ambos procesos son importantes, el primero se vincula con la generación de escurrimiento en las laderas y el segundo corresponde a la descripción de la estructura de la red de canales que conduce el agua y será la motivación del próximo párrafo.

DESCRIPTORES DE UNA CUENCA DE DRENAJE

La descripción de las propiedades de una cuenca implica cuantificar algunas de sus características. En Hidrología algunos de los descriptores de una cuenca de drenaje son: el área, la pendiente y el perímetro. El área de una cuenca es un importante descriptor de la misma dado que incluye las características del paisaje y los cursos de agua. Además, se utiliza en numerosas expresiones de modelación matemática para estimar el caudal a partir de la precipitación.

El estudio de los aspectos cuantitativos de la geomorfología ha permitido explicitar nuevas relaciones útiles para la Hidrología y la Ecohidrología. En consecuencia, se han desarrollado nuevos modelos matemáticos que incor-

poran estas relaciones para estimar los hidrogramas¹ a partir de información geomorfológica cuantitativa.

Se han propuesto otros descriptores geomorfológicos para incorporar a las relaciones entre el clima y la respuesta hidrológica de una cuenca. Por esa razón, se presentan a continuación algunos descriptores que se aplican para la modelación de la respuesta hidrológica e incorporan la componente geomorfológica.

DESCRIPTORES EN DOS DIMENSIONES Y LEYES DE HORTON

La idea de un análisis cuantitativo de la red de canales de una cuenca comienza con la investigación de Horton (1945). Posteriormente, Strahler (1952 y 1957) propone el método más aplicado para definir la jerarquía de una estructura de ramificación de una cuenca. Se origina en una modificación de la propuesta inicial de Horton.

El esquema de ordenación de los cursos de Strahler asigna la topología de las redes de canales. A continuación se presentan sus ideas principales.

- ▶ Los cursos o canales que se originan en una fuente se definen como flujos de primer orden.
- ▶ Cuando dos cursos o corrientes de orden ω se unen, se genera una corriente de orden $\omega + 1$. Hasta llegar al orden de la cuenca, que es el mayor valor w , y que se denominará Ω .
- ▶ Cuando se unen dos cursos o corrientes de órdenes diferentes, el segmento de canal inmediatamente aguas abajo tiene el orden superior de las dos corrientes combinadas.

La ley de Horton de los números de cursos establece que existe una relación entre el número de cursos de un orden dado N_i y el del orden $i+1$. El parámetro (R_B) es la relación de bifurcación.

$$R_B = N_i/N_{i+1} \text{ para } i=1,2,\dots,I-1.$$

1 El hidrograma es un gráfico caudal-tiempo o altura hidrométrica-tiempo que representa la respuesta hidrológica de una cuenca de drenaje. Puede representarse a escalas muy diversas: en el eje de abscisas puede aparecer un intervalo de tiempo de horas, días o de años. El área comprendida bajo un hidrograma es el volumen de agua que ha pasado por el punto de aforo en el intervalo de tiempo considerado.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Chow *et al.* (1994) señalan que las redes de drenaje reales presentan un rango de los valores de R_B , típicamente entre 3 y 5.

La ley de Horton de las longitudes de los cursos establece que existe una relación entre la longitud promedio de los cursos de un orden dado $i+1$ y el orden i . El parámetro (R_L) se denomina la relación de longitud.

$$R_L = L_{i+1}/L_i$$

La ley de Horton de áreas de los cursos establece que existe una relación geométrica entre el área promedio drenada por los cursos de un orden $i+1$ dado y el orden i . El parámetro (R_A) se denomina la relación de áreas.

$$R_A = A_{i+1}/A_i$$

Estas relaciones, definidas a partir de la geomorfología cuantitativa, permiten aplicando ciertas ecuaciones, estimar la respuesta hidrológica de una cuenca ante un evento de precipitación. Esta es una importante utilidad práctica para la Hidrología y sus relaciones con la Ecohidrología.

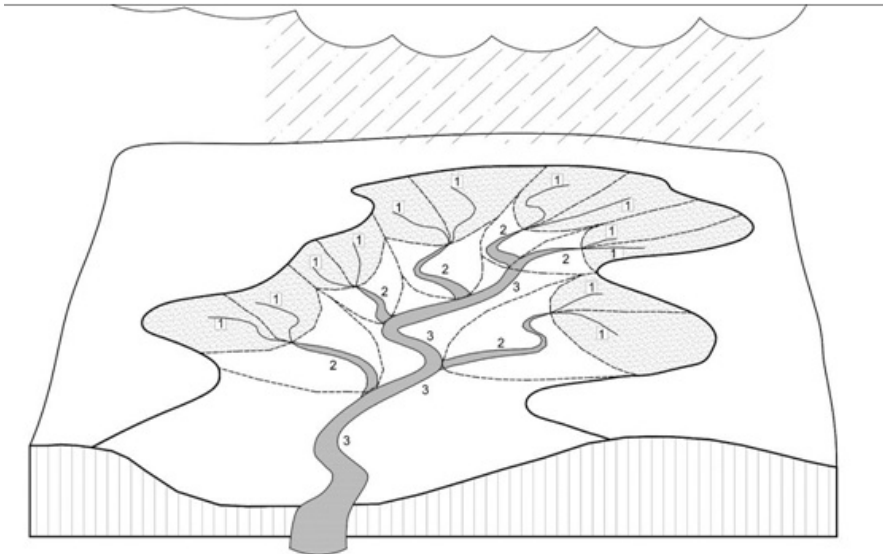


Figura 1. Representación de una cuenca y la clasificación de Horton-Strahler.

LEYES DE HORTON Y ESTIMACIÓN DE LA RESPUESTA HIDROLÓGICA DE UNA CUENCA

En Hidrología, un ejemplo de la aplicación de los números de Horton para estimar el escurrimiento superficial son algunos modelos del hidrograma unitario instantáneo que permiten estimar el caudal directo a partir de la precipitación efectiva (Bras,1990).

En un hidrograma y en forma simplificada, se pueden identificar dos componentes: caudal directo y base. El caudal directo, se asocia con el volumen de agua producido por la precipitación, o la fusión de la nieve, y el caudal base con el agua subterránea.

Los trabajos de Rodríguez-Iturbe *et al.* (1979,1982) permitieron relacionar la geomorfología y el clima con la respuesta hidrológica. En el primer trabajo se desarrolla el modelo del hidrograma unitario instantáneo geomorfológico y el segundo el modelo geomorfoclimático. Ambos modelos del hidrograma unitario instantáneo utilizan un modelo explicativo determinístico probabilístico.

En la misma línea, Rosso (1984), desarrolla un modelo que utiliza el hidrograma unitario instantáneo de Nash (1960) y la red de los canales y áreas de drenaje con los números de Horton (1945) y la modificación de Strahler (1952).

De esta forma se continúa la línea de investigación que relaciona la respuesta hidrológica con la geomorfología (Rodríguez-Iturbe *et al.* 1979) y con el clima (Rodríguez-Iturbe *et al.*, 1982).

Los modelos del hidrograma unitario y del hidrograma unitario instantáneo han sido desarrollados para la estimación del caudal directo a partir de la precipitación efectiva. Esta idea implica descontar las pérdidas por infiltración de la precipitación total. Para ese cálculo se utilizan distintas teorías y modelos. En el próximo párrafo, se presenta un ejemplo con una explicación de algunas de las principales características de estos métodos y modelos.

APLICACIÓN DE MODELOS DE RESPUESTA HIDROLÓGICA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO RECONQUISTA. MODELO PRECIPITACIÓN-CAUDAL

En este párrafo, se presenta una aplicación del modelo del hidrograma unitario de Clark (1945) para estimar, a partir de eventos de precipitación, los caudales directos en la sub-cuenca del Arroyo Durazno; ubicada en la cuenca alta del río Reconquista. (Figura 2).

La tabla 1 presenta algunos resultados calculados aplicando las leyes de Horton al análisis de la sub-cuenca del arroyo Durazno, perteneciente a la cuenca alta del río Reconquista. Esta cuenca presenta un orden $\underline{\Omega} = 3$, según la clasificación de Horton, y los parámetros geomorfológicos presentados en la tabla 1.

Tabla 1. Características geomorfológicas de la cuenca del arroyo Durazno, provincia de Buenos Aires. Arreghini *et al.* (2007).

Parámetro	
Relación de área (R_A)	3,4
Relación de bifurcación (R_B)	3,2
Relación de longitud (R_L)	1,7
Longitud del arroyo de mayor orden (L_n)	36,0 km
Area de la cuenca de drenaje (A_n)*	360 km ²

El modelo de Clark, propone un hidrograma unitario de una cuenca, que permite obtener estimaciones de caudal directo para un evento de precipitación conocido. En este análisis se estudió el nivel de incertidumbre asociada, con el uso de un método de cálculo de la infiltración denominado número de curva (NC).

Este es un método de estimación de las abstracciones de la precipitación para una tormenta (Chow *et al.*, 1994). El método tiene en cuenta el tipo de suelo, la cobertura vegetal y las practicas agronómicas en la cuenca. Este método de estimación de la infiltración permite calcular la precipitación efectiva, a partir de la precipitación observada, que se usa para estimar el caudal directo con los modelos del hidrograma unitario e hidrograma unitario instantáneo.

En forma muy simplificada, las precipitaciones producen escorrentía, que es la componente de la precipitación que fluye por la superficie del terreno (escorrentía superficial) o por el interior del mismo (escorrentía subterránea). El método del Soil Conservation Service (SCS, 1972) permite calcular la componente de la precipitación que se convertirá en caudal directo.

El número de curva (NC) es una magnitud adimensional, que utiliza curvas estandarizadas, que varían de 0 hasta 100. Una cuenca de drenaje con un suelo con $NC = 100$, es impermeable y toda la precipitación genera escorrentía superficial. Los suelos son descriptos con cuatro grupos de suelos (A, B, C y D) (Chow *et al.*, 1994).

Los números de curva varían para cada complejo uso del terreno-suelo-vegetación. Los factores que considera el método son: tipo de suelo, cubierta vegetal, uso del suelo y tratamiento, condiciones hidrológicas de la superficie de escurrimiento.

El método considera tres condiciones de humedad antecedente del suelo, Antecedent Moisture Condition (AMC): seco, normal y húmedo.

Para estimar el valor del número de curva (NC) para las condiciones seca (I) o húmeda (III) se identifica la condición antecedente de humedad normal de la cuenca (II) y se aplican ecuaciones para definir las otras dos condiciones a partir del análisis de las precipitaciones observadas en los cinco días anteriores al evento a modelar (Chow *et al.*, 1994).

La precipitación efectiva calculada con el método anterior será la entrada al modelo del hidrograma unitario seleccionado para estimar el caudal directo de la cuenca de drenaje.

El hidrograma unitario de Clark (1945) se usa comúnmente en modelos más complejos de precipitación-caudal en cuencas de drenaje para transformar el exceso de lluvia en escorrentía directa de una tormenta. El modelo tiene dos parámetros: el tiempo de concentración y una medida del tiempo de almacenamiento del agua en la cuenca de drenaje (K).

Una definición clásica del tiempo de concentración lo considera como el tiempo requerido por el agua para llegar desde el punto más lejano de la cuenca hasta el punto de control.

El tiempo de concentración es un parámetro de uso frecuente para describir las características de la respuesta hidrológica de una cuenca. Se define a partir de las características físicas de la cuenca o utilizando información del hidrograma de la precipitación efectiva y del hidrograma de caudal directo.

En el hidrograma unitario estimado para el Arroyo Durazno, los parámetros calculados son: el tiempo de concentración $t_c = 27,8$ h y $K = 28,9$ h.

En este trabajo se analizó, con cinco experimentos numéricos, el impacto de la variación del número de curva sobre los hidrogramas de caudales directos. Estos experimentos numéricos fueron realizados con un evento de precipitación observado en marzo de 2001 y utilizando diferentes valores del número de curva (NC) presentados en la Figura 3.

Los valores utilizados del número de curva están asociados a distintas condiciones de humedad del suelo y los resultados (Fig. 3) muestran la importancia del cambio en el número de curva sobre el hidrograma del caudal directo.

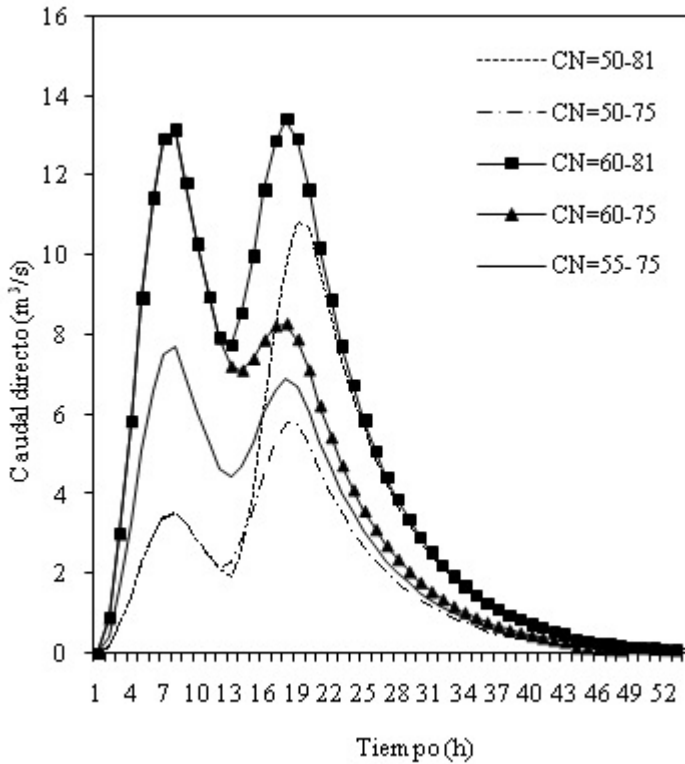


Figura 3. Influencia del valor del Numero de Curva (CN) en la estimación de los hidrogramas de los caudales directos. Arreghini *et al.* (2007).

En una cuenca de drenaje el agua fluye sobre el paisaje, encuentra sus caminos hacia los cursos y hacia el suelo, y finalmente llega al río. Las cuencas hidrográficas son sistemas complejos y algo que ocurre en una parte de la cuenca de drenaje puede tener un impacto en otras partes e influyen sobre las variables abióticas y bióticas del sistema.

El próximo tema avanza en una descripción matemática de lo que ocurre en las laderas y en el paisaje de la cuenca y esta componente es complementaria de la anterior.

MODELOS DE PRECIPITACIÓN Y EL BALANCE HIDROLÓGICO

En Ecohidrología, importantes teorías utilizan un modelo probabilístico de la variable precipitación para definir las propiedades de otras variables del modelo de balance hidrológico. La naturaleza probabilística de la precipita-

ción propuesta por Eagleson (1970) influye sobre las características de otras variables hidrológicas, como la humedad del suelo.

La siguiente figura muestra la conexión de las necesidades de agua de las plantas con la variable humedad del suelo y con el clima (Poporato y Rodríguez-Iturbe, 2002), (Figura 4).

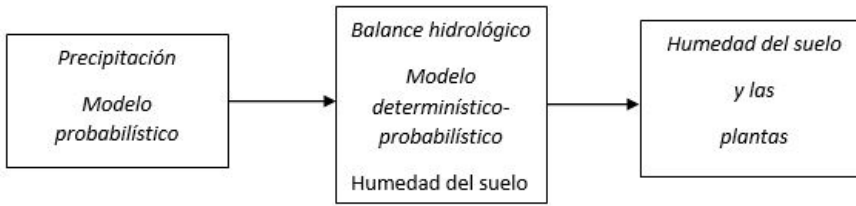


Figura 4. Componentes del modelo completo y sus relaciones con la humedad del suelo y las plantas.

Sin embargo, para estimar la humedad del suelo, los modelos de simulación que utilizan una ecuación de balance podrían necesitar de un modelo de generación que considere distintas variables meteorológicas.

Por ejemplo, Richardson (1981), propuso uno de los primeros modelos de generación de variables meteorológicas. Para desarrollar un modelo de simulación de las variables meteorológicas se debe considerar que los procesos dependen del tiempo y que existen relaciones entre las variables climáticas consideradas. En el caso del modelo de Richardson son la temperatura (mínima y máxima) del aire, la precipitación diaria y la radiación solar diaria.

En el próximo párrafo se presentará un ejemplo del esquema de simulación que considera la generación estocástica de la precipitación diaria y puede ser realizada con el módulo Ecoymod, software R (Souza *et al.*, 2016).

DINÁMICA CLIMA-SUELO-VEGETACIÓN

Los mecanismos hidrológicos asociados a la dinámica clima-suelo-vegetación controlan procesos ecológicos básicos. Poporato *et al.* (2004) señalan que la humedad del suelo es la variable que relaciona al clima con la dinámica de la vegetación en el espacio y en el tiempo.

La humedad del suelo, relaciona la entrada al sistema (precipitación) con el agua que necesitan las plantas para su desarrollo. La humedad del suelo y las plantas son los dos temas principales. El primero está en el centro del ciclo hidrológico y el segundo representa una componente principal de los ecosistemas terrestres.

La humedad del suelo es una variable que representa una cantidad cuantitativamente menor del ciclo hidrológico. Sin embargo, influye sobre la presencia de no linealidad en el proceso de la transformación precipitación-caudal.

Se han propuesto modelos analíticos simplificados para describir los diversos mecanismos responsables de la dinámica de la humedad del suelo, desde los más básicos hasta los más complejos que involucran diferentes escalas espaciales y temporales. Los modelos de humedad de suelo deben poder simular estas características para la escala temporal definida y por lo tanto la cantidad de parámetros depende de la escala. En un próximo párrafo se presentara un modelo de humedad del suelo para escala diaria y se describirán sus parámetros.

El modelo de Eagleson (1978 a-g) utiliza una representación estadístico-dinámica de la humedad del suelo. El modelo de la precipitación utiliza una función de densidad de probabilidades de las alturas de los eventos (tormentas) y otra para los períodos entre tormentas. Esta es una de las entradas para las ecuaciones que describen las distintas componentes del modelo, por ejemplo, la escorrentía.

La figura 5 presenta otra representación de las componentes de un modelo simplificado donde se observan las principales variables utilizadas para representar la humedad del suelo (Laio, *et al.*, 2001).

La entrada del modelo de balance es la precipitación simulada con un modelo Poisson marcado, además el modelo considera otras variables como la longitud de las raíces y la porosidad del suelo.

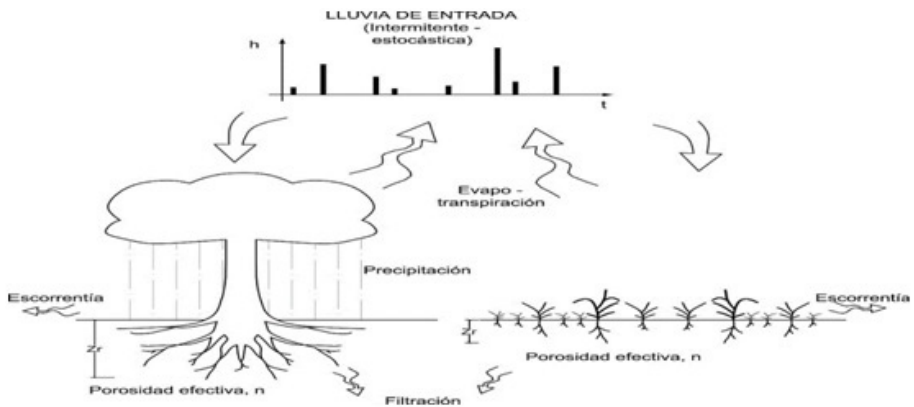


Figura 5. Modelo completo y sus relaciones con la humedad del suelo y las plantas.

Un primer grupo de modelos estocásticos de humedad del suelo describe el balance hídrico con un promedio dentro de la zona de la raíz y en la escala de tiempo diario. (Rodríguez-Iturbe y Porporato, 2005)

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Este marco de modelación no tiene en cuenta las interacciones entre la humedad del suelo en la zona de las raíces y la dinámica del nivel freático. Por lo tanto, es adecuado para sistemas con niveles freáticos profundos.

Souza *et al.* (2016), simulan un balance hidrológico para una cuenca y han relacionado la precipitación con la variable humedad del suelo. Esta fue la variable que luego influirá en las distribuciones, espacial y temporal, de la vegetación en cuatro localidades con diferentes cantidades de precipitación y estacionalidad en la región semiárida de Pernambuco, Brasil.

El clima y el cambio climático global influirá sobre las distintas variables que definen a la humedad del suelo (Poporato *et al.*, 2004).

Por lo tanto se espera que los cambios proyectados en la estacionalidad de las precipitaciones y de su variabilidad interanual tengan impactos severos en cuencas ubicadas en distintas zonas climáticas (por ejemplo: las áridas y semiáridas).

A partir de estas ideas se utiliza el modelo propuesto por Souza *et al.* (2016) para simular la relación entre la precipitación y la humedad del suelo en una cuenca teórica y para distintos escenarios de la precipitación diaria.

La tabla 4 presenta los datos básicos del modelo usado para la simulación de la humedad del suelo. Los parámetros de las propiedades del suelo se corresponden con un tipo arenoso. Souza *et al.* (2020, tabla 1).

En particular, para la cuenca del Río Reconquista se ha considerado en el modelo la presencia de las siguientes plantas palustres: juncos (*Schoenoplectus californicus*) y duraznillales (*Ludwigia peploides*). Estas plantas tendrían una altura de raíz máxima de hasta 40 cm y definen un valor estimado para Zr que será utilizado en el modelo para realizar las generaciones sintéticas de la humedad del suelo.

Tabla. 4. Datos básicos de un modelo de balance puntual de la humedad del suelo para una cuenca teórica.

Variables	Descripción	Valor	Unidad
E_{max}	Tasa de evapotranspiración	0.50	cm/día
E_w	Tasa mínima de evapotranspiración	0.05	cm/día
K_s	Conductividad hidráulica saturada del suelo	205.0	cm/día
b	Exponente de la curva de retención de agua.	4.38	-
Zr	Altura de raíz	40.0	cm
n	Porosidad del suelo	0.48	
s_h	Humedad del suelo en el punto higroscópico	0.10	
s_w	Humedad del suelo en el punto de marchitez	0.13	

En forma simplificada, el modelo estocástico de la precipitación diaria es un modelo de proceso de Poisson marcado de la ocurrencia de las tormentas, que define el instante en que ocurre el evento de la precipitación, y una función de densidad de probabilidades que simula su cantidad.

En el experimento numérico realizado se modifican los parámetros del modelo estocástico de la precipitación diaria para describir cuantitativamente los cambios que ocurren en las series temporales generadas de la humedad de suelo. La figura 6 presenta los resultados de este experimento, para un periodo simulado de un año.

La figura muestra el efecto de un cambio en la media de serie de las precipitaciones sobre la media de la serie de la humedad del suelo simulada con el modelo. En la primera simulación, modelo 1, la media de los eventos de precipitación es $\alpha = 0.90$ (cm/día) y la frecuencia de ocurrencia de los eventos es $\lambda = 0.50$ (1/día). En la serie generada de humedad del suelo con el modelo 1 se estima una media de 0.34.

La segunda serie de precipitaciones diarias, modelo 2, con una media $\alpha = 0.30$ (cm/día) y $\lambda = 0.50$ (1/día), con el modelo de balance, genera una serie de la humedad del suelo que presenta una media mayor (0.67). La figura 6 muestra la comparación entre dos simulaciones realizadas con el modelo de la precipitación para los parámetros $\alpha = 0.90$ (cm/día) y la frecuencia de ocurrencia de los eventos es $\lambda = 0.50$ (1/día).

Estos resultados son útiles para entender la importancia que los cambios en las propiedades del proceso de precipitación tienen sobre las series de la humedad del suelo, dado que influyen sobre la posible ocurrencia de crecidas y sequías.

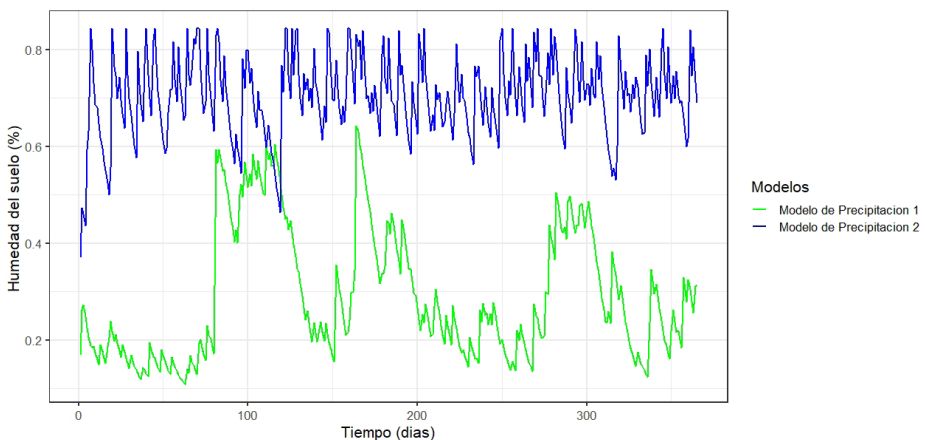


Figura 6. Resultados de la simulación de la humedad del suelo. Cambio en la media de los eventos de las precipitaciones.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

El siguiente experimento numérico muestra la relación de la variabilidad temporal de las series de las precipitaciones y la variable humedad del suelo. En el experimento se han generado 20 series temporales de precipitaciones diarias, cada una con 365 datos, con los parámetros del modelo 1. Se observa la variabilidad temporal de la serie de humedad del suelo, definida por las distintas trayectorias de las series generadas (gris suave) y de la serie de la media (0.27), (gris oscuro)(Figura 7).

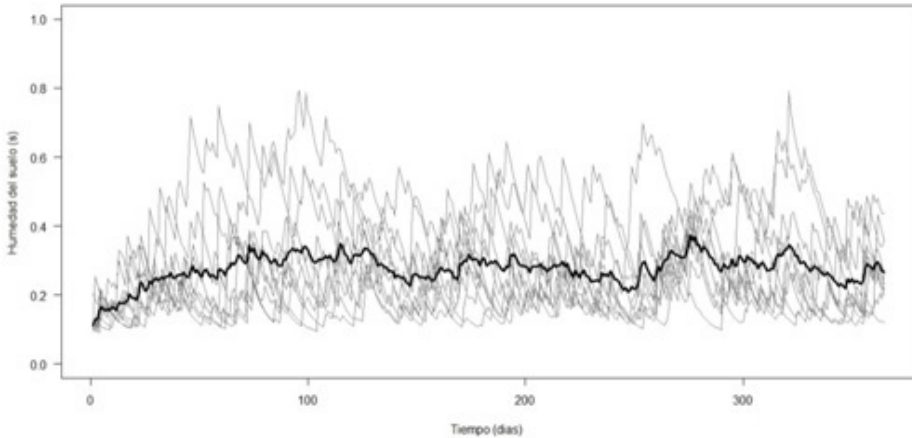


Figura 7. Simulación de la humedad del suelo. Generación de 20 series de precipitaciones. Modelo 1 $\alpha=0.90$ (cm/día) y $\lambda=0.10$ (1/día).

Los resultados del experimento mostraron cuantitativamente la incidencia que un cambio simple, asociado a los escenarios descritos en modelos del cambio climático global, tiene sobre las propiedades estadísticas de las series temporales de la humedad del suelo.

Este caso, considera un escenario base (modelo 1) cuyos parámetros se modificaron para cuantificar los efectos del incremento de la media de la serie de la precipitación (modelo 2) sobre las medias de las series de la humedad del suelo.

Los resultados de este experimento numérico muestran un cambio que indican una mayor humedad del suelo y de la disponibilidad del agua en un balance puntual.

Estos experimentos han permitido presentar una descripción cuantitativa de las relaciones entre la precipitación y la humedad del suelo propuesta al inicio del capítulo.

CONCLUSIONES

Este capítulo ha definido algunos conceptos de la Hidrología que fueron usados para describir las relaciones con variables de la Ecohidrología. Las principales variables, como la precipitación y el caudal, son componentes significativas del ciclo hidrológico y además, son la entrada y la respuesta de la cuenca de drenaje.

La definición de cuenca de drenaje permitió relacionar elementos de la Geomorfología, como las leyes de Horton, con su aplicación para estudiar la respuesta de la cuenca ante un evento de precipitación. Además, estos descriptores permiten estudiar las cuencas con modelos fractales y permiten realizar análisis de complejidad.

El análisis del caso seleccionado, Arroyo Durazno, permitió describir un caso de integración entre teorías, que permite estudiar la relación entre el hidrograma unitario de Clark con las medidas de variables físicas y químicas observadas en la cuenca alta del río Reconquista en la provincia de Buenos Aires.

Luego se analizaron los efectos de las propiedades de la variable probabilística precipitación sobre otras componentes del ciclo hidrológico. En particular, se analizó la influencia de cambio en los parámetros del modelo de precipitación sobre la variable humedad del suelo porque de esta manera se relacionan las variables hidrológicas con las ecológicas.

Finalmente, se puede proponer que las investigaciones de Horton, Eagleson y Rodríguez-Iturbe, que han definido una secuencia de teorías que integran la representación matemática de una cuenca de drenaje con los modelos del sistema clima-suelo-plantas.

Los resultados de estas líneas de investigación tendrán una rápida aplicación dado que permiten contar con las relaciones matemáticas necesarias para estudiar los efectos de la variabilidad climática natural y el cambio climático global sobre los ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece especialmente al Dr. Rodolfo Marco des Silva Souza (Federal University of Pernambuco, Recife, Brazil) sus comentarios e ideas sobre el modelo de humedad del suelo y al señor Rodolfo Calabro (Instituto Nacional del Agua, Argentina) por su colaboración en los dibujos de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R., & de Iorio, A. F. (2007). A methodological approach to water quality assessment in an ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *GeoJournal*, 70(4), 281-288.
- Bras, R. L. (1990). *Hydrology: An Introduction to Hydrologic Science*. Addison Wesley Publishing Company.
- Chow, V. T, Maidment, D. R., & Mays, L. (1994). *Hidrología aplicada*. Editorial Mc Graw Hill, Santafé de Bogotá–Colombia. McGraw-Hill Interamericana.
- Clark, C. O. (1945). Storage and the unit hydrograph. In *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*. Vol. 69, No. 9, 1333-1360. ASCE.
- Eagleson, P. S. (1970). *Dynamic hydrology*. McGraw-Hill Inc. ISBN-10 0070185964.
- Eagleson, P. S. (1978a). Climate, soil, and vegetation: 1. Introduction to water balance dynamics. *Water Resources Research*, 14(5), 705-712.
- Eagleson, P. S. (1978b). Climate, soil, and vegetation: 2. The distribution of annual precipitation derived from observed storm sequences. *Water Resources Research*, 14(5), 713-721.
- Eagleson, P. S. (1978c). Climate, soil, and vegetation: 3. Simplified model of soil-moisture movement in liquid-phase. *Water Resources Research*, 14(5), 722-730.
- Eagleson, P.S. (1978d). Climate, soil, and vegetation. 4. Expected value of annual evapotranspiration. *Water Resources Research* 14(5), 731-739.
- Eagleson, P.S. (1978e). Climate, soil, and vegetation. 5. Derived distribution of storm surface runoff. *Water Resources Research* 14(5), 741-748.
- Eagleson, P.S. (1978f). Climate, soil, and vegetation. 6. Dynamics of annual water-balance. *Water Resources Research* 14(5), 749-764.
- Eagleson, P.S. (1978g). Climate, soil, and vegetation. 7. Derived distribution of annual water yield. *Water Resources Research* 14(5), 765-776.
- Eagleson, P. S. (1982). Ecological optimality in water-limited natural soil-vegetation systems: 1. Theory and hypothesis. *Water Resources Research*, 18(2), 325-340.
- Horton, R.E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 56, 275-370.

- Laio, F., A. Porporato, L. Ridolfi and I. Rodríguez-Iturbe (2001). Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress--II. Probabilistic soil moisture dynamics. *Adv. Water Resour.* 24(7):707–23.
- Nash, J. E., & HRS. (1960). A unit hydrograph study, with particular reference to British catchments. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, 17(3), 249-282.
- Porporato, A., & Rodríguez-Iturbe, I. (2002). Ecohydrology-a challenging multidisciplinary research perspective/Ecohydrologie: une perspective stimulante de recherche multidisciplinaire. *Hydrological Sciences Journal*, 47(5), 811-821.
- Porporato, A., Daly, E. and Rodríguez-Iturbe, I. (2004). Soil Water Balance and Ecosystem Response to Climate Change. *The American Naturalist*. Vol. 164, 625–632.
- Rodríguez-Iturbe, I., & Valdés, J. B. (1979). The geomorphologic structure of hydrologic response. *Water Resources Research*, 15(6), 1409-1420.
- Rodríguez-Iturbe, I., González-Sanabria, M., & Bras, R. L. (1982). A geomorphoclimatic theory of the instantaneous unit hydrograph. *Water Resources Research*, 18(4), 877-886.
- Rodríguez-Iturbe, I. (2000). Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3–9, doi:10.1029/1999WR900210.
- Rodríguez-Iturbe, I., & Porporato, A. (2007). *Ecohydrology of water-controlled ecosystems: soil moisture and plant dynamics*. Cambridge University Press. ISBN: 9780511535727.
- Rosso, R. (1984). Nash model relation to Horton order ratios. *Water Resources Research*, 20(7), 914-920.
- SCS (1972). Soil Conservation Service. National Engineering Handbook, Section 4. Hydrology. USDA, Washington, DC
- Souza, R., Feng, X., Antonino, A., Montenegro, S., Souza, E., & Porporato, A. (2016). Vegetation response to rainfall seasonality and interannual variability in tropical dry forests. *Hydrological Processes*, 30(20), 3583-3595.
- Strahler, A. N. (1952). Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geol. Soc. Am. Bull.* 63 (11): 1117-1142.
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*. 38 (6): 913-920.

2

La Gestión de Cuencas en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA)

Leonardo Pérez Esquivel

LA GESTIÓN INTEGRAL DE CUENCAS

El presente capítulo trata sobre las interrelaciones que proponen las cuencas hídricas en el tejido de realidades que aparecen en la Región Metropolitana de Buenos Aires, entre usos de aguas superficiales y subterráneas, el uso de ríos de llanura como fuentes de descarga de efluentes contaminantes, el ordenamiento territorial (OT) y la gestión integral de residuos sólidos urbanos (GIRSU), que permite abordar un análisis de “gran angular” esto es de una panorámica de conjunto de la región, que resulta necesaria para poder evaluar las capacidades de los organismos de gestión de las cuencas en particular del Matanza Riachuelo y del Río Reconquista.

Los enfoques que proponen una gestión integral de cuencas procuran superar la fragmentación que se expresa en las jurisdicciones político-administrativas (estado nacional, provincias, municipios o regiones) que no coinciden con los límites territoriales de las cuencas, gran parte de las decisiones que afectan el ciclo hidrológico, el aprovechamiento del agua y a los habitantes de una cuenca, no considera las interrelaciones que ocurren en la totalidad de este sistema integrado, como tampoco el efecto que tiene el drenaje del agua de la cuenca en las franjas costeras. Frecuentemente la gestión del agua aparece fragmentada por sectores responsables de su control y aprovechamiento, por tipos de usos, por la fuente donde se capta y otras situaciones similares. Así las normativas que han constituido comités de gestión de cuencas han procurado

crear capacidades de gobernabilidad sobre espacios delimitados por razones naturales, como cuencas, que no coinciden con las formas tradicionales de gobierno sobre límites político-administrativos, como estados, provincias, regiones y municipios, y además hacerlo con entidades públicas y privadas que tienen una visión usualmente sectorial de la gestión del agua.

La cuenca, sea en forma independiente o interconectada con otras, es la unidad territorial más aceptada para la gestión integrada de los recursos hídricos. En diversos niveles del estado, como de la sociedad civil, ha tomado creciente relieve la gestión integral de las cuencas (GIC), para coordinar acciones tendientes a la gestión ambiental, saneamiento, ordenamiento territorial, monitoreo de cuerpos de aguas, tratamiento de efluentes industriales, atención de la salud frente a enfermedades de origen hídrico ambiental, entre otros. Su dependencia de un sistema hídrico compartido y de los caminos y vías de acceso, y el hecho de que deben enfrentar a riesgos similares, confieren a los habitantes de una cuenca características socioeconómicas y culturales comunes. (Dourojeanni, A., Jouravlev, A. y Chávez, G 2002)

La capacidad de los Organismos de Gestión de Cuencas (OGC), para fortalecer sus facultades normativas y capacidades institucionales para encarar planes de saneamiento y llevarlos a buen término, supone recuperar para el estado poder de planificación, regulación y control sobre el territorio regional, involucrando y facilitando el protagonismo que ya disponen las organizaciones de la sociedad civil (OSC). Sin embargo, esto no es lo que ocurre, ya sea bajo el formato institucional de una Autoridad de Cuenca interjurisdiccional (ej. Matanza Riachuelo), los Comités de Cuencas diferenciados por legislaciones específicas (ej. Reconquista y Luján) y decretos de la autoridad de aplicación provincial (Autoridad del Agua acorde al Código de Agua) el funcionamiento de estos organismos pese a las facultades asignadas formalmente es dispar, la implementación de los planes de saneamiento presentan bajos desempeños en sus resultados y en todos los casos se registra una participación de las OSC regulada en formatos que la restringen y condicionan limitando su potencial. Los OGC que fueron planteados para coordinar diversas jurisdicciones administrativas y articular gestiones comunes con diversas agencias estatales y empresas públicas para asegurar los planes de saneamiento propuestos, presentan formatos institucionales heterogéneos que reflejan falta de articulación de una política regional sobre las cuencas de la región.

CUENCAS HIDROGRÁFICAS DE LA REGIÓN METROPOLITANA

Existen diferentes definiciones sobre como caracterizar el Área Metropolitana de Buenos aires, adoptamos la denominación Región Metropolitana por

su mayor amplitud para abordar un área geográfica en creciente expansión e interrelación, que se conforma con la Ciudad de Buenos Aires (CABA), los partidos del Gran Buenos Aires que integran los sucesivos cordones o coronas contiguos a la CABA y la subregión del Gran La Plata, integrada por los municipios de La Plata, Berisso y Ensenada.

La expansión de la RMBA, estuvo asociada a la modalidad que tuvo la acumulación del capital y la intervención del estado en cada período que fue configurando la estructura espacial de la región. La expansión del proceso de urbanización y consumo, y del proceso de industrialización por sustitución de importaciones en sus diversas fases, dio lugar al desarrollo sucesivo de coronas o cordones que rodearon a la Ciudad de Buenos Aires y se expandieron hacia la periferia suburbana.

El tema que se enfatiza en los análisis sobre la RMBA tanto a nivel agregado, como desagregados son los problemas que presenta la gestión sobre la región, al respecto Badía (2010) sostiene que:

1. “..la RMBA sigue construyéndose más por la dinámica de los mercados y flujos que por el grado de planificación o por el grado de anticipación y de intervención real de los actores estatales.
2. “La fragmentación que caracteriza a las intervenciones estatales sobre el territorio de la RM puede ser conceptualizada como una multi-intervención no necesariamente articulada, que construye lo metropolitano más por agregación que por articulación real, y que refuerza el poder político de aquel que dispone de mayores recursos.” Esto refleja que como actor dominante el gobierno nacional es por “default” quien ordena la RMBA.

Se plantea un escenario de convergencias conflictivas, por un lado los gobiernos nacionales dependen en gran medida su legitimidad de consolidar alianzas y articulaciones consistentes con las jurisdicciones (ej. CABA y Provincia de Buenos Aires) y los municipios con alta incidencia electoral territorial. A su vez los municipios requieren recursos para gestionar localmente y asegurar su legitimidad. Esto genera una convergencia de intereses que favorece alineamientos nacionales y locales, que pueden ser conflictivos incluso con los intereses provinciales con menores fondos para asegurar una construcción propia. La pregunta a formular es si frente a las características de la heterogeneidad estructural y fragmentación institucional, los comités de cuencas pueden constituir un avance en la gestión transversal de un territorio complejo.

En el ámbito del Área Metropolitana existen varios comités de cuencas

conformados sea por leyes nacionales y/o provinciales, entre cuyos objetivos prioritarios se encuentra el saneamiento de los ríos y afluentes de cada cuenca. Entre estas se pueden mencionar las Cuencas del Río Matanza-Riachuelo, del Río Reconquista, del Río Luján, las cuencas del sur y la más significativa del gran La Plata, Región Capital (Arroyo El Gato-Río Santiago).

En estas cuencas se han formalizado Autoridades y/o Comités de Cuencas mediante legislación o disposición administrativa según los casos. Estas han delimitado en principio los territorios que abarcan, esto es los Municipios que la integran. No obstante, cabe destacar que los límites de las cuencas son objeto de sucesivas definiciones sobre sus alcances.

En cada cuenca, se han definido diversos mecanismos técnicos de planificación, que incluyen entre otros aspectos la definición de una Línea de Base y la elaboración de un Plan de Saneamiento integrado por diversos componentes (ej. obras de saneamiento, hidráulicas, control de la contaminación, ordenamiento territorial, gestión de residuos) y las partidas presupuestarias para realizarlos principalmente con financiamiento de organismos multilaterales de crédito. También se han definido algunas instancias de participación de la comunidad en la gestión de los planes de saneamiento.

GESTIÓN DE CUENCAS, FRAGMENTACIÓN INSTITUCIONAL Y TERRITORIAL

Los principales dilemas que se presentan para evaluar que estrategias pueden desarrollarse para construir tanto la gestión de la RMBA, como en una escala más específica pero significativa la gestión de cuencas, se vinculan con las capacidades estatales para controlar, regular a los Actores Estratégicos Dominantes (AED)¹ y a como concertar con las diversas jurisdicciones, las instituciones que puedan coordinar y/o eventualmente crear, para mejorar las

1 Se consideran a los AED, a diversos actores: a) las empresas privadas que presentan un alto nivel de concentración económica (Transnacionales, Grupos Económicos Diversificados, Empresas dominantes en su sector); b) Empresas públicas, bajo control estatal total o dominantes, que tiene incidencia en componentes centrales del saneamiento de las cuencas (ej. prestadoras del servicio de agua y saneamiento y de administrar la disposición final de residuos. El común denominador, aunque presenten diferencias en otros aspectos, es su alta capacidad de incidencia en el diseño y ejecución de políticas públicas, así como capacidad de veto de políticas que puedan afectar sus intereses. Este enfoque presenta una versión más acotada que otras perspectivas de “gobernanza” que amplían el concepto a “Actores Estratégicos con Capacidad de Veto” (AECV) donde incluyen un abanico mucho más amplio de actores. Se trata de ampliar la caracterización en tanto la mera definición de “capacidad de veto de un actor”, que pueden existir respecto a la percepción de ciertas amenazas que se pretenden conjurar, resulta insuficiente para dar cuenta de otras incidencia que pueden adoptar los actores dominantes.

capacidades de articulación y cooperación de diversas agencias estatales. Se trata de poder intervenir en la superación de la fragmentación institucional, incrementar las fortalezas estatales para controlar y regular actores estratégicos dominantes y favorecer la resolución de cada problemática regional.

Entre las políticas adoptadas para mejorar las capacidades de gestión, puede señalarse varios diseños institucionales y estrategias que impulsaron e impulsan gestiones interjurisdiccionales y provinciales. En principio pueden detectarse dos modalidades implementadas para la gestión de cuencas en la RMBA, una puede definirse como “fundacional” de Autarquías Institucionales, tal el caso de la Autoridad de Cuenca del Matanza Riachuelo y otra de “concertación adaptativa” donde ubicamos a los Comités de Cuencas de la Provincia de Buenos Aires.

En junio de 2006 partir del reclamos de diversas organizaciones ambientales y de vecinos de Villa Inflamable la Corte Suprema de Justicia de la Nación dictó un primer fallo causa “Mendoza, Beatriz Silva y otros c/Estado Nacional y otros s/daños y perjuicios daños derivados de la contaminación ambiental del Río Matanza Riachuelo”(M.1569 XL), que instó a las jurisdicciones nacional, provincial y la Ciudad de Buenos Aires a establecer un Plan de recomposición ambiental y de prevención del daño futuro. A partir de entonces el Estado Nacional formalizo un acuerdo interjurisdiccional (28-08-2006) y se sancionó en el Congreso Nacional la Ley N^a 26.168 que creó la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo Posteriormente la CSJN en julio de 2008 dictó la sentencia definitiva donde estableció los objetivos y contenidos para que la Autoridad de Cuenca implemente un programa de acciones para resolver la prevención y reparación ambiental de la cuenca. Esta sentencia condenó a las tres jurisdicciones con competencia en la Cuenca a cumplir un programa obligatorio de recomposición ambiental para lo cual fijó diversos objetivos de saneamiento. El nuevo organismo se conformó como una “autarquía institucional” a la cual se le asignaron un conjunto de funciones y competencias en varias temáticas y áreas territoriales de intervención. En este tipo de diseño se presume que estas atribuciones, si van acompañadas de un adecuado financiamiento y la tecnoburocracia competente para la gestión permitiría la fortaleza del nuevo organismo para redefinir el juego de los demás actores en función de sus lineamientos estratégicos. Este tipo de soluciones, sin un adecuado diagnóstico y sin una estrategia de concertación con los actores a los que se pretende involucrar, pasado el impulso inicial “fundacional” tienden a perder dinamismo, a adaptarse según las relaciones de fuerza que los condicionan y frecuentemente terminan ejecutando un “Plan B” o “Plan C” con objetivos mucho más modestos a los postulados inicialmente, o bien terminan fracasando como herramienta ejecutora.

El Informe de actualización del Programa Integral de Saneamiento (PISA) de ACUMAR de 2016, resulta un registro acabado de los problemas que evidenciaba el ACUMAR tanto para cumplir con la sentencia de la CSJN y de ejecutar un Plan Integral de Saneamiento.² El Informe daba cuenta de las coordenadas de conflicto que atravesaban a la Autoridad de Cuenca: el cumplimiento de las mandas judiciales y la implementación de un Plan de Saneamiento efectivamente integral y no meramente reactivo. Al respecto sostenían: “ACUMAR es una organización que se concibe a sí misma como “condenada” y mucho de lo que realiza se hace en el cumplimiento de la “condena” y no en el cumplimiento de la misión para la que fue creada. Esta “cultura del condenado” sirvió como base para la generación de una estructura altamente burocratizada que trabaja principalmente para responder a las necesidades coyunturales de la Justicia y esa misma estructura de sentimiento se trasladó a lo largo del tiempo al resto de las unidades de organización.” El Informe revela la paradoja del ACUMAR, sin fallo de la CSJN difícilmente la autoridad de cuenca habría existido, y a la vez el modelo punitivo instalado por el fallo y el esquema de supervisión judicial que se dictaminó presenta deficiencias de control para asegurar resultados en tiempos más o menos razonables.

En el informe de revisión del PISA la ACUMAR pretende justificar limitaciones en sus funciones, donde si bien no es su responsabilidad ejecutar obras públicas, no puede dejar de supervisar la ejecución de las mismas e incidir en fijar prioridades. Según el diagnóstico que presentaba el Informe, la ausencia de precisiones respecto a los objetivos y acciones que otras agencias estatales debían cumplimentar, no se cumplían por diversas razones como falta de planificación, presupuesto o voluntad. El punto más interesante a destacar es que la ACUMAR argumentaba que debía destinar grandes esfuerzos para sustituir las funciones que eran propias de otras jurisdicciones y para obtener compromisos de otros organismos para obtener y generar información técnica o funciones de control.

La ACUMAR tenía entre sus principales desafíos tratar de superar la fragmentación institucional y coordinar la superposición de competencias entre diversas agencias estatales, empresas públicas y entes reguladores cada uno con sus propias normativas regulatorias y mecanismos de rendición de cuentas. La nueva estructura debió renegociar competencias y atribuciones, y acorde al poder

2 El informe da cuenta que pasados 8 años de la sentencia de 2008 y cinco años de ejecución del PISA, el Juez a cargo del Juzgado Criminal y Correccional N° 2 de Morón, primero por resolución 23-09-2015 y luego rectificadora por resolución de febrero de 2016, solicitó al ACUMAR para que actualizara el Plan Integral de Saneamiento Ambiental, en tanto constaba que pese a los avances realizados, debían actualizarse plazos de ejecución del plan, definir objetivos de cortos, mediano y largo alcance y redefinir indicadores para evaluar resultados.

relativo de las agencias estatales y/o empresas públicas que intervenían en el Plan Integral de Saneamiento (PISA), las capacidades institucionales para alcanzar los resultados previstos. La renegociación del Plan Director de Obras de Expansión de AySA y el PISA que proponía la ACUMAR, resulta un claro ejemplo de estos procesos de negociación, donde intervienen diferentes agencias estatales con normativas diferentes (ej. en materia de parámetros de calidad de agua) y cuotas de poder diferenciales dentro del Poder Ejecutivo Nacional.

Los modelos metropolitanos de concertación, pueden presentar diversos formatos desde algún tipo de institucionalización sectorial hasta acuerdos de colaboración voluntaria entre partes. En los casos de los Comités de Cuencas de la Provincia de Buenos Aires, el organismo encargado de formalizar y gestionar las cuencas es la Autoridad del Agua (ADA), sin embargo se han creado por leyes específicas el Comité del Río Reconquista (COMIREC Ley N° 12.653 que tiene reglamentación parcial) y del Río Luján (COMILU Ley N° 14.710 no tiene reglamentación ni define la extensión de la cuenca) que modificaron la incidencia de dicho organismo en esos nuevos organismos de gestión. En estos casos resulta más evidente la necesidad de formalizar acuerdos sectoriales con instancias que disponen de competencias sobre los territorios de las cuencas (la Organización Provincial para el Desarrollo sostenible (OPDS) y ADA), que se expresan en convenios de colaboración y de arreglos para definir procedimientos de cooperación. Se trata de coordinar con instituciones ya existentes, no en formalizar nuevas. En los modelos de concertación, los acuerdos que pueden darse no conforman necesariamente un modelo estable, quedan sujetos a los temas sectoriales de competencia de cada agencia estatal implicada y dependerá de las fortalezas que dispongan la capacidad para asegurar los temas conveniados (ej. monitoreo de aguas superficiales y subterráneas, análisis de efluentes). El Comité de cuenca delega responsabilidades en instancias provinciales, no elabora capacidades propias.

Los Comités de Cuencas si bien presentan en lo formal amplias facultades y competencias para gestionar los planes que propongan, dependen en gran medida de las decisiones que adopten otras agencias estatales con las cuales obligatoriamente deben tratar de concertar algún tipo de colaboración. Asimismo, estos órganos de gestión disponen de facultades acotadas para intervenir en ciertos segmentos productivos o de servicios públicos que presentan otros marcos normativos de regulación. Similares limitaciones se presentan al tener que concertar con los municipios la intervención en esas jurisdicciones.

A la hora de definir un organismo de gestión de cuencas, a la luz de la experiencia comparada, Dourojeanni, Axel C (2010), parece más razonable construir un nuevo sistema de gestión de las cuencas, coordinando, incorporando e integrando a las agencias estatales preexistentes, que tienen algún nivel

de competencias sobre diversos aspectos de la gestión territorial de la cuenca. En principio esta lógica favorecería la colaboración, despejaría las suspicacias respecto a posibles recortes de facultades y/o a percepción de amenazas al desempeño de alguna agencia y evitar así la aparición de actores con potencial de veto a las políticas de saneamiento que los organismos de gestión de cuencas definan encarar. Esto supone un proceso de construcción colectiva, de deliberación y concertación.

El problema se presenta cuando las disputas interestatales disponen de cuotas de poder equivalentes o asimetrías notorias, donde la superposición de facultades no está claramente definida. Estas disputas exceden a los comités de cuencas, que terminan siendo expectadores de decisiones en las cuales no participan o no tienen mayor injerencia. Sin embargo, pese a estas limitaciones, los órganos de gestión de cuencas pueden llegar a jugar un rol de supervisión y monitoreo, que permita demarcar límites y poner en evidencia áreas prioritarias de intervención.

Dourojeanni, Axel C (2010) plantean que si el objetivo es transformar un sistema fragmentado en “un sistema de gobernabilidad de múltiples niveles, no sólo mediante la creación de nuevos espacios de políticas sino también promoviendo la colaboración con los existentes, entonces la multiplicidad de actores con poder de veto no puede simplemente soslayarse. Ciertamente, es improbable que una transformación total pueda evitar despertar oposición. La transferencia de poder multi-direccional crea también múltiples fuentes de resistencia.” En consecuencia, plantea dos premisas: negociar con flexibilidad para aceptar cambios, de forma que las contrapartes consideren que sus intereses son tomados en cuenta y entonces dispongan de buena disposición con el nuevo organismo y por otro conviene que los actores con poder estratégico de veto, mantenerlos dentro de la negociación porque sino pueden operar en otros espacios con capacidad de veto de las políticas implementadas y donde la posibilidad de algún esquema democratizador no tenga lugar.

ACTORES DOMINANTES Y DISPUTAS INTERESTATALES MULTINIVEL

Dado este contexto de fragmentación, cobran mayor relieve aquellos pocos organismos, entes o empresas controladas por el estado nacional y otros distritos, que tienen jurisdicción sobre diversos territorios de la Región Metropolitana y que terminan por su peso específico sobredeterminando los procesos de GIC. Baste señalar al respecto la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) para la gestión de la disposición final de los Residuos Sólidos Urbanos e Industriales y la empresa de Agua y Saneamiento (AySA) en la prestación del servicio de provisión de agua y tratamiento de efluentes.

Los órganos de gestión de cuenca deben negociar con estos actores dominantes estatales planes estratégicos y prioridades. Al abordar temáticas más amplias metropolitanas y subregionales (ej. matriz productiva, ordenamiento territorial) no aparece un patrón definido de integración vertical con competencias sectoriales que permita articular políticas comunes. Es conveniente señalar, que existen condicionamientos y bajas capacidades estatales de regulación, control y mitigación de asimetrías derivadas con relación a sectores concentrados de la economía que evidencian un alto poder de gravitación sobre los territorios de la RMBA.

Los gobiernos municipales tienen injerencia en diversas problemáticas ambientales, como la recolección de residuos, las habilitaciones de industrias de I y II Categoría, el control de efluentes industriales de esa tipología de industrias, (las industrias de III Categoría quedan bajo control de la OPDS), también definen el ordenamiento territorial, (zonificaciones, la habilitación de edificaciones). Los municipios intervienen frecuentemente en forma deficiente en el control ambiental (dejan crecer y hasta promueven basurales clandestinos, no efectúan un adecuado control de efluentes contaminantes, en las zonas rurales “dejan hacer” canales clandestinos de desagües) y más frecuentemente participan en forma asociada en habilitaciones para mega emprendimientos inmobiliarios (barrios privados, torres, shoppings) orientados a sectores de mayor poder adquisitivo, sin planificación urbana alguna que se evidencia posteriormente en la destrucción de ecosistemas, falta regulación de usos de suelos y el agravamiento en las prestaciones de los servicios públicos (ej. falta de presión de agua). En suma, sus intervenciones los convierten en corresponsables, en tanto están en el origen y agravamiento de problemas ambientales y a la vez depende de esas gestiones la mitigación y colaboración para resolver los problemas ambientales. (Gutiérrez, 2009)

Uno de los postulados de la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), y de la “gobernanza del agua” es la promoción de la fragmentación, la descentralización y dispersión de poder entre un grupo grande de instituciones gubernamentales (Gentes I 2008:31), con el fin de incrementar la participación social, a la cual se le asignan atribuciones de decisión y con acuerdos vinculantes. Ciertamente que la democratización de la gestión pública sería un objetivo estratégico deseable, sin embargo, lo que aquí se pretende recalcar es que la descentralización ha jugado y juega una modalidad de gestión contraproducente para implementar una GIC. La descentralización tiende a profundizar una mayor fragmentación institucional, que precisamente la gestión de cuencas apunta a resolver. Descentralizar sin un sistema preexistente articulado, sólo puede favorecer los bloqueos de la política pública. Las negociaciones descentralizadas, fortalecerán comportamientos tendientes a atender reclamos particulares

por sobre los intereses generales. La tendencia predominante, es a la obtención de recursos para satisfacer necesidades para “su gente”. Los municipios pueden tener escasas razones para considerar las consecuencias de otras negociaciones independientes de la suya y pueden ser indiferentes a las exterioridades que pueda ocasionar su propia negociación, como la de otros vecinos. La descentralización aparece más asociada al objetivo de racionalizar la asignación de recursos escasos, o bien de atomizar los reclamos/conflictos que puedan presentar las organizaciones de la sociedad civil (OSC), que a una mayor democratización. Mientras que la GIRH postula la descentralización, las propias necesidades de encarar una planificación del conjunto de la cuenca, supone un proceso de concentrar decisiones, centralizar cuotas importantes de poder para orientar el plan general y su desempeño a través de sus diversos componentes.

Las prestadoras del servicio de agua y saneamiento son los actores relevantes en: a) el diseño de Planes Directores de expansión de la cobertura del servicio, y en b) asegurar una adecuada calidad en la prestación de la calidad de agua y del control y tratamiento de efluentes que se vuelcan a los cuerpos receptores. Las prestadoras del servicio de agua y saneamiento han tenido cambios en sus lógicas de intervención, del modelo de privatización de las concesiones gestado en los años noventa, se pasó nuevamente a un nuevo tipo de gestión pública que tiene sus propias normativas. Los Comités de Cuencas necesariamente deben compatibilizar con estos actores sus planes de saneamiento.

El aumento de redes con agua “importada” del Río de la Plata y la desactivación de pozos de explotación domiciliarios y de mayor envergadura favoreció una recarga del acuífero. El reemplazo de los pozos de explotación de agua subterránea por agua potabilizada del Río de la Plata generó un ascenso progresivo de la superficie freática y gravísimos problemas de deterioro ambiental por anegamientos en diferentes zonas de viviendas que afectaron y afectan a diversas zonas de la región. La atención de esta situación de desbalance hídrico, así como el monitoreo de los acuíferos para su explotación para la provisión de agua potable es materia regional, pero debiera ser un tema central de atención de los planes de saneamiento de cuencas. Solo el ACUMAR dispone de un monitoreo permanente de pozos, en el caso del COMIREC dependen de otras agencias (ADA) o empresas estatales (AySA/ABSA).

El Plan Director de AySA debió compatibilizarse con el Plan Integral de Saneamiento Ambiental (PISA) del Cuenca Matanza Riachuelo (PISA) implementado por ACUMAR. El Plan planteó un conjunto de megaobras correspondientes a la Cuenca de Saneamiento Cloacal Riachuelo una conducción de efluentes centralizada en un Colector Margen Izquierda (el Colector Margen Derecha pensado inicialmente para efluentes industriales quedó postergado) que se desdoblaba en su salida en dos plantas de pretratamiento de efluentes

(Desvío Baja Costanera, Planta de Pretratamiento Dock Sud y Planta de Pretratamiento de Berazategui) con emisarios extendidos para descargar en el Río de la Plata. Estas obras tuvieron retrasos en su ejecución, razón por la cual a partir de la demanda social³ se flexibilizó el sistema centralizado incorporando y ampliando plantas de tratamiento de efluentes por subcuencas para acelerar la expansión de los colectores y red fina para conducir desagües cloacales.

En la Cuenca del Reconquista a diferencia del Matanza Riachuelo, los vuelcos de efluentes terminan en el Río Luján que desemboca en su salida en el Río de la Plata. La conducción de efluentes y su descarga presenta diversas variantes transitan en la red cloacal de AYSA por el colector ribereño hasta Capital y desde allí a Berazategui. En el Río Reconquista el modelo de gestión de efluentes está más descentralizado por subcuencas, las plantas de tratamiento vuelcan al cuerpo superficial del Río Reconquista. La carencia de red cloacal supone que las descargas de efluentes domiciliarios se efectúan en pozos negros, que son atendidos por camiones atmosféricos que retiran el líquido y lo transportan a plantas depuradoras que requieren ampliación (del mismo partido o partidos aledaños) en algunos casos o lo vierten en crudo directamente en los cuerpos superficiales de agua.

En la RMBA la localización tanto de emprendimientos productivos como de urbanización presentan demandas frecuentemente conflictivas de ocupación de territorios. Tales demandas encuentran espacios institucionales diversos para su autorización que reflejan por un lado la fragmentación estatal en diversos niveles y falta de coordinación interjurisdiccional para encarar una planificación que permita la regulación y convivencia entre las urbanizaciones, emprendimientos productivos y preservación de ecosistemas.

La Evaluación de Impacto Ambiental Global (EIAG, BID:2018) de la Cuenca del Reconquista planteaba que la creciente demanda de actividades indus-

3 El caso de las obras previstas que conforman la nueva Subcuenca de Saneamiento Cloacal Fiorito, no estaban previstas inicialmente en el PD y resulta un caso testigo significativo para ilustrar que podían ejecutarse obras de saneamiento entre el corto y mediano plazo, que como en este caso proyectó la incorporación de 270.000 habitantes del Partido de Lomas de Zamora al Sistema de Saneamiento Cloacal. El adelantamiento de la expansión de las redes de saneamiento cloacal en el área de estudio, es factible gracias a la decisión de crear una Subcuenca independiente del Sistema de Saneamiento Troncal, ya que la previsión de estas obras estaba supeditada originalmente al desdoblamiento del sistema troncal y por ende, a la construcción de la Cuenca de Saneamiento Cloacal Riachuelo, cuyas obras básicas se encontraban retrasadas. Esta decisión de adelantar las obras fue instalada por las OSC que frente al retraso de las mega obras previstas en el Plan Director (Colector Margen Izquierdo), plantearon la necesidad de disminuir el índice de vulnerabilidad en esas áreas lo antes posible, y surge como una consecuencia de la búsqueda de solución a la demanda histórica del servicio por de parte de las diferentes organizaciones vecinales, que vieron aumentar los riesgos ambientales en la zona por el incremento de la urbanización y en particular del crecimiento poblacional de habitantes bajos recursos que se asentaron en zonas inundables.

triales y residenciales habían generado estrategias de ocupación del territorio, sin poder evitar la coexistencia antagónica entre diversas actividades y sobre los usos incompatibles del suelo. Asimismo destacaban la escasa regulación en la preservación de ecosistemas, paisajes y elementos naturales.⁴

El presupuesto del componente de contaminación industrial es que se van a reconvertir empresas contaminantes para que los vuelcos a la red de efluentes minimicen la afectación de los cursos de aguas.

En las cuencas falta información sobre la cantidad de industrias existentes⁵, las clasificadas según categorías más contaminantes y sobre los problemas que debieran abordarse en términos de empleo. En base al registro disponible, la ACUMAR ha clasificado a los establecimientos según el Nivel de Incidencia Ambiental que presenten (efluentes líquidos y gaseosos, residuos) y a partir de dicho diagnóstico definen riesgos y prioridades y efectúan las inspecciones (ver Capítulo 8). En la Cuenca del Reconquista no se ha desarrollado un componente específico de control de efluentes y reconversión de industrias contaminantes.

Los procesos de reconversión de industrias para que apliquen tecnologías que mitiguen lo máximo posible los efectos de la contaminación presentan diversas complejidades. Las empresas consideran un costo adicional incorporar tecnologías limpias en sus procesos productivos, los pasivos que generan son los padecimientos de las poblaciones aledañas, sobre explotación de acuíferos y contaminación de las cuencas. Este comportamiento se agrava cuando las empresas presentan problemas de capital, menores márgenes de ganancias o directamente pérdidas, por incrementos de costos (ej. aumentos tarifarios).

Pese a la existencia de diversos Comités de Cuencas que debieran intervenir en un planeamiento urbano ambiental integral que gestione del ordenamiento territorial, regulación de valles de inundación, las obras hídricas, etc. predomina un planeamiento urbanístico direccionado por el eufemismo del “mercado” esto es por grandes grupos económicos que, aliados con los poderes públicos, obtienen rentas extraordinarias aprovechándose de las obras públicas. En todas las cuencas se registra la permisividad activa a los desarro-

4 En la disparidad existente en el ordenamiento territorial la EIAG señalaba la escasez o ausencia de mecanismos e instancias de adecuación de normas locales, que permitan abordar una problemática que responde a una escala metropolitana. Cada municipio resuelve acorde a sus intereses y con diferentes criterios las instancias de regulación y planificación territorial sin que se establezcan instancias colaborativas sobre las problemáticas comunes de la cuenca.

5 La ACUMAR debió actualizar sus diagnósticos mediante un censo donde se empadronó los establecimientos de la cuenca. En su Res. ACUMAR N° 297/2018 se creó el Registro de Establecimientos y Actividades de la Cuenca Matanza Riachuelo, que obliga a todo establecimiento industrial, comercial y de servicios radicados en el territorio de la cuenca a registra sus actividades. Para Abril 2019 se registraban 5223 establecimientos empadronados.

llos favorables a los intereses del mercado inmobiliario financiero. Son estos intereses quienes hoy regulan el mercado de tierras, despliegan estrategias de ocupación del territorio ilegales bajo amparo de agencias estatales y de las jurisdicciones municipales.⁶

La construcción del espacio urbano es objeto de disputa de intereses por parte de los intereses inmobiliarios que beneficia a los estamentos de altos ingresos y de quienes desde la marginalidad disputan territorios informales para habitar. Más allá de las diferentes pertenencias partidarias, las administraciones municipales se postulan como “gerentes” del mismo modelo. La “descentralización” de facultades para que cada municipio pueda autorizar urbanizaciones cerradas terminó en el incremento irracional y descontrolado de este tipo de emprendimientos.⁷ Al punto que la Provincia, tendió a recuperar cierto nivel de centralización sobre tales autorizaciones.⁸ Esta medida, que puede considerarse de reacción tardía, no alcanzó para limitar el expansionismo de los intereses financieros e inmobiliarios mantuvieron y mantienen una estrategia sostenida de promoción de urbanizaciones cerradas privadas. Aún cuando, en varios casos encontrarán resistencias legales y protestas de la comunidad, dicha estrategia se mantiene persistente en el tiempo. En la mayoría de los casos los “emprendedores” avanzan por hechos consumados sin las autorizaciones correspondientes y en otros casos tratando de legalizar, así sea precariamente, sus emprendimientos.

La GIRSU presenta otro desafío para el conjunto de la RMBA, excede las problemática de las cuencas particulares, pero presenta en estas particularidades especiales, dado que instalan la necesidad de encarar planes de gestión que atraviesan a diversas jurisdicciones que no coordinan entre sí, ya no sólo entre las cuencas de la región sino también al interior de cada cuenca. Un intento de

6 En el caso de ACUMAR desde el inicio del Plan PISA, el Banco Mundial entendía que el OT era para superar áreas vacantes y espacios urbanos aislados que no son incorporados al “mercado formal” de la tierra. La preocupación central no aparece centrada en un ordenamiento urbano con viviendas sociales de calidad para las poblaciones más pobres, sino en la generación de plusvalías urbanas (planes de infraestructura, saneamiento de suelos y rezonificaciones) para poner tierras en “el mercado”.

7 El Proyecto de Colony Park fue un caso emblemático del avance de los intereses financieros e inmobiliarios, donde sin Estudio de Impacto Ambiental previo avanzó en a destrucción de un ecosistemas de humedales y efectuado un violento despojo de tierras públicas y desalojo de isleños habitantes pre-existentes del Delta. La audiencia convocaba para tratar la EIA del emprendimiento se realizó luego de diversas denuncias de organizaciones ambientalistas y de acciones legales, cuando el emprendimiento ya había realizado daños irreversibles al ecosistema. El proyecto finalmente fue desestimado y se reclamó la presentación de un plan de remediación y recuperación de las zonas afectadas.

8 La Provincia volvió a centralizar las autorizaciones de las UCP, por Decreto N° 1069 (17-12-13). Así los procedimientos para el ordenamiento territorial pasaron a estar definidos acorde a los lineamientos del Gobierno Provincial. Se mantuvieron las agencias estatales con competencia en la materia para la aprobación de proyectos, fiscalización de proyectos hidráulicos y criterios de subdivisión del suelo.

atender este problema fue el Plan Maestro para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos de la Cuenca Matanza Riachuelo (PMGIRSU-CMR) prevista por la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) para el período 2011-2024. El Plan tuvo desarrollos parciales (limpieza de espejos de agua, cierre de basurales a cielo abierto), y discontinuos (desarrollo de Ecopuntos para tratamiento de RSU por municipios para minimizar lo enviado al relleno sanitario) (ver Capítulo 9). En la Cuenca del Reconquista no hay un Plan equivalente, y se registran los mismos problemas de coordinación de iniciativas conjuntas.⁹

En toda la RMBA y en consecuencia en las cuencas, aparece la problemática de los basurales a cielo abierto, algunos formalmente constituidos por municipios no adheridos a la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) y otros por decisión municipal o por problemas de abaratamiento de costos, donde se promueven o se permiten de hecho basurales informales a cielo abierto sin control. El otro problema que atraviesa todas las cuencas metropolitanas es la prevención, recupero y tratamiento de residuos depositados sobre aguas superficiales y la limpieza de márgenes. Y la implementación de circuitos de recolección de residuos en asentamientos, villas y barrios carenciados.

Resulta un lugar común en la mayoría de las iniciativas de políticas públicas respecto a la GIRSU tendientes a disminuir la generación, promover la separación en origen, la recolección diferenciada, el recuperar y reciclado de aquellos residuos pasibles de volver al ciclo de producción.¹⁰ Se apunta a minimizar la demanda de uso de suelo para la disposición final, porque cada vez más existen problemas de localización de los Centros de Disposición Final (CDF) rechazados tanto por municipios como por numerosas poblaciones locales. La normativa provincial obliga a los Municipios a presentar un Programa Básico Preliminar (PBP) y un Plan GIRSU ante la OPDS sin embargo el incumplimiento de esta norma es mayoritario¹¹. En suma, la articulación de planes en cada cuenca y articulados regionalmente sigue siendo una tarea pendiente de concretar.

9 En la cuenca del Reconquista funciona el mayor relleno sanitario del país y receipta los residuos de 22 municipios y de la CABA que disponen sus residuos en Centros de Disposición Final de la CEAMSE. Los partidos más afectados por estos rellenos son San Martín y San Miguel. Pese a la existencia de la CEAMSE, una parte de los residuos en la cuenca termina en basurales a cielo abierto, los cuales que operan sin control alguno.

10 Las normativas dictadas por la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Ley 1.854) y la Provincia de Buenos Aires (Ley 13.592) fijaron objetivos tendientes al desarrollo de modelos de gestión tendientes a minimizar la generación de residuos, la separación en origen, la recolección diferenciada, el reciclado y la recuperación de materiales para reducir progresivamente la disposición final de residuos.

11 En la Cuenca del Reconquista ninguno de los municipios contaba aprobado un Plan de GIRSU. Acorde a los registros de la OPDS entre 2012 y 2016, solo seis municipios (San Isidro, Vicente López, San Martín, Morón, Ituzaingó y J. C. Paz) habían presentado el PBP.(EIASG, 2018:61)

CONCLUSIONES

Los órganos de gestión de cuencas en la RMBA, han terminado replicando la fragmentación que venían a resolver. Sea bajo el modelo de Autoridad de Cuenca, por legislación específica (Reconquista o Luján), o por Resoluciones de la ADA, no aparece evidente un enfoque integrado de administración de las cuencas de la Región Metropolitana, que presentan características similares y que deben afrontar problemas comunes.

Un nuevo modelo de intervención debiera tratar de concertar una planificación regional integrada, capaz de sopesar las asignaciones de funciones y competencias tanto de agencias estatales nacionales, provinciales y municipales. El abanico de opciones puede transitar desde las alternativas deseables como disponer de un organismo de gestión de cuencas de toda la región metropolitana, hasta diversas alternativas posibles que mejoren la coordinación de los diversos órganos de gestión de cuencas en temas comunes ej. la concertación de áreas prioritarias para la expansión del servicios de agua y saneamiento, la gestión de aguas subterráneas y la GIRSU.

Las dos coordenadas que pueden definirse a la hora de evaluar la gestión integral de las cuencas, es mejorar el control unificado e integrado de las políticas públicas y la democratización de la gestión. Fortalecer los mecanismos de control, supervisión y monitoreo de los planes propuestos desde la sociedad civil (Universidades, organizaciones sociales) es el camino más favorable para alcanzar una efectiva rendición de cuentas y evaluar los resultados de una política. Democratizar la gestión incluye aceptar mecanismos más sustantivos de participación en diversas etapas del diseño, formulación, implementación y evaluación de una política pública. El control y la democratización son los lineamientos que pueden gravitar para desempatar los bloqueos de las políticas públicas que se ejecutan en la RMBA y en las cuencas en particular.

BIBLIOGRAFÍA

- Badía, G. (2010) “La Dimensión política en el proceso de construcción de los metropolitano” Instituto del Conurbano. Universidad Nacional de General Sarmiento. Publicado en Antonio Cicioni (comp.) “La Gran Buenos Aires rompecabezas metropolitano” Fund. Konrad Adenuaer (CIPECC/Fund Metropolitana), Buenos Aires..
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A., & Chávez, G. (2002). *Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica*. CEPAL.
- Gutiérrez, R. A. (2009, June). El problema de la interjurisdiccionalidad en la gestión local: políticas ambientales en los municipios bonaerenses del Área

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Metropolitana de Buenos Aires. In *Congress of the Latin American Studies Association*. Rio de Janeiro: Brasil.

BID (2018) “Evaluación de Impacto Ambiental y Social Global (EIASG)”. Programa de Saneamiento Ambiental de la Cuenca del Río Reconquista. Informe Final. Junio 2018

Herrero, A. C., & Fernández, L. (2008). *De los ríos no me río: diagnóstico y reflexiones sobre las cuencas metropolitanas de Buenos Aires: Luján, Reconquista, Matanza-Riachuelo, de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y de la Zona Sur*. Temas Grupo Editorial.

3

Agrobiotecnología, fitorremediación y sostenibilidad ambiental

Alejandro Mentaberry

LA REVOLUCIÓN DE LAS BIOCIENCIAS

En las últimas décadas del siglo XX las técnicas de ingeniería genética abrieron un período de extraordinario progreso en las ciencias biológicas. Este conjunto de herramientas permitió estudiar el funcionamiento celular en términos de interacciones moleculares y resultó en un conocimiento detallado de la estructura de los genes y de sus mecanismos de regulación. La automatización de los métodos de síntesis y secuenciación del ADN y el desarrollo de métodos bioinformáticos y dispositivos con alta capacidad de procesamiento permitieron la creación de extensos bancos de datos e instalaron a la genómica como un campo propio de investigación. Desde comienzos de este siglo, el aumento constante de información habilitó el análisis y la comparación de genomas de los más diversos organismos, dando origen a ramas especializadas como la genómica comparativa, la genómica funcional y la metagenómica. Simultáneamente, la consolidación de otros campos “ómicos” como la transcriptómica, la proteómica, la metabolómica y la fenómica, permitió correlacionar la expresión génica con sus efectos sobre el metabolismo celular, los procesos morfogénéticos y las respuestas a efectores ambientales. Estos impactantes avances generaron un viraje desde el enfoque marcadamente reduccionista de la biología molecular hacia enfoques holísticos más apropiados al estudio de sistemas complejos. El producto de este giro conceptual fue la biología de sistemas, un campo de investigación interdisciplinaria que aborda el análisis de las funciones biológicas utilizando modelos matemáticos y de simulación *in silico*.

El proceso descrito ha incrementado enormemente la capacidad de intervención humana sobre el conjunto de los organismos vivos. La biotecnología, una traducción práctica de este proceso, se instaló inicialmente en la producción de biofármacos y se extendió luego a otros campos productivos. Aunque el desarrollo de organismos transgénicos fue el que concitó mayor atención pública, el campo biotecnológico incluye muchas otras facetas. Los logros en áreas tales como el uso de marcadores moleculares, la clonación de plantas y animales, la producción de reactivos diagnósticos y vacunas y las aplicaciones a la fermentación microbiana han sido menos difundidos, pero no son por ello menos importantes. La variedad de sectores de aplicación hace de la biotecnología un campo eminentemente interdisciplinario que, de acuerdo con las distintas temáticas, incluye la participación de biólogos moleculares y celulares, bioquímicos, químicos, ingenieros, médicos, agrónomos, informáticos, tecnólogos y profesionales de muy diverso carácter.

Si bien la transformación genética permite superar las barreras entre especies y modificar organismos en forma predecible, los resultados no sólo dependen del transgén incorporado sino también de su inserción en el genoma recipiente, lo cual ocurre en forma básicamente aleatoria. Por el contrario, las nuevas técnicas de edición génica posibilitan la introducción directa y sitio-específica de cambios puntuales, inserciones o deleciones en el genoma propio de cada organismo. En particular, el sistema de edición CRISPR-Cas9 permite modificar tanto secuencias codificantes como no codificantes e introducir cambios en forma simultánea en diferentes genes. Sobre esta base, en el futuro será posible inhibir e inducir, total o parcialmente, distintos pasos de una misma vía metabólica, lo que reviste gran interés tanto para la investigación fundamental como para muchas aplicaciones potenciales.

AGROBIOTECNOLOGÍA, PRODUCTIVIDAD E IMPACTO AMBIENTAL

Se estima que hacia fines de este siglo el incremento poblacional requerirá triplicar la producción de alimentos e insumos provenientes de la agricultura. Frente a esta extraordinaria demanda, el paquete tecnológico que sustentó a la Revolución Verde (agroquímicos, irrigación artificial, mecanización y cruzamientos genéticos) evidencia claros signos de progresivo agotamiento. Las restricciones de suelos, agua e insumos críticos, el alza de costos energéticos y la incidencia de la urbanización, revelan con creciente crudeza los límites del modelo de intensificación adoptado desde mediados del siglo XX. Junto con ello, el impacto de las actividades agropecuarias sobre el curso del cambio climático no puede ser ya soslayado y debería ser motivo de seria consideración en cualquier planteo sustitutivo de la matriz agrícola.

El conflicto entre mayor productividad y menor impacto ambiental no tiene una respuesta simple; las demandas presentes y futuras de alimentos y materiales sólo podrán afrontarse apelando a todas las tecnologías disponibles e implementado políticas congruentes y debidamente consensuadas. En este contexto, la agrobiotecnología, los manejos agroecológicos la robotización y la generación alternativa de energía se instalarán paulatinamente como el núcleo tecnológico futuro de la producción agrícola. Las contribuciones de la agrobiotecnología a esquemas de sostenibilidad ambiental abarcan áreas muy diversas que incluyen a muchos procesos industriales de elaboración de la biomasa. En los apartados siguientes se describen algunas temáticas de gran impacto potencial en esta materia.

Incremento de la productividad: Los incrementos en el rendimiento de los cultivos constituyen un factor crucial para satisfacer las demandas alimentarias sin ampliar las fronteras agrícolas. Las distintas técnicas de mejoramiento genético están contribuyendo al logro de este objetivo introduciendo cultivos que han sido modificados con caracteres de productividad. La obtención de plantas resistentes a virus, bacterias, insectos y nematodos, tolerantes a sequía y a salinidad y más eficientes en el uso de nutrientes, constituyen ejemplos claros del avance en este sentido. La combinación de técnicas agrícolas conservacionistas, manejos integrados, uso de biofertilizantes y variedades transgénicas o editadas permitirá reemplazar insecticidas y plaguicidas, hacer más eficiente el uso de insumos, suelos y agua, e incrementar la captura de CO₂, con beneficios obvios para la sostenibilidad ambiental.

Reciclaje de desechos agroindustriales: La acumulación de desechos agroindustriales es una causa importante de contaminación ambiental. Un porcentaje muy significativo de estos residuos es incinerada o derivada a lagunas de descarte, contribuyendo a incrementar la polución de suelos y aguas y a la propagación de incendios y plagas, con graves consecuencias para la salud humana y la contaminación atmosférica. Aunque muchos residuos pueden reciclarse bajo las formas de fertilizantes y alimento animal, la implementación de tecnologías de mayor sofisticación permite dar pie a nuevos procesos productivos. Así, el tratamiento de residuos vegetales puede usarse para la obtención de biocombustibles líquidos y de biogás, los que a su vez pueden generar calor o electricidad a nivel local. Lo mismo puede hacerse a partir de materiales ricos en lignocelulosa, tales como cascarillas, pajas, ramajes o residuos madereros, para elaborar biocombustibles sólidos como chips o pellets. Asimismo, la elaboración de biomateriales y biocompositos partiendo de residuos agrícolas y forestales es de gran interés para múltiples sectores industriales.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Valorización química de la biomasa: La separación de pigmentos, esencias, polímeros, proteínas, aminoácidos y metabolitos secundarios a partir de desechos vegetales y animales es una enorme fuente de valorización económica insuficientemente explorada. La extracción de estos productos podría incorporarse en etapas previas a la conversión masiva en fibras o bioenergía, dando lugar a insumos de gran interés para sectores que van desde la industria alimentaria y la química fina hasta las industrias de cosmetología y medicamentos. En muchos casos, los procesos implicados son relativamente fáciles de instalar a pequeña/mediana escala, lo que puede impulsar la creación de empresas especializadas y la formación de nuevas cadenas productivas. En especial, la sustitución de petroderivados por biomateriales degradables tendrá un impacto muy considerable sobre la polución ambiental.

Nuevas técnicas de elaboración de alimentos: Las tendencias hacia la producción de carne sintética y de vegetales en sistemas de crecimiento controlado son dos tendencias que tendrán fuerte repercusión sobre el medio ambiente. En el primer caso, se está avanzando rápidamente hacia la sustitución de la carne bovina mediante la elaboración de sus componentes por procedimientos de fermentación microbiana y/o cultivos celulares (hamburguesa “sintética”). Un proceso similar se anticipa para otras carnes y para la producción de leche. Reportes recientes estiman que la sustitución del ganado bovino y lechero liberará, sólo en Estados Unidos, unos 130 millones de hectáreas para usos de recreación y forestación. En el segundo caso, el cultivo hidropónico de hortalizas y frutales en ambientes automatizados permitirá optimizar los rendimientos por eliminación de estreses bióticos y abióticos e instalar procesos de producción continua en espacios urbanos o periurbanos. En los dos casos citados, el menor empleo de suelos y agua, el ahorro de insumos y la menor utilización de transporte redundarán en efectos notables sobre la biodiversidad y las emisiones de efecto invernadero.

Las tendencias descritas permitirán mitigar futuros impactos ambientales introduciendo alternativas tecnológicas más amigables con el medio ambiente. Sin embargo, como resultado de las actividades agrícolas e industriales, existen suelos y aguas fuertemente contaminados que deben ser remediados ya debido a sus efectos tóxicos sobre la vida humana y de otros organismos. Se dispone con este fin de distintos tipos de tratamiento cuya implementación dependerá de las características de los sitios a descontaminar y de sus respectivas ventajas y desventajas. Los procedimientos físico-químicos tradicionales (excavación, transporte y lavado de suelos; bombeo y tratamiento de aguas), permiten remediar toda clase de contaminantes, pero resultan muy costosos a gran escala

y son disruptivos para el medio ambiente y la biodiversidad. Por su parte, la remediación basada en el uso de microorganismos está restringida a compuestos biodegradables y a superficies pequeñas, y su costo es también elevado debido a las demandas de energía, nutrientes y fuentes de carbono.

Una alternativa a los métodos anteriores son las técnicas de fitorremediación, las cuales utilizan a las plantas y a los microorganismos rizosféricos para descontaminar compuestos orgánicos e inorgánicos con bajos costos de mantenimiento, reducida inversión de energía e impactos mínimos sobre los ecosistemas. Debido a estos atributos, estas técnicas presentan grandes ventajas para el tratamiento in situ de grandes superficies o volúmenes de agua y para la “finalización” de tratamientos en áreas acotadas. En las últimas décadas, las aplicaciones biotecnológicas a los procesos de fitorremediación están abriendo nuevas y promisorias perspectivas en este campo.

ESTRATEGIAS DE FITORREMEDIACIÓN

Los principales contaminantes de tipo inorgánico corresponden a los metales pesados y metaloides (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se y Zn), mientras que los contaminantes orgánicos comprenden un amplio abanico de estructuras químicas. Entre otros, éstos últimos comprenden a hidrocarburos aromáticos policíclicos, hidrocarburos de petróleo, bifenilos policlorados, disolventes clorados, dioxinas, compuestos farmacéuticos, herbicidas, insecticidas, fungicidas, surfactantes y compuestos aromáticos usados para la producción de colorantes y explosivos.

Las distintas modalidades de fitorremediación se basan en mecanismos que están naturalmente presentes en las plantas y en los microorganismos asociados a su rizosfera. Las bases moleculares de estos mecanismos han sido objeto de intensa investigación y han sido detalladamente establecidas en muchos casos. Las plantas han desarrollado adaptaciones que les permiten, dentro de ciertos límites, regular la adquisición de los metales necesarios para su nutrición y limitar los efectos de los metales tóxicos mediante exclusión y/o acumulación en sus órganos subterráneos. Este proceso depende de las características específicas de la planta, de la forma química del metal y de los factores ambientales que inciden sobre su biodisponibilidad. Los mecanismos de tolerancia y detoxificación involucran a transportadores catiónicos y quelantes específicos que permiten el transporte de los metales por vía apoplástica o simplástica y su posterior acumulación a nivel vacuolar o xilemático. Se han caracterizado varios genes de transportadores, fitoquelatinas, metalotionínas y otros compuestos que participan del proceso de quelación. Asimismo, se conocen en detalle los genes involucrados en la síntesis de las hormonas vegetales inducidas en

respuesta al estrés y al daño celular. Un grupo especial de plantas, denominadas “hiperacumuladoras”, son capaces de concentrar altos niveles de metales en sus raíces y de excluirlos de su parte aérea.

La descontaminación de compuestos orgánicos involucra interacciones entre las raíces vegetales y los microorganismos asociados que redundan en el aumento de su biodisponibilidad. Aparte de las enzimas y quelantes que producen las propias plantas, éstas secretan exudados que promueven la síntesis de biosurfactantes y enzimas degradativas en las bacterias y hongos rizosféricos. De esta manera, mientras moléculas como el dicloro difenil tricloroetano, el tricloroetileno y el trinitrotolueno son directamente descompuestos y acumulados en los tejidos vegetales bajo formas inocuas, otros compuestos alifáticos y aromáticos son totalmente degradados y utilizados por los microorganismos como fuentes de carbono. Los mecanismos implicados incluyen una primera etapa de conversión de los contaminantes mediante reacciones de oxido-reducción e hidrólisis que puede ocurrir tanto en las raíces como en la parte aérea de la planta. Los productos generados son luego conjugados a moléculas hidrofílicas (glutatión, aminoácidos, azúcares) para poder ser transportados a la vacuola y a las estructuras de la pared celular o volatilizados a la atmósfera mediante la transpiración. Las familias de enzimas involucradas en estas reacciones (monoxigenasas P450, peroxidasas, carboxilesterasas, metil-transferasas, glutatión-transferasas y S-conjugasas, nitroreductasas y nitrilasas) han sido ampliamente caracterizadas.

Las distintas estrategias de fitorremediación pueden usarse para descontaminar sustratos sólidos (suelos agrícolas y sitios madereros, sitios industriales, residuos militares), líquidos (aguas residuales, drenajes agrícolas, efluentes industriales y mineros) y gaseosos (emanaciones industriales y agrícolas). La elección de una variante u otra depende de la superficie y las características del ambiente a remediar, de la naturaleza del contaminante y de la especie vegetal elegida. En los casos de contaminaciones complejas, es posible implementar más de una estrategia en forma simultánea. Las posibles modalidades de fitorremediación se esquematizan en la Figura 1 y se resumen a continuación.

- ▶ *Fitoextracción*: Se usa principalmente para remediar contaminantes metálicos y tiene por objeto confinar a los mismos en los órganos aéreos de la planta. Generalmente, los contaminantes se concentran por incineración de la biomasa cosechable, lo que también permite recuperar metales valiosos (“fitominería”) y producir energía térmica. Además, dependiendo de la especie utilizada, es posible la extracción previa de metabolitos de interés económico, lo que contribuye a valorizar el proceso.

- ▶ *Fitodegradación/fitotransformación*: las plantas degradan los contaminantes orgánicos por medio de sus propias actividades enzimáticas, generando subproductos no tóxicos o menos tóxicos. Se utiliza preferencialmente para remediar compuestos orgánicos que se movilizan fácilmente en los tejidos vegetales, como herbicidas, trinitrotolueno y tricloroetileno.
- ▶ *Fitoestabilización*: se basa en estabilizar in situ los contaminantes del suelo a fin de prevenir su infiltración a capas más profundas o a napas de agua. Para ello, se los convierte en formas menos biodisponibles promoviendo su sedimentación o adsorción a nivel de las raíces.
- ▶ *Rizofiltración*: consiste en la eliminación de contaminantes mediante el sistema radicular de plantas acuáticas. Las plantas son cultivadas en hidroponía y trasplantadas al ambiente contaminado, en donde adsorben y acumulan metales en sus raíces. El proceso es apropiado para pequeños volúmenes de aguas que contienen compuestos inorgánicos peligrosos como metales o radionucleótidos.
- ▶ *Fitovolatilización/fitotransformación*: mediante este procedimiento, las plantas incorporan el contaminante y lo convierten a formas volátiles que se eliminan a través de la transpiración. Ha sido utilizado para extraer elementos como Se y Hg de barros y suelos, liberándolos a la atmósfera como vapor.
- ▶ *Fitoestimulación/rizodegradación*: se propone estimular la actividad degradativa de los microorganismos que integran la rizosfera de la planta. Se usa preferentemente para remediar contaminantes orgánicos hidrofóbicos como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorinados e hidrocarburos derivados del petróleo.

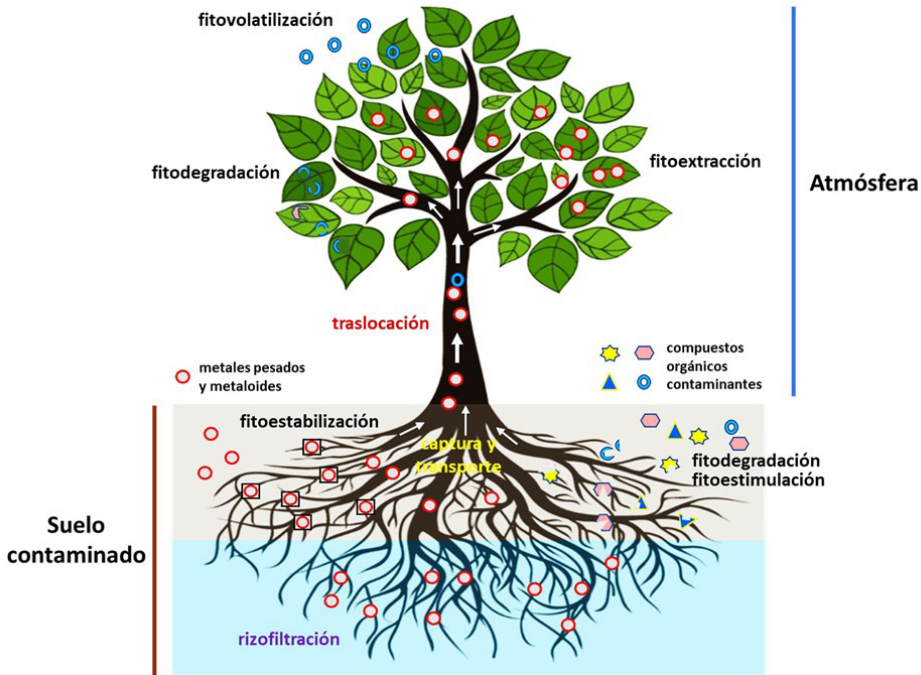


Figura 1. Representación esquemática de los procesos de fitorremediación

La selección de la especie vegetal a utilizar es uno de los aspectos más importantes de un esquema de fitorremediación. Las principales características buscadas son el desarrollo de raíces profundas y ramificadas, alta velocidad de crecimiento y gran volumen de biomasa. La fitoextracción de metales exige especies con altos niveles de traslocación a las partes cosechables y buena capacidad de acumulación en las mismas. Las especies denominadas “hiperacumuladoras” acumulan metales en concentraciones 50-500 superiores a las normales y son buenas candidatas para este fin, pero son en general pequeñas y de crecimiento lento. Las técnicas de fitodegradación y fitoestimulación demandan sistemas radiculares densos y producción de exudados que induzcan el crecimiento y la actividad microbiana. Cada modalidad de fitorremediación requiere plantas con propiedades específicas y, aunque existen numerosas alternativas, se recomienda priorizar el uso de especies que no compitan con la flora autóctona. La Tabla I presenta un listado de las especies más utilizadas en la descontaminación de los principales contaminantes. La Tabla II expone las aplicaciones, mecanismos y principales ventajas de las distintas estrategias.

Las principales variables que deben considerarse al diseñar un sistema de fitorremediación se esquematizan en la Figura 2. La biodisponibilidad del contaminante es un parámetro importante que está estrechamente asociada a su solubilidad y a las características del terreno, las cuales inciden en la disponibilidad de agua. Los compuestos orgánicos muy hidrofóbicos se unen eficazmente a las partículas del suelo, por lo que no se disuelven fácilmente. En la movilización de los metales pesados, inciden también las condiciones de humedad, pH y temperatura del suelo. Para mejorar las restricciones mencionadas puede implementarse métodos de fitorremediación asistida mediante el uso de distintos agregados (acidificantes o quelantes en el caso de los metales; surfactantes en el caso de compuestos orgánicos hidrofóbicos). Otros factores que deben considerarse son la densidad de las plantaciones, la tasa de captación de contaminantes y los costos agronómicos y de mantenimiento. La estimación de estos últimos incluye las tareas de implantación, fertilización, irrigación y control, y las de cosecha, transporte y disposición final de biomasa contaminada.

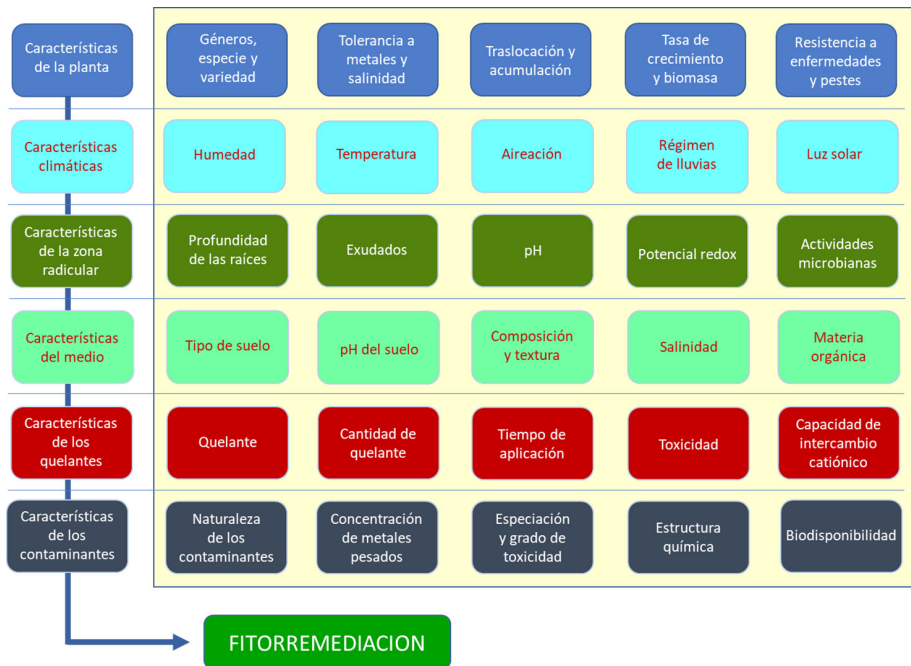


Figura 2. Factores a considerar en un diseño de fitorremediación

La mayoría de los trabajos relacionados con técnicas de fitorremediación fueron efectuados a nivel experimental, mientras que el número de ensayos

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

de campo a gran escala es todavía incipiente. Una limitación evidente de estas técnicas son los tiempos prolongados de implementación, por lo que la información disponible no permite todavía establecer sus costos globales con suficiente precisión. Debido a que estos datos resultan esenciales para realizar decisiones de inversión, es necesario multiplicar estudios de largo plazo para poder corroborar su eficiencia económica en comparación con otros métodos. Un factor determinante para movilizar recursos en esta dirección es combinar las prácticas de fitorremediación con procesos complementarios que permitan mejorar la relación costo/beneficio (por ejemplo, mediante recuperación de metales, producción de biocombustibles y energía, extracción de metabolitos y esencias, etc.). Otra posibilidad para incentivar la adopción de técnicas de fitorremediación es combinarlas con tratamientos mejor conocidos con el fin de diluir los costos asociados a los largos períodos de descontaminación. Sin embargo, por sobre todas estas alternativas, el elemento decisivo para promover el uso de tecnologías innovativas de remediación siempre será la existencia de regulaciones que incorporen el costo ambiental a la ecuación productiva.

Tabla 1. Especies vegetales y contaminantes en procesos de fitorremediación representativos

Espece vegetal	Contaminante	Estrategia de fitorremediación
<i>Betula occidentalis</i> , <i>Brassica nigra</i> , <i>Helianthus annuus</i> , <i>Medicago sativa</i>	Pb	Fitoextracción
<i>Thlaspi caerulescens</i> , <i>Cannabis sativa</i> , <i>Solanum photeinocarpum</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Rorippa globosa</i>	Cd	Fitoextracción
<i>Alyssum markgrafii</i> , <i>Alyssum murale</i> , <i>Thlaspi caerulescens</i>	Ni	Fitoextracción
<i>Cannabis sativa</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Hau-maniastrum katagense</i>	Cu	Fitoextracción
<i>Tagetes minuta</i> , <i>Corrigiola telephifolia</i> , <i>Pteris vittata</i> , <i>Eleocharis acicularis</i>	As	Fitoextracción
<i>Pteris vittata</i> , <i>Achillea millefolium</i> , <i>Marrubium vulgare</i>	Hg	Fitoextracción
<i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Arundo donax</i>	Zn	Fitoextracción
<i>Pteris vittata</i> , <i>Arundo donax</i>	Cr	Fitoextracción
<i>Sorghum halepense</i>	Pb	Fitoestabilización
<i>Noccaea caerulescens</i>	Pb	Rizofiltración
<i>Helianthus annuus</i>	Benzotriazoles	Fitodegradación
<i>Brassica juncea</i> , <i>Cichorium intybus</i>	Dicloro-difenil-tricloroetano	Fitodegradación

<i>Populus spp.</i>	Hexahidro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazina, Tricloroetileno	Fitodegradación
<i>Myriophyllum acuaticum, Helianthus annuus</i>	Trinitrotolueno	Fitodegradación
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Dinitrotolueno	Fitodegradación
<i>Brassica juncea, Raphanus sativus, Azadirachta indica, Beta vulgaris</i>	Fenol	Fitodegradación
<i>Populus spp.</i>	Metiliterbutiléter	Fitovolatilización
<i>Brassica napus, Daucus carota</i>	Clorofenoles	Fitoestimulación
<i>Festuca arundinaceae, Agropyron smithii, Carthamus tinctorius, Helianthus annuus</i>	Hidrocarburos de petróleo	Fitoestimulación

Se conocen unas 400 especies capaces de remediar metales pesados y metaloides por fitoextracción. Entre las especies hiperacumuladoras mejor estudiadas se cuentan *Achillea millefolium*, *Alyssum markgrafii*, *Alyssum murale*, *Berkheya codii*, *Brassica nigra*, *Eleocharis acicularis*, *Haumaniastrum katangense*, *Helianthus annuus*, *Noccaea caerulescens*, *Melastoma malabathricum*, *Pteris vitata* y *Thlaspi caerulescens*.

AGROBIOTECNOLOGÍA Y FITORREMEDIACIÓN

Las técnicas de ingeniería genética abren amplias posibilidades para mejorar la eficacia de los procesos de fitorremediación. Aunque los desarrollos al respecto no alcanzaron todavía la escala de campo, su potencialidad ha sido comprobada a nivel experimental en numerosos casos. Las plantas “hiperacumuladoras” y los microorganismos presentes en suelos contaminados constituyen fuentes preferenciales a fin de aislar genes involucrados en la descontaminación de compuestos tóxicos expresarlos en plantas con mejores características de crecimiento y desarrollo de biomasa. Asimismo, las alteraciones en la expresión de genes que controlan la arquitectura de las raíces permitirían generar plantas transgénicas para fines específicos de rizofiltración y rizodegradación. De manera similar, el uso de raíces transformadas por *Agrobacterium rhizogenes* podría implementarse a gran escala en la rizofiltración de aguas contaminadas. La Tabla III enumera casos de plantas obtenidas por ingeniería genética, así como los contaminantes y sistemas de fitorremediación empleados.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tabla 2. Principales características de los procesos de fitorremediación

Proceso de fitorremediación	Contaminantes	Aplicaciones	Mecanismos	Beneficios
Fitoextracción	Pb, Cd, Zn, Ni, Cu, radionucleótidos, pentaclorofenol, compuestos alifáticos de cadena corta	Suelos o sitios contaminados, cursos de agua, aguas residuales	Absorción de contaminantes metálicos por las raíces y acumulación en los órganos aéreos cosechables de la planta	Crecimiento rápido de la biomasa, reducción de la erosión del suelo y variedad de aplicaciones con buena relación costo/beneficio
Fitodegradación/ Fitotransformación	DDT, PHAs, bisfenol A, compuestos organofosforados	Suelos contaminados, sedimentos, barros, aguas subterráneas y superficiales, aguas residuales	Conversión de contaminantes orgánicos en compuestos menos tóxicos mediante enzimas secretadas por la planta	Biodegradación de contaminantes recalcitrantes varios en la rizosfera
Fitoestabilización	Pb, Cd, Zn, As, Cu, Cr, Se, U, pentaclorofenol, furano, PAHs, PCBs, dioxina, DDT, dieldrin	Suelos contaminados, sedimentos, barros,	Inmovilización de contaminantes metálicos por absorción/adsorción a las raíces, precipitación, quelación o reducción	Estabilización eficiente de contaminantes con baja degradación de suelos o disposición de biomasa. Aplicable en áreas mineras
Rizofiltración	Pb, Cd, Zn, Ni, Cu, radionucleótidos, compuestos orgánicos hidrofóbicos	Aguas contaminadas, aguas residuales	Concentración y precipitación en las raíces de contaminantes metálicos de medios acuáticos	Limpieza de aguas superficiales contaminadas efluentes industriales y escurrimientos agrícolas
Fitovolatilización/ Fitotransformación	Hg, Se, solventes clorinados (tetracloruro de carbono, tricloroetileno, cloruro de metilo, etc.)	Suelos contaminados, sedimentos, barros, aguas residuales	Absorción de contaminantes metálicos por las raíces, transformación en compuestos menos tóxicos y eliminación por transpiración/volatilización	Limpieza de ambientes contaminados sin cosecha ni disposición de la biomasa
Fitoestimulación/ Rizodegradación	Atrazina, restos de explosivos, PCBs, PHAs, TCE, hidrocarburos de petróleo, combustible diésel	Suelos contaminados, sedimentos, barros, aguas subterráneas, aguas residuales	Degradación/conversión de contaminantes orgánicos en compuestos menos tóxicos mediante enzimas de los microorganismos presentes en la rizosfera	Incremento de la degradación de contaminantes por microorganismos rizosféricos Utilización de productos por microorganismos del suelo

Como en el caso de las plantas, varios microorganismos rizosféricos fueron también transformados con transgenes que codifican enzimas degradativas o proteínas quelantes de distintos orígenes. La Tabla IV enumera ejemplos de bacterias transformadas y describe los resultados obtenidos en ensayos de laboratorio. Debe remarcar que, tanto en el caso de plantas como microorganismos genéticamente modificados, no se han autorizado aún liberaciones comerciales al ambiente. Para que ello ocurra, deberán cumplimentarse las normativas de bioseguridad establecidas para los organismos transgénicos efectuando las evaluaciones de riesgo correspondientes en cada caso particular.

Más allá de los avances comentados, es necesario seguir promoviendo la investigación sobre los mecanismos implicados en la degradación, traslocación y acumulación de metales y compuestos tóxicos. Asimismo, si bien las interacciones entre plantas y microorganismos son cada vez mejor comprendidas, aun se requiere indagar más sobre muchos aspectos que rigen la biodisponibilidad de los compuestos contaminantes. Como se señaló al inicio, la multiplicidad de herramientas genético-moleculares hoy disponibles permitirá acelerar el estudio de nuevas especies vegetales que permitan mejorar la eficacia de los sistemas de fitorremediación.

Tabla 3. Fitorremediación de contaminantes orgánicos e inorgánicos mediante plantas transgénicas.

Transgén	Origen del transgén	Especie transformada	Efecto observado
CYP76B1	<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Nicotiana tabacum</i> <i>Arabidopsis thaliana</i>	Tolerancia a herbicidas
ECS y GS	<i>Brassica juncea</i>	<i>Brassica juncea</i>	Tolerancia a atrazina, 1-cloro-2,4-dinitro-benceno, fenantreno y metolaclor
cvL3	<i>Coriolus versicolor</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Degradación de bisfenol A y pentaclorofenol
Mn-P	<i>Coriolus versicolor</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Degradación de pentaclorofenol
OPR1, OPR2 y OPR3	<i>Lycopersicon esculentum</i>	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Degradación de trinitrotolueno
Dh1A y Dh1B	<i>Xhantobacter autotrophicus GJ10</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Degradación de 1,2-dicloroetano

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Nfs1	<i>Enterobacter cloacae</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Degradación de trinitrotolueno
CYP2E1 y GST	<i>Homo sapiens</i>	<i>Medicago sativa</i>	Tolerancia y acumulación de Hg y tricloretileno
OsMT-3a	<i>Oryza sativa</i>	<i>Oryza sativa</i>	Tolerancia a Cd
VsCCoAMT	<i>Vicia sativa</i>	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Tolerancia y acumulación de Cd
AtACR2	<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Incremento de tolerancia a As
SaHMA3	<i>Sedum alfredii</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Tolerancia y acumulación de Cd
StGCS-GS	<i>Streptococcus thermophilus</i>	<i>Beta vulgaris</i>	Tolerancia y acumulación de Cd, Zn y Cu con mayor crecimiento de la planta
SaMT2	<i>Sedum alfredii</i>	<i>Saccharomyces cerevisiae</i> / <i>Nicotiana tabacum</i>	Tolerancia y acumulación de Cd
MerE	<i>Escherichia coli</i> XL1-Blue	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Tolerancia y acumulación de metil-mercurio y Hg ²⁺
ScYCF1	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Populus alba</i> , <i>P. tremula</i> y clon BH1 de álamo	Acumulación de Cd en partes aéreas. Acumulación de Cd, Zn y Pb en raíces
EhMT1	<i>Elsholtzia haichowensis</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Tolerancia y acumulación de Cd
ScYCF1	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Brassica juncea</i>	Tolerancia y acumulación de Cd y Pb
tcu1	<i>Neurospora crassa</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Tolerancia y acumulación de Cu
tzn1	<i>Neurospora crassa</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Tolerancia y acumulación de Zn
PsMTA1	<i>Pisum sativum</i>	<i>Populus alba</i>	Tolerancia a Cu y a estrés oxidativo

<i>merP</i>	<i>Bacillus megaterium</i>	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Tolerancia y acumulación de Hg ²⁺
GSH1	<i>Sacaromyces cerevisiae</i>	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Tolerancia y acumulación de Cd y As
GSH1 y AsPCS1	<i>Sacaromyces cerevisiae</i> y <i>Allium sativum</i>	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Acumulación de Cd y As. Incremento de longitud de las raíces en medio suplementado con Cd y As
AtPsc1	<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Brassica juncea</i>	Incremento de longitud de las raíces en medio suplementado con Cd y As
CUP1	<i>Sacaromyces cerevisiae</i>	<i>Nicotiana tabacum</i> , <i>Brassica juncea</i>	Alta eficiencia de extracción de Cu
SAT	<i>Thlaspi goensingense</i>	<i>Arabidopsis thaliana</i>	Tolerancia a Ni
TaPCS1	<i>Triticum aestivum</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Tolerancia a Cr y Cd
APS	<i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Brassica juncea</i>	Acumulación de Se
NtCBP4	<i>Nicotiana tabacum</i>	<i>Nicotiana tabacum</i>	Tolerancia a Pb

Proteínas codificadas por los transgenes mencionados en la tabla: *CYP76B1*: citocromo P450 de *H. tuberosum*; *ECS*: γ -glutaminil cisteína sintasa de *B. juncea*; GS: glutatión sintasa de *B. juncea*; *cvL3*: lacasa III de *C. versicolor*; *MnP*: manganeso peroxidasa de *C. versicolor*; *OPR1*, *OPR2*, *OPR3*: oxofitodienoato reductasas de *L. esculentum*; *Dh1A*: dehalogenasa de *X. autotrophicus*; *Dh1B*: haloácido dehalogenasa de *X. autotrophicus*; *nfs1*: nitroreductasa de *E. cloacae*; *CYP2E1*: citocromo P450 2E1 de *H. sapiens*; *GST*: glutatión S-transferasa de *H. sapiens*; *OsMT-3a*: metalotioneína de *O. sativa*; *VsCCoAMT*: cafeil-CoA O-metiltransferasa de *V. sativa*; *AtACR2*: arsénico reductasa 2 de *A. thaliana*; *SaHMA3*: TPasa tipo P 1B de *S. alfredii*; *StGCS-GS*: γ -glutamil cisteína sintasa-glutatión sintasa de *S. thermophilus*; *SaMT2*: metalotioneína de *S. alfredii*; *MerE*: transportador de Hg bacteriano de amplio espectro; *ScYCF1*: factor de cadmio 1 de *S. cerevisiae*; *EhMT1*: metalotioneína de *E. haichowensis*; *tcu1*: transportador de Cu de *N. crassa*; *ztn1*: transportador de Zn de *N. crassa*; *PsMTA1*: metalotioneína 2 de unión a Cu, Zn y Cd de *P. sativum*; *merP*: proteína de unión a Hg²⁺ de *B. megaterium*; *GHS1*: glutatión sintasas de *S. cerevisiae*; *AsPCS1*: fitoquelatina sintasa de *A. sativum*; *AtPCS1*: fitoquelatina sintetasa de *A. thaliana*; *CUP1*: metalotioneína 1-1 de *S. cerevisiae*; *SAT*: serina acetil transferasa de *T. goensingense*; *TaPCS1*: fitoquelatina sintasa de *T. aestivum*; *APS*: ATP sulfurilasa de *A. thaliana*; *NtCBP4*: proteína de unión a calmodulina de *N. tabacum*.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tabla 4. Procesos de fitorremediación con bacterias genéticamente modificadas

Especie bacteriana modificada	Transgén	Planta hospedante	Contaminante remediado	Efectos observados
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	MT	<i>Pisum sativum</i>	Cd	Producción de sideróforo, de IAA y solubilización de P
<i>Pseudomonas putida</i> KT2440	PCS	<i>Triticum aestivum</i>	Cd, Hg, Ag	Producción de fitoquelatinas
<i>Burkholderia</i> spp. y <i>Pseudomonas</i> sp. HU002	pTOM-TCE	<i>Salix schwerinii</i> x <i>S. viminalis</i>	Cd, tolueno	Fitorremediación de contaminaciones mixtas Cd-tolueno
<i>Meshorhizobium huakuii</i> subsp. rengei strain B3	AtIRT1	<i>Astragalus sinicus</i>	Cd, Cu, Zn, As	Producción de metalotioneínas y fitoquelatinas
<i>Meshorhizobium huakuii</i> subsp. rengei strain B3	MTL4 y AtPCS	<i>Astragalus sinicus</i>	Cd	Producción de metalotioneínas y fitoquelatinas
<i>Pseudomonas putida</i> 06909	EC20	<i>Helianthus annuus</i>	Cd	Producción de péptido de unión a metal
<i>Meshorhizobium huakuii</i> subsp. rengei strain B3	AtPCS	<i>Astragalus sinicus</i>	Cd	Producción de metalotioneínas
<i>Meshorhizobium huakuii</i> subsp. rengei strain B3	MTL4	<i>Astragalus sinicus</i>	Cd	Producción de fitoquelatinas
<i>Enterobacter cloacae</i> CAL2	EC 4.1.99.4	<i>Brassica napus</i>	As	Producción de IAA, ACC deaminasa y sideróforos

Proteínas codificadas por los genes mencionados en la tabla: MT: metalotioneína de *M. musculus*; PCS: fitoquelatina sintasa de *S. pombe*; pTOM-TCE: plásmido que expresa tolueno-orto-monooxigenasa de *B. vietnamiensis*; AtIRT1: transportador regulado por hierro 1 de *A. thaliana*; MTL4: metalotioneína de *H. sapiens*; AtPCS: fitoquelatina sintasa de *A. thaliana*; EC20: fitoquelatina sintética EC20; PCSAT: fitoquelatina sintasa de *A. thaliana*; EC 4.1.99.4: 1-aminociclopropano-1-carboxilato deaminasa de *E. cloacae* EW4.

BIOECONOMÍA Y SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL

La humanidad atraviesa una etapa de transición tecno-productiva que marca el fin del modelo industrial del siglo XX y anticipa el ingreso a la economía del conocimiento. Los principales impulsores que convergen en este proceso son las tecnologías de información y comunicación, la inteligencia artificial,

la biotecnología, la nanotecnología y los nuevos materiales. Esta conjunción de instrumentos se apoya en la adquisición continua de nuevos conocimientos científicos y genera una retroalimentación mutua de carácter exponencial. Ello no sólo se refleja en numerosas aplicaciones productivas, sino también en su impacto sobre la organización del trabajo, las modalidades educativas, las formas de comunicación social y los modos de gobernanza. Aunque este proceso se torna cada día más evidente, el dominio de las nuevas tecnologías no constituye de por sí una condición suficiente para resolver los formidables desafíos que se plantean en el futuro. Las respuestas a la desigualdad social y al cambio climático exigen cambios socioeconómicos fundados en una nueva manera de concebir la relación entre la sociedad, la producción y la naturaleza, y requieren consensos y participación activa. No sólo será necesario producir más, sino también en forma diferente y más equitativa.

Las circunstancias actuales han dado nuevo impulso al concepto de bioeconomía, propuesto inicialmente a fines de los años 60 y sucesivamente reelaborado hasta el presente. El núcleo conceptual de este paradigma reside en la propuesta de procesar integralmente la biomasa en alimentos, biomateriales y bioenergía en un marco sostenible. Se propone concretar este objetivo en polos industriales autosustentables (“biorrefinerías”) que transformen a la biomasa a través de cascadas de valor y de esquemas de economía circular, aunando así mayor eficiencia productiva con beneficios ambientales tangibles. A su vez, la industrialización local a partir de biorrefinerías tendría impacto directo en la creación de puestos de trabajo, contribuyendo al arraigo territorial, la redistribución del ingreso y el desarrollo social. Dada la creciente preocupación pública en relación al deterioro ambiental, el reciclaje de desechos agroindustriales y urbanos y la incorporación de estándares estrictos de producción limpia añaden focos de interés adicionales al desarrollo de este modelo. La noción de bioeconomía cobró relieve internacional a partir de su conexión con la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas y, con distintos formatos, ha sido ya incorporada a programas nacionales en más de 50 países.

Debido al peso de los recursos biológicos en la economía nacional, la adopción de un esquema bioeconómico como modelo sostenible de industrialización es particularmente atractiva para Argentina. Las acciones promocionales en esta dirección deberían priorizar las problemáticas regionales, asegurando la intervención de todos los actores involucrados y contribuyendo al fortalecimiento de los sistemas locales de innovación. Aunque la incorporación de nuevas tecnologías a actividades agroindustriales consolidadas jugará un rol central en este camino, la magnitud de los residuos de todo tipo disponibles en el país es tal que su valorización podría generar un sector económico totalmente nuevo. En este contexto, la instalación de normativas adecuadas de

preservación ambiental debería ser un eje esencial de las políticas públicas en todos los niveles de gobierno.

Entre las alternativas posibles para mitigar la polución de áreas contaminadas, las técnicas de fitorremediación ocupan un lugar sobresaliente por su bajo costo económico y mínimo impacto ambiental. Si bien en Argentina los desarrollos al respecto son relativamente escasos, la experiencia nacional reunida a partir de la introducción de la biotecnología agrícola aporta una base sólida para promover actividades económicas en esta área. Del mismo modo, las investigaciones sobre remediación ambiental desarrolladas en universidades e instituciones nacionales exhiben ya un desarrollo considerable y permitieron consolidar una importante base de recursos humanos en la materia.

Como todo problema de abordaje complejo, una visión sostenible del desarrollo económico requiere esfuerzos multidisciplinarios y transdisciplinarios consistentes. En los aspectos específicos vinculados a la sostenibilidad ambiental, la participación de equipos que incluyan a ecólogos, sanitaristas, biólogos, químicos, ingenieros, urbanistas, sociólogos y economistas constituye una condición básica para el logro de resultados exitosos. Sin embargo, por tratarse de un tema que afecta a toda la comunidad, además del conocimiento formal, es necesario incorporar los saberes prácticos de los actores sociales directamente involucrados. La experiencia muestra que el intercambio entre protagonistas de distinta proveniencia y formación no sólo es fuente de inspiración para nuevas innovaciones sino también condición imprescindible para establecer consensos de largo plazo.

BIBLIOGRAFÍA

- Arias, J. (Ed.) Perspectivas del desarrollo rural y de la agricultura en las Américas: una mirada hacia América Latina y el Caribe. 2019-2020. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, 2019.
- Belhaj, Khaoula, et al. "Editing plant genomes with CRISPR/Cas9." *Current opinion in biotechnology* 32 (2015): 76-84.
- DalCorso, Giovanni, et al. "Heavy metal pollutions: state of the art and innovation in phytoremediation." *International journal of molecular sciences* 20.14 (2019): 3412.
- Delgadillo-López, Angélica Evelin, et al. "Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación." *Tropical and subtropical agroecosystems* 14.2 (2011): 597-612.

- DiPaola, M.M. y Vicien, C. Biorremediación: vinculaciones entre investigación, desarrollo y legislación. CEUR-CONICET. Documento de Trabajo, 2010.
- Lusser, Maria, et al. “Deployment of new biotechnologies in plant breeding.” *Nature biotechnology* 30.3 (2012): 231-239.
- Rodríguez, A.G., Rodríguez, M., Sotomayor, O. Hacia una bioeconomía sostenible en América Latina y el Caribe. Elementos para una visión regional. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), 2019.
- Saxena, Gaurav, et al. “Phytoremediation of heavy metal-contaminated sites: eco-environmental concerns, field studies, sustainability issues, and future prospects.” *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 249* (2019): 71-131.
- Segretin M.E., Bey P. y Mentaberry A. En: Biotecnología y mejoramiento vegetal II. Levitus. G. et al. (Eds.), pp. 545-557. Instituto Nacional de Tecnología Alimentaria, 2010.
- Yaqoob, A., Faiz ul Hassan, N., Sumreen, A., Munawarm N., Azhar Zia, M., Choudhary, M.S. and Ashraf, M. Current scenario of phytoremediation: progresses and limitations. *International Journal of Biosciences*, 14:191-206, 2019.
- Yan, An, et al. “Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land.” *Frontiers in Plant Science* 11 (2020).

PARTE A

Características de la Cuenca Matanza Riachuelo: aspectos geográficos, sociales, ambientales, económicos y políticos

ACUMAR

Una cuenca hidrográfica es un área en la cual el agua proveniente de las lluvias se escurre a través del terreno y se reúne en un mismo río, lago o mar. Entender el flujo del agua es fundamental para comprender las problemáticas asociadas a su cantidad y calidad.

En el caso de la Cuenca Matanza Riachuelo (CMR), el agua de las precipitaciones forma arroyos que confluyen en un curso principal llamado Matanza, en sus orígenes, y Riachuelo, en su tramo final. Este curso principal recorre 64 km en sentido sudoeste-noreste hasta llegar a su desembocadura y descargar sus aguas en el Río de la Plata.

El Matanza Riachuelo es un río de llanura con escasa pendiente. La CMR limita, al norte, con la cuenca del río Reconquista y, al sur, con el sistema Samborombón-Salado. Abarca una superficie aproximada de 2047 km² y está localizada al noreste de la Provincia de Buenos Aires.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Entre sus principales tributarios se destacan los arroyos Morales, Cañuelas, Aguirre y Ortega. El más importante en el territorio de la Ciudad de Buenos Aires es el arroyo Cildáñez, en la zona de Mataderos y Lugano, que se encuentra rectificadas y parcialmente entubadas.

La naciente del Matanza es la confluencia de los arroyos Castro y de los Pozos, en el partido bonaerense de Cañuelas. Aguas abajo del puente de la Noria, donde cambia el nombre de Matanza por el de Riachuelo, se encuentra el límite entre la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y los partidos provinciales de Lomas de Zamora, Lanús y Avellaneda. El desnivel verificado entre su naciente y su desembocadura en el Plata alcanza los 35 metros.

La sinuosidad del recorrido del río Matanza Riachuelo, propia de un río de llanura causada por la baja pendiente, en especial en la planicie aluvial que bordea el Riachuelo, fue el origen de recurrentes y extensos anegamientos y ha dado lugar a la formación de numerosas lagunas, bañados y meandros¹ abandonados².

Las características de la CMR dan cuenta de un territorio sumamente complejo, que requiere para su abordaje ambiental de un ejercicio permanente de integración de distintos enfoques ya que sus aspectos técnicos (como el grado de contaminación de sus aguas y suelos) no pueden desligarse de dimensiones sociales (por ejemplo, el rol que la Cuenca ha desempeñado a lo largo de la historia de Argentina).

Recorrer la historia del Matanza Riachuelo es recorrer la historia de nuestro país. Cada modelo político y económico adoptado imprimió marcas sobre el río que aún hoy se mantienen presentes. Con el tiempo, la zona se convertiría en un importante centro de producción, lo que trajo aparejado un paulatino deterioro ambiental que se prolonga hasta el día de hoy.

En este artículo, se presentarán las principales características de la Cuenca Matanza Riachuelo, considerando sus aspectos geográficos, sociales, ambientales, económicos y políticos. Asimismo, se comentará brevemente acerca de su historia. Y, por último, se expondrán las acciones y los lineamientos de trabajo de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), organismo que lleva adelante el Plan Integral de Saneamiento Ambiental (PISA) para el territorio.

1 Un meandro es una curva descrita por el curso de un río, cuya sinuosidad es pronunciada. Se forman con mayor facilidad en los ríos de las llanuras aluviales con pendiente muy escasa.

2 En el tramo inferior, en la actualidad, solo quedan la Laguna Soldati y una ubicada dentro del Autódromo de Buenos Aires, parcialmente modificadas, como evidencia de esa morfología.

CARACTERÍSTICAS DE LA CUENCA MATANZA RIACHUELO³

La Cuenca Matanza Riachuelo abarca parte de catorce municipios de la Provincia de Buenos Aires: Lanús, Avellaneda, Lomas de Zamora, Esteban Echeverría, La Matanza, Ezeiza, Cañuelas, Almirante Brown, Morón, Merlo, Marcos Paz, Presidente Perón, San Vicente y General Las Heras. Y atraviesa toda la Comuna 8 y parcialmente las Comunas 1, 3, 4, 5, 6, 7, 9 y 10, de la Ciudad de Buenos Aires (Ver Resolución ACUMAR 1113/13).

Dentro de la Cuenca se pueden distinguir tres áreas: Cuenca Alta, Cuenca Media y Cuenca Baja. Esta división se debe a razones geográficas, económicas, políticas, sociales y a las diversas problemáticas que atraviesan las regiones.

La Cuenca Matanza Riachuelo forma parte de la ecorregión Pampa y Campos de Malezales (conocida habitualmente como la Llanura Pampeana), cuyo ambiente característico es el Pastizal Pampeano, en donde predomina la vegetación de estepa de gramíneas (pastos), en zonas costeras los bosques ribereños, los bosques en galería o matorral ribereño, y en pequeñas fracciones parches de formaciones leñosas (bosques).

Entre los árboles se destacan el chañar, el tala, el ceibo y el sauce criollo, mientras que, en la zona de bañados, las márgenes de los cursos de agua y otros terrenos bajos inundables, se desarrollan comunidades vegetales de especies asociadas a ambientes acuáticos, como los cortadales, totorales, juncales y camalotales.

En la actualidad, existen pocos mamíferos nativos, pues han sido desplazados como resultado de la profunda transformación de sus ambientes naturales. A pesar de ello, pueden encontrarse coipos, tortugas, distintas especies de anfibios y moluscos, lagartos y culebras, además de aves como garzas blancas, biguás, taguatos, horneros, calandrias, benteveos, picaflores, chimangos, caranchos, jilgueros y lechuzas de campanario, cuya abundancia y diversidad es mayor en zonas no urbanizadas.

Con respecto a la fauna ictícola, existen pejerreyes, mojarras, dientudos, tarariras, palometas, bogas y viejas de agua. Sin embargo, éstos han desaparecido en buen número del curso principal debido en parte a la ausencia de oxígeno disuelto en el agua y a la presencia de contaminantes, sobreviviendo sólo aquellos con mayor tolerancia como sábalo, bagres y chanchitas.

Si bien la región es un sistema altamente impactado por las diversas actividades generadas por el ser humano en el marco del proceso de desarrollo económico y social, mantiene aún componentes biológicos propios del ecosistema originario de la Cuenca.

3 Los contenidos de este apartado se encuentran disponibles en: <https://www.acumar.gob.ar/caracteristicas-cuenca-matanza-riachuelo/>

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Estos ambientes cumplen diversas funciones de relevancia. En el caso de los humedales, son refugio para una gran diversidad biológica y participan en el reciclado de los nutrientes. También cumplen un rol clave en el ciclo hidrológico de la Cuenca, contribuyendo a la regulación del flujo de agua superficial, mitigando las crecidas y el impacto de las tormentas, y posibilitando la recarga de las aguas subterráneas.

Asimismo, ACUMAR ha identificado como Áreas de Protección Ambiental (APA) a aquellas zonas que se consideran prioritarias para tomar acciones concretas de conservación y gestión, incluyéndose en esta categoría tanto a aquellas áreas que revisten valor ecológico, hídrico, arqueológico, paleontológico, como a aquellos espacios verdes que son utilizados como lugares de esparcimiento y recreación de las vecinas y los vecinos de la Cuenca. A todas estas áreas se las considera de interés para su conservación, independientemente del régimen normativo o la jurisdicción de la cual dependen.

En relación a las actividades productivas que se desarrollan en la Cuenca, se destacan la agropecuaria, fundamentalmente en la Cuenca Alta, y la actividad industrial. Las industrias radicadas en la región son de distinto tipo, pero por su impacto ambiental tienen mayor relevancia las del sector químico y petroquímico, las industrias alimenticias, curtiembres, frigoríficos, galvanoplastias y metalúrgicas. Se trata de la zona más urbanizada e industrializada del país.

Respecto a las características demográficas, viven aproximadamente 5.800.000 millones de personas. Esto representa el 15% de la población de la República Argentina y da cuenta de una alta densidad poblacional en una pequeña parte del territorio nacional, lo cual significa un severo impacto sobre el ambiente. Según el Mapa de Riesgo Sanitario (MaRSA)⁴ generado por ACUMAR, casi el 11% de sus habitantes están en situación de alta vulnerabilidad.

El río Matanza Riachuelo es uno de los casos emblemáticos de contaminación hídrica de la Argentina. La fisonomía ambiental original del río resultó completamente alterada por el desordenado proceso de ocupación de su cuenca, en la que se distinguen tres zonas de características diferentes.

La Cuenca Baja, coincidente con el Riachuelo, altamente urbanizada, abarca desde la desembocadura en el río de La Plata hasta el puente de la No-ria; la Cuenca Media, periurbana o en vías de urbanización, va desde dicho

⁴ El Mapa de Riesgo Sanitario (MaRSA) es una herramienta necesaria para el diseño de políticas en materia de salud ambiental en las distintas jurisdicciones de la Cuenca, dado que permite conocer la distribución de los determinantes de salud de la población más vulnerable expuesta a amenazas ambientales y vincular variables sociosanitarias con variables ambientales, lo cual permite realizar las acciones necesarias para mejorar la situación sociosanitaria ambiental de los barrios. De esta forma, los beneficiarios de este proyecto son las personas que habitan las zonas más vulnerables de la Cuenca, principalmente la población infantil.

puente hasta las confluencias de los arroyos Chacón y Cañuelas; y la Cuenca Alta, rural, se extiende desde esas confluencias hasta el nacimiento del río en la subcuenca Rodríguez. En la extensión entre las nacientes del río y el km 25, medido desde la desembocadura, el curso fue artificialmente rectificado, pues atravesaba una zona de bañados.

Aguas arriba, los principales contaminantes provienen de la producción animal en corrales o galpones, de plantas elaboradoras de productos lácteos y de la agricultura, de algunas industrias -principalmente frigoríficos y curtiembres-. Algunos de éstos vuelcan al río, generalmente sin tratar, los efluentes de sus procesos productivos.

Aguas abajo del km 25, también llegan al río efluentes industriales sin tratar y efluentes cloacales, como así también los desagües pluviales y otras fuentes difusas. Asimismo, los residuos y los basurales a cielo abierto forman parte del entorno.

Los contaminantes más relevantes del Matanza Riachuelo son el exceso de materia orgánica en todo el recorrido de la Cuenca y metales pesados en la zona de Cuenca Media, principalmente sobre el Arroyo Millán, y Cuenca Baja, en donde se desarrollan actividades industriales relacionadas con estos elementos contaminantes.

La contaminación por materia orgánica que encontramos en el curso de agua de la Cuenca tiene una estrecha relación con el desarrollo de las actividades humanas. En la Cuenca Alta, proviene de los efluentes cloacales sin tratamiento y de los establecimientos agropecuarios intensivos como *feedlots*, tambos y granjas de pollos.

En la zona periurbana, la gestión de los residuos domiciliarios, que aún hoy es deficiente, fundamentalmente en los barrios populares, como así también la falta de servicio cloacal, se han convertido en los principales factores contaminantes del río. Por otro lado, algunas industrias con materia orgánica sin tratamiento en sus efluentes se suman a este tipo de contaminación. La lenta velocidad del río en esa zona, aguas arriba de la rectificación, permite el depósito y la acumulación de materia orgánica en los sedimentos del fondo.

En los municipios del conurbano bonaerense, particularmente en la Cuenca Baja del Reconquista y en el Riachuelo, la regulación de los usos del suelo no fue acabadamente cumplida y tampoco fue acompañada por la inversión en infraestructura pública. Los sitios en los que estos déficits son mayores son donde se encuentra la población más vulnerable.

En materia residencial, la ocupación de nuevas áreas siguió principalmente dos patrones: por un lado, las operaciones mercantiles destinadas a grupos

con mayor o menor capacidad adquisitiva, sobre todo los que tienen ingresos medios y altos; por el otro, la población que no puede acceder al mercado de tierras formal ocupa áreas de escaso valor económico que, entre otras, suelen ser las inundables, basurales a cielo abierto o suelos contaminados.

En este punto vale recordar que las condiciones en que se desarrolló el mercado laboral en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) desde los años 80 no impidieron que las corrientes migratorias siguieran aportando contingentes de población en busca de mejores condiciones de trabajo desde el interior del país y desde países limítrofes. Se produjo así una masiva ocupación, de los últimos terrenos disponibles, por parte de trabajadores no calificados y con bajo o ningún nivel de instrucción, lo que hizo aún más difícil su inserción en el mercado de trabajo.

Las construcciones precarias que levantaron están emplazadas generalmente en las áreas inundables de la Cuenca y, a menudo, sobre los basurales, donde han podido iniciar una actividad laboral, como la recolección informal de residuos, en condiciones miserables y de gran riesgo para la salud del núcleo familiar.

HISTORIA DE LA CUENCA MATANZA RIACHUELO

En 1580, cuando se fundó Buenos Aires, el Riachuelo era un río de llanura, de poca pendiente. Sus aguas bajaban lentamente y solían desbordarse. Hasta finales del siglo XVIII, el Riachuelo llegaba hasta los bordes de la ciudad, luego su relieve se curvaba y seguía su recorrido hacia el Norte, surcando zonas bajas para desagotar, finalmente, en el Río de la Plata, a la altura de lo que hoy es el barrio de San Telmo.

La boca del río se abrió por su misma fuerza y por el arrastre de tierra y sedimentos que fueron acumulándose durante siglos hasta rellenarlo y obligarlo a cambiar de rumbo. Como sea, las zonas aledañas al Riachuelo, alejadas del centro, siguieron siendo durante mucho tiempo una parte olvidada. Casi deshabitadas, sus orillas estaban apenas conectadas con el casco urbano a través de caminos pantanosos que muy pocos recorrían.

Con el tiempo, sin embargo, la zona se convertiría en un importante centro de producción, y traería consigo todos los debates que la acompañan hasta el día de hoy: la delicada pregunta acerca de cómo conciliar las grandes cantidades de desechos, líquidos y basura generados por sus actividades, con la presencia de un río que las iría padeciendo cada vez más.

En 1810 llega a su fin el orden colonial. Tras la Revolución de Mayo también desaparece la economía dedicada a la exportación de metales preciosos provenientes del Alto Perú. La carne y los cueros de vaca, obtenidos casi sin

esfuerzo de los vastos pastizales de la pampa, permitieron a los grandes terratenientes establecer negocios provechosos con otros países.

En el Riachuelo se asentaron muchos de los saladeros en los que las vacas eran faenadas y su carne procesada para permitir su traslado en barco. A mediados del siglo XIX, en algunos de ellos llegaron a trabajar hasta trescientas personas, que vivían por temporadas en ranchos instalados en las cercanías.

Ya en 1822 se tomaron las primeras medidas para contener los efectos de estas actividades: un decreto ordenó llevar los saladeros lejos del casco urbano. En los años siguientes, continuaron los intentos de limitar las actividades insalubres, mediante disposiciones municipales que no dejaban de ser ignoradas por los dueños de las empresas, en una tensión que se mantendría hasta hoy.

Las medidas incluían desde la prohibición de volcar los desechos de los saladeros en el río, hasta la obligación de usar cerdos que se alimentaran de ellos. Muchos testimonios hablan de la inquietud de los vecinos por el color rojizo que adquiría el Riachuelo, y el malestar generado por su olor que, en los días de viento, llegaba hasta la ciudad. En verano, no era raro que surgieran temores por posibles brotes de fiebre o pestes.

Pero el paisaje del sur de la Ciudad también fue un símbolo de progreso, con sus galpones, sus chimeneas humeantes y sus orillas recorridas por inmigrantes y marinos de países lejanos. En 1857 Domingo Faustino Sarmiento podía comparar las márgenes del Riachuelo con las de Birmingham, la cuna de la revolución industrial.

El Riachuelo del siglo XIX oscilaba entre denuncias de contaminación y miradas esperanzadas por su futuro industrial. Las epidemias de fiebre amarilla, en 1868 y 1871, reavivaron los debates. Muchos médicos y periodistas las asociaron con los saladeros y mataderos, y la Legislatura provincial acabó por prohibir su instalación en la ciudad y las inmediaciones del río.

Sin embargo, muchas otras actividades asociadas a la matanza de animales siguieron vigentes, y los controles estuvieron lejos de abarcar a todas las empresas. Los métodos para tratar la carne y el cuero fueron mejorándose, pero los saladeros y mataderos siguieron siendo zonas fronterizas, donde convivían escenas de la vida urbana con resabios del campo, entre corrales de animales y peones a caballo, dedicados a arriarlos.

Sobre todo, siguieron siendo una fuente de contaminación, con sus descargas de materiales diversos que iban a descomponerse sobre las aguas cada vez más saturadas del río. En los años siguientes, los saladeros empezaban a quedar obsoletos y serían reemplazados por las nuevas plantas frigoríficas que impulsarían la enorme expansión de la producción de carne argentina en el siglo XX.

El Riachuelo, donde también se instalarían estos grandes centros, seguiría sobrellevando el peso de albergar una zona tan dinámica como la de la ciudad y

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

el conurbano. En ese punto de ingreso y salida de los barcos, las oleadas de inmigrantes, los talleres y fábricas acabaron por definir un paisaje por momentos deteriorado, pero también cargado de marcas de prosperidad y visiones de futuro.

El río siguió siendo una vía de transporte. Enfriada o congelada, la carne de los frigoríficos podía enviarse en barco a Europa sin perder su calidad. En sus orillas, desde la Isla Maciel hasta Avellaneda, frente a Barracas, se instalaron grandes plantas, que se deshacían en el río de sus desechos, como la sangre y la grasa. La situación del río empeoraba, llenándose de materias orgánicas que en su degradación producían olores nauseabundos y teñían sus aguas del mismo modo que las actividades de un siglo anterior.

Mientras tanto, el Riachuelo empezaba a convertirse en una zona de fábricas y talleres. Grandes plantas textiles y de alimentos se instalaron en sus orillas, en las que también se procesaban materias primas llegadas del campo y el norte del país. Y hacia 1900, se sumaban nuevas fuentes de contaminación: los buques de hierro reemplazaban a los viejos barcos de madera, y con ellos llegaban los combustibles y el petróleo.

Los buques trajeron una enorme cantidad de talleres metalúrgicos, que además de reparar los barcos, empezaron a desarrollar nuevas actividades, fabricando piezas de metal, artefactos como estufas y sanitarios para proveer al mercado interno.

En la década del 30, con una nueva oleada de expansión, las orillas del río empezaron a poblarse de fábricas, más allá del Puente Pueyrredón, hacia los barrios del sur, en Pompeya y Lugano. Eran zonas mayormente vacías y poco visitadas, de suelos blandos e inundables. La pregunta que guió a los funcionarios municipales fue cómo lograr que el Riachuelo, con su curso lento y lleno de meandros, se volviera más navegable y, a la vez, disminuyera su propensión a desbordarse. Los proyectos coincidieron en la construcción de un canal, que profundizara el río y lo rectificara, para dominar mejor sus aguas.

De realizarse, el sur de la ciudad podría convertirse en una zona productiva, del mismo modo en que lo era el río en su desembocadura. Pero los planes no se cumplieron. Aunque la rectificación avanzó, las obras se demoraron y en la década del 40 hubo cambios de rumbo en la economía.

Empresas como la TAMET, SIAM y la Fábrica Militar de Aceros se instalaron en la zona, pero ésta nunca llegó a consolidarse como un área industrial: la orilla sur de la Ciudad y la de la Provincia permanecieron en gran parte desconectadas de la vida social y de los recorridos de sus habitantes.

En los años siguientes, la situación iba a empeorar: en la década del 50, la actividad industrial encontró otros espacios más favorables, como la zona del Acceso Norte a la ciudad, y el eje paralelo al Río de la Plata y el Paraná, desde Rosario a La Plata. El proceso de desindustrialización se agudizó en las déca-

das del 70 y 80, cuando la Ciudad de Buenos Aires expulsó del casco urbano las actividades productivas.

Su premisa era una ciudad sin contaminación. Pero el trasfondo “ecológico”, impulsado especialmente por la Dictadura, acabó teniendo efectos no buscados: el despoblamiento de los barrios y la pérdida de muchas de sus actividades dejaron un Riachuelo sin proyecto, que agudizó sus peores rasgos, aumentando su contaminación y abandono.

El Riachuelo no contaba con una gestión adecuada, lo que facilitaba que las industrias y empresas de servicios arrojaran sus desechos, desde escombros hasta sustancias como el cromo. El fin de siglo encontró al Riachuelo sumido en un círculo al que parecía condenado: el de un lugar olvidado, que sin embargo siguió siendo una zona de barrios precarios, a los que acudían muchos habitantes de la ciudad que no lograban acceder a otras viviendas, privados de agua corriente y cloacas. En la historia del Riachuelo, la ausencia de políticas públicas, y el olvido, fueron, finalmente, otra de sus grandes fuentes de contaminación.

LA CREACIÓN DE LA AUTORIDAD DE CUENCA MATANZA RIACHUELO (ACUMAR), Y SUS LÍNEAS DE ACCIÓN PARA CONTRIBUIR AL SANEAMIENTO AMBIENTAL

El saneamiento del Riachuelo, y la progresiva resolución de las tensiones que ello implica, se puso en marcha a partir de la intervención de la Corte Suprema de Justicia de la Nación con su fallo histórico en julio de 2008. Se intimó a la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) a implementar un plan de saneamiento en respuesta a la causa judicial conocida como “Causa Mendoza”, reclamo presentado en 2004 por un grupo de vecinas y vecinos.

El organismo se creó en 2006 mediante la Ley 26.168, atendiendo a la preocupante situación de deterioro ambiental de la Cuenca. ACUMAR es un organismo público que se desempeña como la máxima autoridad en materia ambiental en la región. Es un ente autónomo, autárquico e interjurisdiccional, que conjuga el trabajo con los tres gobiernos que tienen competencia en el territorio: Nación, Provincia de Buenos Aires y Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

La misión de ACUMAR es recuperar la Cuenca Matanza Riachuelo, generando resultados duraderos a través de la articulación de políticas públicas que promuevan nuevas obras de infraestructura, la limpieza y el mantenimiento del espacio público, el control de las condiciones ambientales y de la actividad industrial, entregando conocimiento y promoviendo el compromiso social como un valor fundamental para cumplir los objetivos propuestos.

En este escenario, ACUMAR articula políticas públicas comunes y coordina los esfuerzos interinstitucionales para la implementación del Plan Integral de

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Saneamiento Ambiental (PISA), cuyos objetivos se plantearon en los siguientes términos: 1) la mejora de la calidad de vida de los habitantes de la Cuenca; 2) la recomposición del ambiente en todos sus componentes (agua, aire y suelo) ; y 3) la prevención de daños con suficiente y razonable grado de predicción.

En particular, la Autoridad está facultada para: a) unificar el régimen aplicable en materia de vertidos de efluentes a cuerpos receptores de agua y emisiones gaseosas; b) planificar el ordenamiento ambiental del territorio afectado a la Cuenca; c) establecer y percibir tasas por servicios prestados; d) llevar a cabo cualquier tipo de acto jurídico o procedimiento administrativo necesario o conveniente para ejecutar el Plan Integral de Control de la Contaminación y Recomposición Ambiental; e) gestionar y administrar con carácter de Unidad Ejecutora Central los fondos necesarios para llevar a cabo el Plan Integral de Control de la Contaminación y Recomposición Ambiental.

Asimismo, el artículo 6° de la ley de creación indica que *“Las facultades, poderes y competencias de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo en materia ambiental prevalecen sobre cualquier otra concurrente en el ámbito de la cuenca, debiendo establecerse su articulación y armonización con las competencias locales”*.

Por su parte, el fallo de la Corte implementa un sistema institucional de control basado en tres ejes:

- a) Control del manejo, asignación de fondos y ejecución presupuestaria de todo lo relacionado con el PISA, como responsabilidad de la Auditoría General de la Nación.
- b) Control judicial de ejecución de sentencia, atribuyendo competencias específicas en determinados Juzgados Federales.
- c) Control de cumplimiento del Plan de Saneamiento, mediante el fortalecimiento de la participación ciudadana y la conformación de un Cuerpo Colegiado, en el que participan representantes de las ONG que intervienen en la causa, cuya organización y coordinación de funcionamiento se encomienda al Defensor del Pueblo de la Nación.

Desde su creación, ACUMAR desarrolló un proceso de articulación interinstitucional que convocó a organismos de las distintas jurisdicciones que la conforman y a otros actores externos, alcanzando uno de sus resultados más importantes en diciembre de 2009 con la concreción del Plan Integral de Saneamiento Ambiental (PISA), en donde se establecieron los principales lineamientos para dar cumplimiento a los tres objetivos fundamentales señalados por la Corte Suprema de Justicia de la Nación.

El PISA fue pensado como un documento “dinámico”, pasible de ser modificado y actualizado para adaptarse a los cambios de contexto. En este sentido, en el año 2016 se presentó una nueva versión del plan, con el propósito de reflejar el grado de avance de las acciones llevadas a cabo en la Cuenca e introducir las modificaciones necesarias en función de las nuevas realidades, como también la incorporación de diferentes planes y programas en ejecución y a ejecutar por parte del organismo, manteniendo un esquema de organización basado en 14 líneas de acción, cada una de las cuales hace referencia a un proyecto integrador, que en conjunto pretende abarcar la problemática total de la Cuenca. A continuación, se resumen las mencionadas líneas de acción:

- 1) Sistema de indicadores: para medir el grado de avance en el cumplimiento del fallo de la Corte Suprema de Justicia de la Nación.
- 2) Sistema de información: pensado para la comunicación y difusión de las distintas acciones desarrolladas por ACUMAR.
- 3) Fortalecimiento institucional: esta línea de acción abarca los trabajos orientados a transformar al organismo en un modelo en materia de gestión por objetivos y resultados, dotándolo de herramientas técnico-administrativas que fortalezcan sus capacidades institucionales, fundadas en la plena autonomía funcional y autarquía financiera.
- 4) Ordenamiento ambiental del territorio: se contemplan las medidas adoptadas con el propósito de poner fin al deterioro de la Cuenca, como ser acciones y obras que contribuyan al mejoramiento en el uso y la distribución del espacio urbano, articulando la gestión con los organismos que corresponda, a todos los niveles del Estado, y favoreciendo la participación ciudadana.
- 5) Educación ambiental: línea de actividades orientadas a promover proyectos educativos tendientes a la construcción de un saber ambiental en la comunidad que, basado en la revisión y revalorización de las prácticas culturales locales, permita rescatar, reconstruir o proponer modos sustentables para la interacción sociedad – naturaleza.
- 6) Plan Sanitario de Emergencia: apunta a mejorar la salud de los habitantes, generando procesos que tiendan a minimizar el impacto sobre la salud de las diversas amenazas detectadas, poniendo énfasis en las poblaciones de mayor vulnerabilidad. Entre sus actividades se cuentan aquellas orientadas a perfeccionar la identificación de los posibles daños a las personas y comunidades devenidos como consecuencia de la contaminación producida sobre la Cuenca.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

- 7) Monitoreo de la calidad del agua, sedimentos y aire: su finalidad es conocer el estado de la calidad del aire, el agua y los sedimentos en la Cuenca para determinar el nivel de contaminantes que excede las normas vigentes.
- 8) Urbanización de barrios populares precarios: corresponden a esta línea todas las obras orientadas a ofrecer una solución habitacional definitiva, en una nueva localización, a los pobladores de barrios populares del Camino de Sirga, así como también aquellos ubicados sobre basurales o cualquier otra zona donde exista riesgo sanitario⁵.
- 9) Expansión de la red de agua potable y saneamiento cloacal: se busca promover la coordinación y el avance de las actuaciones planificadas por las jurisdicciones, municipios y organismos vinculados con la prestación de los servicios de agua potable y saneamiento cloacal, a los fines de concretar las acciones, obras e inversiones que se requieren para mejorar la calidad de vida de los habitantes de la Cuenca y reducir las enfermedades de origen hídrico.
- 10) Desagües pluviales: abarca las acciones encaradas para solucionar la problemática asociada a las inundaciones. Esta línea incluye los trabajos destinados a controlar el escurrimiento (en períodos de sequías e inundaciones), controlar la ocupación/uso de áreas con alto riesgo hídrico (en áreas rurales y urbanas) e implementar medidas estructurales (obras) y no estructurales, a fin de lograr una convivencia razonable con situaciones extremas en áreas de riesgo.
- 11) Contaminación de origen industrial: su principal objetivo fue pensado para alcanzar la corrección de factores de afectación ambiental derivados de la actividad industrial, minimizando sus impactos ambientales. Las tareas realizadas en esta línea incluyen la inspección de todos los establecimientos industriales o de servicios de la Cuenca para que, a través de la identificación de los denominados agentes contaminantes, se los intime a presentar su plan de reconversión, adecuación o tratamiento, y se ordene el cese de vertidos y emisiones de sustancias contaminantes, adaptándose en su caso medidas de clausura y/o traslado.
- 12) Limpieza de márgenes y Camino de Sirga: refieren a las tareas abocadas a la preservación y recuperación de los márgenes de los cursos de

5 En relación a este punto, se puede encontrar más información sobre cuáles son y dónde se localizan los barrios populares de la República Argentina en el Registro Nacional de Barrios Populares. <https://www.argentina.gob.ar/habitat/renabap>

agua superficial, con emplazamiento definitivo de zonas de ribera y desarrollo de parques lineales a lo largo de los ríos y arroyos con asignación de un uso recreativo público.

- 13) Saneamiento de basurales: contempla la gestión integrada de residuos sólidos urbanos.
- 14) Programa Polo Petroquímico Dock Sud: entre las principales tareas a desarrollar en esta línea, se contemplan las de relocalizar a la población, disminuir la contaminación atmosférica y del suelo a través de la relocalización de empresas y la reconversión industrial, concientizar y capacitar a la población y mitigar los efectos ambientales generados por la inadecuada disposición de residuos, entre otras.

En 2018, el fallo histórico que dictó sentencia y obligó a ACUMAR cumplió 10 años. En ese tiempo transcurrido, este organismo ha generado una dinámica de permanente crecimiento e innovación, fomentando políticas de fortalecimiento institucional que le permitan arraigarse cada vez más como autoridad máxima en materia ambiental dentro del territorio que comprende su injerencia.

BIBLIOGRAFÍA

- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS) y la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), Evaluación Ambiental del Proyecto de Desarrollo Sustentable de la Cuenca Matanza – Riachuelo, Capítulo 5 “Línea de base y diagnóstico ambiental Cuenca Matanza Riachuelo y Río de La Plata”, 2009.
- Plan Integral de Saneamiento Ambiental de la Cuenca Matanza Riachuelo (PISA), Actualización 2010; y Plan Integral de Saneamiento Ambiental (PISA) Actualización 2016. Hacia una Visión Compartida de la Cuenca. Ambos documentos disponibles en: <http://www.acumar.gov.ar/plan-integral/>
- Revista Cuenca N° 1 (mayo 2014), disponible en: <http://www.acumar.gov.ar/revista-cuenca-n1/>
- Revista Cuenca N° 2 (noviembre 2014 - enero 2015), disponible en: <http://www.acumar.gov.ar/wp-content/uploads/2016/12/Revista-Cuenca-N%C2%B02.pdf>
- United Nations Environment Programme (UNEP), A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment, Nairobi, Kenya. 2016. Disponible en: http://uneplive.unep.org/media/docs/assessments/unep_wwqa_report_web.pdf

4

El estado ambiental de las riberas del Riachuelo (características físico-químicas y biológicas)

Silvana Arreghini, Martha Bargiela, Cecilia Valea, Luis Do Carmo, Alicia Rendina, Roberto Serafini, Alicia F de Iorio

DINÁMICA DE LOS METALES TÓXICOS EN LA COLUMNA DE AGUA Y EN EL SEDIMENTO

Fuentes difusas y puntuales de contaminantes metálicos

En los cursos fluviales que constituyen la red hidrográfica de la cuenca Matanza-Riachuelo, los metales tóxicos alcanzan la columna de agua como consecuencia de procesos naturales y antrópicos. Entre los procesos naturales se destaca la meteorización biogeoquímica del material parental seguida por el transporte erosivo por las aguas de escorrentía. En el caso de los procesos antrópicos suelen diferenciarse los aportes por fuentes difusas, en general asociadas con actividades agropecuarias, de los aportes por fuentes puntuales, asociados frecuentemente a las actividades industriales y agroindustriales y a la descarga de efluentes domésticos.

Si bien suele considerarse que en la cuenca alta del Matanza-Riachuelo predominan los aportes por fuentes difusas, resulta frecuente encontrar canales que transportan las descargas provenientes de establecimientos agropecuarios (pe: granjas avícolas, establecimientos de engorde de ganado vacuno, etc.) hacia los arroyos de la extensa red hidrográfica que drena naturalmente el área.

En la cuenca media la actividad agroindustrial e industrial se hace más evidente y se encuentra más organizada, pero aun así es frecuente encontrar establecimientos sin sistemas adecuados de tratamiento de los residuos que generan. En esta zona la necesidad de instrumentar medidas estrictas de control, que podrían conducir a la clausura y cierre de los establecimientos que incumplan con la normativa ambiental, se enfrenta a la presión social para preservar los puestos de trabajo que genera una industria en general poco tecnificada. En la cuenca baja la complejidad es máxima, y en ella emerge con claridad el componente social en numerosos barrios vulnerables, cuya población se encuentra afectada en forma directa por la contaminación de la atmósfera, los suelos y las aguas superficiales y subterráneas.

Los metales tóxicos que no se acumulan *in situ* en los sedimentos de las zonas de descarga son transportados asociados principalmente al material particulado en suspensión. Es justamente en el tramo inferior de la red fluvial, concretamente en el Riachuelo, donde las condiciones son más propicias para la sedimentación de este material en el fondo del cauce, en las márgenes profundamente alteradas del río o eventualmente en la zona de su desembocadura en el Río de la Plata.

Los metales pesados

El término metales pesados es utilizado en la bibliografía para definir a un conjunto heterogéneo de elementos de número atómico elevado (mayor a 20), propiedades metálicas y alta densidad (mayor a 5g/cm³). Esta denominación es utilizada en la bibliografía para referirse a elementos considerados como semimetales o no metales en la clasificación periódica, como el arsénico y el selenio, o de baja densidad como el aluminio. No obstante numerosos metales pesados son micronutrientes esenciales, tanto los metales no esenciales a bajas concentraciones (Pb, Cd, etc.) como los esenciales (Fe, Zn, Cu, etc.) a concentraciones elevadas resultan tóxicos para la biota. Los metales pesados son considerados como el principal contaminante de origen antropogénico, debido a su abundancia relativa y a su toxicidad intrínseca. Por este motivo existe un gran interés en el estudio de su dinámica ambiental.

El dragado periódico para mantener la navegabilidad del Riachuelo no solamente es costoso en términos económicos, sino que además tiene un impacto ambiental potencialmente muy significativo.

Por otra parte, los metales asociados a los sedimentos y relocalizados en el Río de la Plata, expuestos a condiciones de pH y una dinámica redox diferente de la del sitio original de acumulación, pueden sufrir procesos de reoxidación que incrementan su movilidad ambiental y su toxicidad potencial para la biota y para los seres humanos.

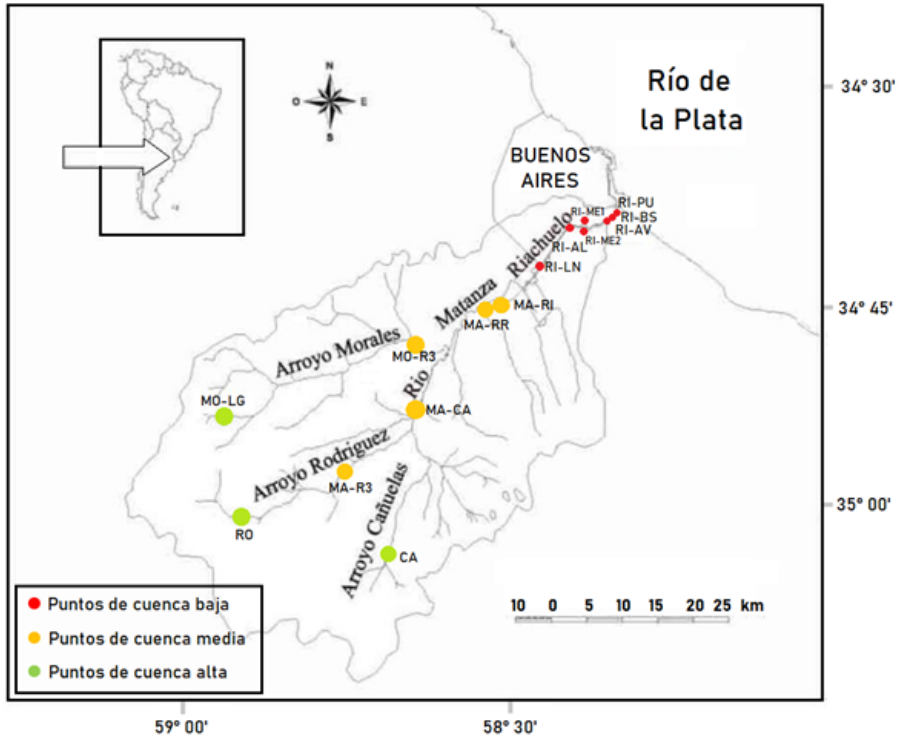


Figura 1: Sitios de muestreo de sedimentos y plantas palustres de la cuenca Matanza-Riachuelo. **Cuenca alta:** CA: Arroyo Cañuelas, RO: Arroyo Rodríguez; MO-LG: Arroyo Morales, Estancia Los Grillos; **Cuenca media:** MA-R3: Río Matanza y Ruta 3, MA-CA: Río Matanza y desembocadura del Arroyo Cañuelas, MO-R3: Arroyo Morales y Ruta 3, MA-RR: Río Matanza y Autopista Ricchieri (tramo rectificad), MA-RI: Río Matanza y Autopista Ricchieri; **Cuenca baja:** RI-LN: tramo Riachuelo Puente La Noria, RI-AL: tramo Riachuelo Puente Alsina, RI-ME1: tramo Riachuelo margende erosión del meandro, RI-ME2: tramo Riachuelo margen de acumulación del meandro, RI-AV: tramo Riachuelo Puente Avellaneda, RI-BS: tramo Riachuelo Autopista Buenos Aires-La Plata, RI-PU: tramo Riachuelo Puerto de Buenos Aires.

En el presente capítulo se muestran los resultados de diferentes estudios sobre la dinámica de los metales pesados en los sedimentos, y sus efectos sobre las plantas en distintos sitios de la cuenca Matanza-Riachuelo (Figura 1).

EL FENÓMENO DE SORCIÓN COMO PRINCIPAL MECANISMO DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS DE LA COLUMNA DE AGUA.

Los cuerpos de agua naturales tienen una gran capacidad para solubilizar compuestos iónicos. Esto es debido principalmente a la naturaleza dipolar de la molécula de agua y a la disponibilidad de pares de electrones no compartidos sobre el átomo de oxígeno para la formación de uniones covalentes coordinadas, valiéndose de los orbitales vacantes de los iones metálicos.

No obstante, en la columna de agua una elevada proporción de los metales se encuentra asociada al material particulado en suspensión, que suele presentar una elevadísima superficie específica químicamente activa para la sorción de metales pesados. Las variaciones en la velocidad de corriente y los procesos que promueven la coagulación/floculación de los coloides determinarán en definitiva los sitios preferenciales de sedimentación del material particulado y de acumulación selectiva de los metales asociados.

En el caso del Riachuelo, pueden identificarse claramente dos zonas con importantes variaciones en la velocidad de corriente. La porción geomorfológicamente identificada como un meandro y la desembocadura en el Río de la Plata. En la desembocadura y en la margen proximal del meandro se generan condiciones favorables a la sedimentación mientras que en la margen distal del meandro, donde la velocidad relativa de la corriente es mayor, el proceso de erosión es más relevante.

Por estos motivos, al analizar las concentraciones totales de metales en sedimentos superficiales de diferentes puntos de muestreo de la cuenca Matanza-Riachuelo se observa un patrón de distribución que puede explicarse tanto por la abundancia relativa de los metales en las descargas contaminantes como por la magnitud local del proceso de sedimentación.

En la cuenca alta los vertidos contaminantes son menos relevantes, registrándose las concentraciones totales más bajas de los tres metales analizados en sedimentos (Zn, Cu y Cr). En la cuenca baja la densidad de descargas de metales contaminantes es más alta, y dada la afinidad de los metales por la fracción particulada y las condiciones favorables a la sedimentación hacia la desembocadura del Riachuelo se registran en la zona de Puente Pueyrredón y en el Meandro las concentraciones más elevadas de metales (Figura 2). Un caso de especial interés está constituido por el Cr, que presenta en la margen distal y sujeta a erosión activa del meandro (RI-ME1) una concentración significativamente más baja (prácticamente cinco veces menor) a la de la margen proximal y deposicional (RI-ME2). Un comportamiento similar, aunque de magnitud notablemente inferior puede observarse en el caso del Zn (Figura 2).

Coefficientes de partición

El coeficiente de partición relaciona la concentración de metales en fase sólida (pe: sedimento) en relación con la concentración de metales en agua. Dado que ambas concentraciones se expresan en las mismas unidades, el coeficiente de partición es adimensional.

Valores elevados de este coeficiente indican una asociación preferencial del metal a la fase sólida, mientras que valores relativamente bajos sugieren una mayor afinidad por la fase acuosa. Esto último puede constituir un riesgo ambiental, dado que cuando se encuentran en solución la movilidad y la biodisponibilidad de los metales pesados es más elevada.

Fenómenos de sorción

Bajo la denominación de sorción se incluyen un conjunto de procesos químicos heterogéneos de adsorción (fisisorción y quimisorción) y de precipitación superficial. Los coeficientes de partición pueden variar en varios órdenes de magnitud (10^3 a 10^7) y esta gran amplitud puede deberse tanto al tamaño y la naturaleza de las partículas como a la afinidad específica del metal por las superficies (Balls, 1989).

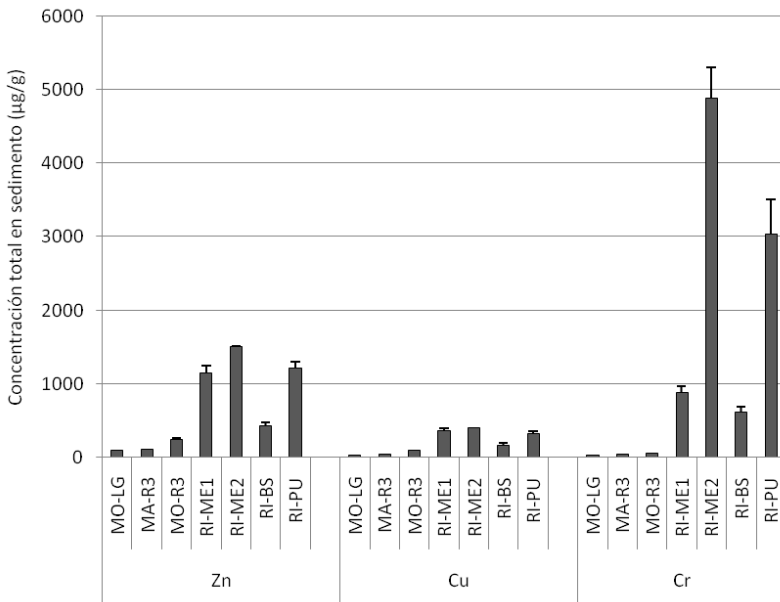


Figura 2. Concentración total (media \pm desvío estándar) de Zn, Cu y Cr en sedimentos superficiales de sitios de la cuenca alta (MO-LG), cuenca media (MA-R3, MO-R3) y la cuenca baja (RI-ME1, RI-ME2, RI-BS, RI-PU).

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Por lo tanto, la concentración de metales en los sedimentos de un curso fluvial no es solamente el resultado de la magnitud de las descargas contaminantes, sino que también es una consecuencia de los procesos hidrodinámicos dominantes.

Es frecuente utilizar índices para identificar rápidamente el grado de contaminación de los sedimentos. Debido a la avanzada degradación antrópica no puedo identificarse un sitio de referencia para la cuenca Matanza-Riachuelo. Por este motivo, el Índice de geoacumulación (Muller, 1981) fue calculado considerando como área de referencia al Arroyo Durazno, perteneciente a la cuenca del Río Reconquista, dado que esta última presenta características geomorfológicas y climáticas similares a las del Matanza-Riachuelo (Arreghini et al., 2007).

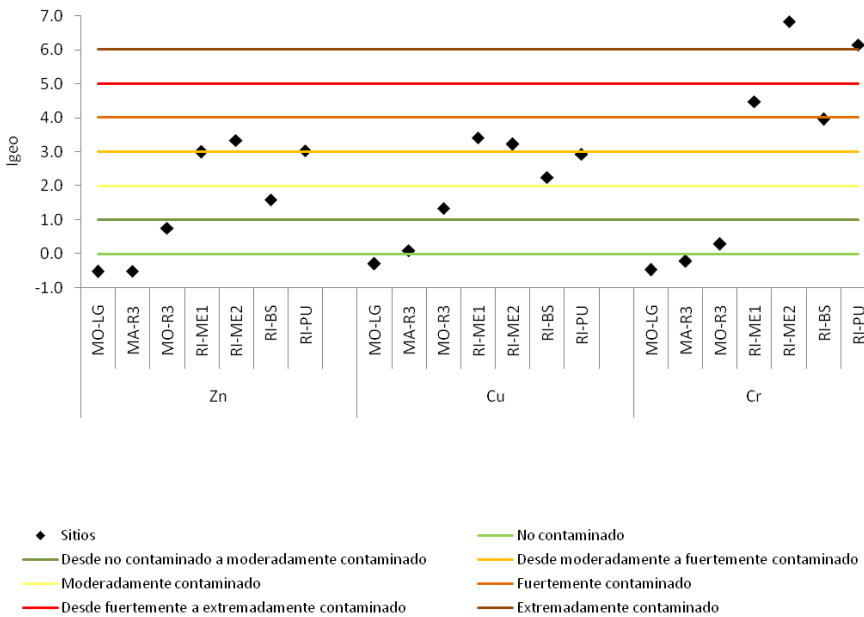


Figura 3. Valores de Igeo (índice de geoacumulación) para Zn, Cu y Cr en sitios analizados en la cuenca alta (MO-LG), cuenca media (MA-R3, MO-R3) y la cuenca baja (RI-ME1, RI-ME2, RI-B5, RI-PU).

Puede observarse que el grado de contaminación aumenta hacia la desembocadura, y en algunos casos los sedimentos en la cuenca baja alcanzan la clasificación de extremadamente contaminados (Figura 3).

Índice de Geoacumulación

El índice de geoacumulación (Muller, 1981) clasifica a los sedimentos en siete categorías según el nivel de contaminación (1: No contaminado a 7: Extremadamente contaminado) y presenta la particularidad de no basarse en valores tabulados sino en los determinados en el área definida como de referencia para una cuenca.

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_s}{1,5 \cdot C_r} \right)$$

Cs indica la concentración de metal en el sitio de estudio y Cr la concentración de metal en el sitio de referencia.

Mediante la aplicación de este índice se evita clasificar como contaminadas aquellas áreas donde los metales son principalmente de origen litogénico.

LA MATERIA ORGÁNICA SEDIMENTARIA EN LA CUENCA MATANZA RIACHUELO. EVALUACIÓN DE ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA

Los depósitos orgánicos e inorgánicos pueden constituir una excelente fase adsorbente para microcontaminantes (Macklin, 1992; Rothwell y col., 2006). La calidad y cantidad de la materia orgánica almacenada en sedimentos también está afectada por factores ambientales y biológicos, tales como la profundidad de la columna de agua, los eventos de resuspensión, la concentración de oxígeno disuelto y la productividad primaria de los organismos bentónicos (Cotano y Villate, 2006; Rodríguez Salemi y col., 2010).

Para estudiar las relaciones entre la materia orgánica y los metales pesados se caracterizó la materia orgánica sedimentaria en sitios de la cuenca representativos de los diferentes usos de la tierra (Tabla 1 y Figura 1).

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tabla 1. Contenidos de Corg y Nt (en %) y relaciones C/N de los sedimentos del cauce en cada sitio de estudio. F: franco; L: limoso; A: arcilloso

Sitio	Potencial redox	Textura	Corg	Nt	C/N
MO-LG	-100 ± 2	F-L	1,8 ± 0,13	0,197 ± 0,015	9,15 ± 0,10
MO-R3	-200 ± 5	F-L	4,94 ± 0,05	0,480 ± 0,026	10,32 ± 0,70
RO	52,33 ± 7,50	F	1 ± 0,06	0,137 ± 0,015	7,39 ± 1,04
MA-R3	-70 ± 5	F-A-L	1,97 ± 0,07	0,22 ± 0,01	8,95 ± 0,11
MA-CA	-235 ± 5	F-A	3,46 ± 0,28	0,193 ± 0,0124	17,97 ± 2
RI-ME2	-201,7 ± 8	F-L	9,67 ± 0,48	0,890 ± 0,026	10,88 ± 0,88
RI-AV	-254 ± 5	F-L	8,94 ± 0,05	0,82 ± 0,02	10,9 ± 0,25

El contenido de carbono orgánico (Corg) en la cuenca alta (MO-LG, RO, y MA-R3) varió entre 1 y 2%, en forma similar a los valores encontrados por otros autores en sedimentos de ríos no afectados antrópicamente (Devesa-Rey y Barral, 2012). En la cuenca media, de características periurbanas, se determinaron porcentajes de Corg superiores (3,5-5%) a los de la zona rural, debido a la proximidad de fuentes de contaminación, como frigoríficos o rellenos sanitarios, a las variaciones en las condiciones de sedimentación y a la coagulación y floculación de los compuestos orgánicos.

La materia orgánica sedimentaria

La materia orgánica sedimentaria, cuantificada como carbono orgánico total (COT), es una fase importante para la unión de metales en sedimentos oxidados (Zhang y col., 2014). En diferentes cursos de agua el carbono orgánico procede de varias fuentes, como restos de plantas, detritos animales y hasta materiales orgánicos artificiales (Hong y col., 2010) (Fig. A). El aumento de la deposición de materia orgánica en sedimentos de aguas costeras se ha relacionado con el uso intensivo de fertilizantes, el crecimiento de la población y el aumento de las descargas de aguas residuales urbanas y domésticas sin un adecuado tratamiento (Kalscheury col., 2012).

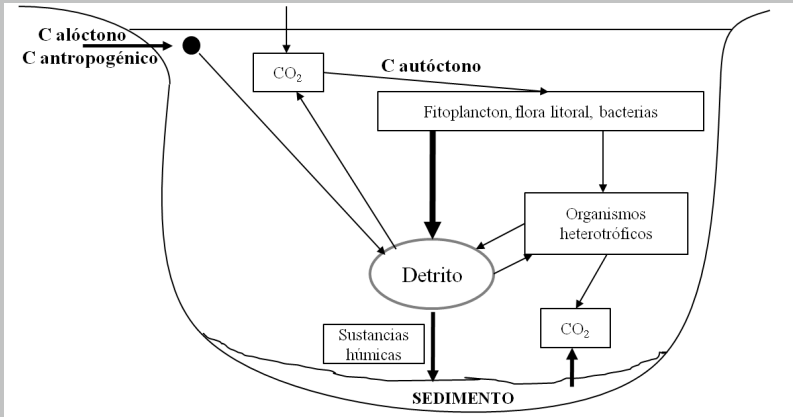


Fig. A. Fuentes de Carbono orgánico en los cursos de agua

Los sedimentos del cauce son la fuente principal del carbono orgánico disuelto (COD) en los cursos de agua. La mayor parte del carbono orgánico (Corg) está en forma insoluble, excepto por una pequeña fracción que es soluble en agua. Sin embargo, esta fracción minoritaria es ambientalmente relevante dado que el COD ha sido reconocido como el transportador principal de metales traza que estarían inmóviles o relativamente insolubles de otra manera (Festy col., 2008; Rodriguez Salemiy col., 2012)

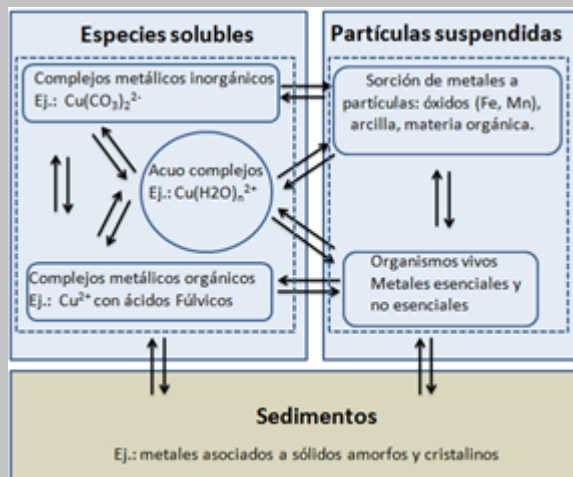


Fig. B. Rol de los sedimentos como fuente de COD en cursos de agua

Los sedimentos sobre el cauce principal en la cuenca baja presentaron una gran acumulación de Corg (9-10%), lo cual puede relacionarse con las condiciones reductoras¹ que promueven la acumulación de materia orgánica parcialmente descompuesta. Estos sistemas anaeróbicos, que contienen altas concentraciones de materia orgánica complejante son muy importantes en la química ambiental de ciertos metales tóxicos (Patrick y Pardue, 1992).

El nitrógeno es considerado como un indicador de abundancia de la materia orgánica, ya que es prácticamente inexistente en la fracción mineral de los sedimentos. Al igual que el carbono orgánico, las fuentes principales de nitrógeno son el material detrítico alóctono y los organismos autóctonos. Debido a esto, suele observarse una fuerte correlación positiva entre los contenidos de materia orgánica y de nitrógeno total (Nt) en la columna sedimentaria (Perdue y Koprivnjak, 2007; Ferreira y col., 2013).

La proporción de Corg/Nt, además de ser un indicador de las condiciones tróficas de los cuerpos de agua, sirve para identificar la procedencia de la materia orgánica (Giani y col., 2010; Zhang y col., 2014). La materia orgánica autóctona, generada por la actividad de los organismos del cuerpo de agua, está enriquecida en compuestos de bajo peso molecular y alto contenido de nitrógeno y suele presentar una relación C/N < 10.

En la materia orgánica de origen terrestre (alóctona) existe una clara dominancia de compuestos de mayor peso molecular y con mayor contenido de carbono, por lo que la relación C/N suele oscilar entre 20 y 30. Los valores comprendidos entre 10 y 20 pueden corresponder a mezclas de materia orgánica autóctona y alóctona, o a la presencia de compuestos xenobióticos antrópicos (Schmidt y col., 2009; Yu y col., 2010; Gao y col., 2012).

Las relaciones C/N son menores de 10 en MO-LG, RO y MA-R3, lo cual indica que en estos sitios la materia orgánica es principalmente autóctona.

En MA-CA se registró la mayor relación C/N, lo cual sugiere que la materia orgánica está constituida por una mezcla de una fracción formada “*in situ*” y otra originada a partir de depósitos de escorrentía. Este sitio se encuentra en una zona inundable, donde los fenómenos de acumulación son importantes, y se registran condiciones de anoxia que interfieren con la descomposición de la materia orgánica fresca.

La materia orgánica de los sedimentos de MO-R3es también una mezcla influenciada por la deposición de los lixiviados de un relleno sanitario y de fri-

1 El estado de óxido-reducción de los sedimentos tiene un efecto importante en la retención o liberación de un gran número de metales, ya sea directamente al promover cambios en el estado de oxidación del metal que afectan su movilidad ambiental, o bien indirectamente como resultado de las diferentes reacciones de los metales con constituyentes oxidados (óxidos de hierro) o reducidos (sulfuros) de los sedimentos.

goríficos ubicados aguas arriba en la cuenca del Arroyo Morales (ACUMAR, 2010). Los mayores aportes de nitrógeno, debidos a estas descargas, compensarían la elevada proporción de Corg de la materia orgánica humificada producto de la escorrentía.

Los valores de C/N en los sedimentos de los sitios RI-ME2 y RI-AV fueron marcadamente inferiores al calculado en MA-CA (Tabla 1). Esto probablemente sea una consecuencia de las condiciones de anoxia que promueven la sedimentación de materia orgánica parcialmente degradada (baja relación C/N) (Cotano y Villate, 2006; Ferreira y col., 2013) y de la presencia de materia orgánica de origen antrópico que presenta un contenido de proteínas característico de los residuos cloacales (Lingbo y col., 2005). Esto último ha sido confirmado mediante la interpretación de los espectros IR de las diferentes fracciones (Bargiela y Iorio, 2016). La presencia de proteínas podría utilizarse para distinguir la existencia de material fresco de reciente formación, ya que los compuestos proteicos se degradan rápidamente (Cotano y Villate, 2006).

Los sedimentos de la cuenca baja del Riachuelo contienen hidrocarburos, como consecuencia de las actividades realizadas en su entorno (Malpartida, 2003). Esto permitiría explicar la similitud con el material orgánico proveniente de destilerías de petróleo (Lingbo y col., 2005) y podría además tener influencia en la relación C/N, dado que los hidrocarburos pueden encapsular residuos proteicos preservándolos de la degradación microbiana.

Resulta entonces evidente que la acción antrópica puede afectar notablemente la relación C/N de la materia orgánica (Devesa-Rey y Barral, 2012). En los sitios altamente perturbados, como la cuenca baja del Matanza-Riachuelo, resulta necesario aplicar otros índices para establecer el origen (autóctono/alóctono) de la fracción orgánica en los sedimentos.

Ballinger y McKee (1971) realizaron una clasificación de los sedimentos según los contenidos de C y N en cuatro tipos, que ha sido ampliamente utilizada:

- ▶ Tipo I: Depósitos inorgánicos u orgánicos estabilizados ($0 < \%Norg < 0,2$; $0 < \%Corg < 5$)
- ▶ Tipo II: Depósitos con alto contenido de C, baja contribución de N y escasa demanda de oxígeno ($0 < \%Norg < 0,2$; $Corg > 5$)
- ▶ Tipo III: Depósitos nitrogenados ($Norg > 0,2$; $0 < \%Corg < 5$)
- ▶ Tipo IV: Depósitos en descomposición activa con alta liberación de N y demanda de oxígeno ($Norg > 0,2$; $Corg > 5$)

En la Figura 4 se ubican los sitios de muestreo según la clasificación de Ballinger y McKee (1971). En el cuadrante de Tipo IV los más afectados antrópicamente fueron RI-ME2, RI-AV y MO-R3(en el límite con el cuadrante Tipo III). En MA-CA se compensa el impacto antrópico con la acumulación de materia orgánica procedente de la escorrentía de los suelos, por lo que se encuentra en el cuadrante Tipo I, junto con los de menor contenido de materia orgánica, más estabilizados por su estado de oxidación (MO-LG y RO).

Se obtuvo una correlación positiva entre el Corg y el Norg de los sedimentos de todos los sitios ($R^2 = 0,966$, $p < 0,05$). El Corg aumenta a medida que lo hace el Nitrógeno, lo que puede indicar que el contenido de carbono orgánico total y el ambiente redox tienen un efecto directo sobre la descomposición del Norg. El N se acumula en los sedimentos a través de numerosos mecanismos, como adsorción en las arcillas y la materia orgánica, la sedimentación de la materia orgánica nitrogenada y la mineralización por bacterias heterotróficas. Diferentes aportes de nitrógeno pueden alcanzar el sedimento y convertirse en fuentes del nitrógeno identificado en la materia orgánica (Hou y col., 2014).

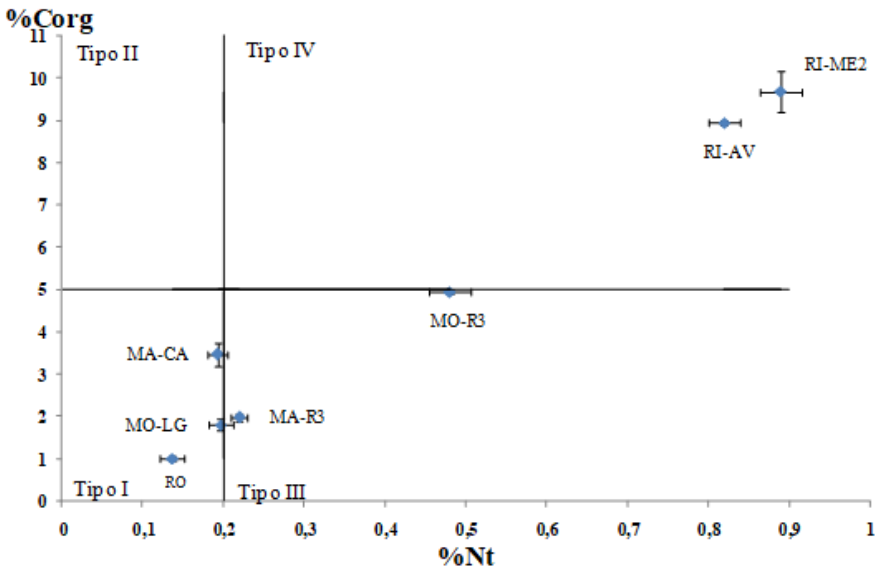


Figura 4. Clasificación, según Ballinger y McKee (1971), de los sedimentos estudiados

En función de la clasificación y del análisis de las relaciones entre los contenidos de C y N de 200 muestras de sedimentos de ríos, lagos y estuarios, Ballinger y McKee (1971) definieron el Índice Sedimentario Orgánico (OSI)

como el producto del porcentaje de C orgánico total (%C_t) y el de Norgánico (Hou y col., 2014).

$$OSI = [\%C_t] \cdot [\%N_{org}]$$

Este índice refleja el estado ecológico en términos de carga orgánica del sitio y resulta útil para la clasificación de sedimentos afectados, o no, por contaminación orgánica (Tabla 2) (Hou y col., 2014).

Tabla 2. Clasificación de sedimentos en función del índice sedimentario orgánico (OSI) (según Hou et al. 2014)

	Grado	Tipo
< 0,05	I	Limpio
≥0,05 <0,20	II	Relativamente limpio
≥0,2 <0,5	III	Contaminación leve
≥0,5	IV	Contaminación

Según esta clasificación, se observa una contaminación orgánica leve en los sitios de la cuenca alta, salvo en RO que se clasifica como relativamente limpio (Tabla 3). El nivel de contaminación en MO-LG podría ser debido a la gran actividad fotosintética presente en el curso de agua, por ser un arroyo somero, lo que origina una importante presencia de carbono particulado, que sedimenta en el cauce (Bargiela y Iorio, 2010). El sitio MA-CA, al ser un lugar de acumulación de material humificado proveniente por escorrentía presenta un menor nivel de contaminación que los de la cuenca media y baja (MO-R3, RI-ME2 y RI-AV) debido a la presencia de materia orgánica estable. Dado que MO-R3 se encuentra bajo la influencia de vertidos industriales y del relleno sanitario de González Catán, conforma el grupo de sedimentos de mayor contaminación orgánica junto con los correspondientes a los dos sitios del Riachuelo (RI-ME2 y RI-AV).

Tabla 3. Niveles de OSI obtenidos para los sedimentos de los sitios en estudio

Sitio	OSI
MO-LG	0,34
MO-R3	2,25
RO	0,13
MA-R3	0,41
MA-CA	0,63
RI-ME2	8,18
RI-AV	6,96

De los resultados obtenidos cabe señalar que el OSI ha servido para diferenciar orígenes autóctonos de la materia orgánica, así como la influencia antrópica, cuyo efecto no es fácilmente deducible a partir de la relación C/N.

LA ESPECIACIÓN DE LOS METALES PESADOS EN EL SEDIMENTO DETERMINA SU MOVILIDAD, BIODISPONIBILIDAD Y TOXICIDAD POTENCIAL

Los sedimentos de las riberas y del cauce de los cuerpos de agua naturales tienen características que los distinguen claramente de los suelos de las terrazas fluviales adyacentes. Sobre los suelos actúan factores formadores y procesos pedogenéticos claramente diferenciados, se encuentran frecuentemente bien aireados, tienen predominio de condiciones redox oxidantes y constituyen el medio apropiado para el crecimiento de especies vegetales terrestres con claras aptitudes competitivas. Los sedimentos de los humedales suelen encontrarse saturados en agua y pobremente aireados, poseen potenciales redox reductores y porcentajes de materia orgánica relativamente elevados. La vegetación especialmente adaptada dominante suele presentar características ecológicas de especies colonizadoras y por lo tanto propagarse con alta eficiencia en forma asexual y por vía rizomatosa.

Los sedimentos no solamente ofrecen una elevada densidad de sitios de unión estables para los metales pesados, sino que constituyen, además, un medio heterogéneo que puede ser operativamente dividido en fracciones fisicoquímicas en los estudios de biodisponibilidad².

² El término biodisponibilidad representa la fracción de un elemento o compuesto químico que

La distribución de metales dependerá tanto de la afinidad específica de cada metal por las distintas fracciones operacionales del sedimento como de los aportes antropogénicos en distintas porciones de la cuenca. La proporción de metales asociados a la fracción intercambiable es considerada como de elevada biodisponibilidad, mientras que aquellos asociados a la fracción residual se encuentran fuertemente inmovilizados y se considera que corresponden a los niveles litológicos naturales de metales en el material parental.

En los sedimentos de la cuenca alta del Matanza-Riachuelo los aportes por actividades contaminantes son mínimos, por lo que las concentraciones totales de metales son las más bajas (Figura 2) y estos se encuentran asociados preferencialmente a la fracción residual del sedimento (Figura 5).

En la cuenca baja los aportes antropogénicos y las concentraciones totales en sedimento son muy elevados (Figura 2), pero además los metales se encuentran asociados principalmente a fracciones diferentes a la fracción residual (Figura 5). En el caso del Zn la mayor proporción de metal se asocia a la fracción óxidos, pero un porcentaje superior al 15% del total se asocia a la fracción intercambiable de mayor movilidad.

El Cu se asocia preferencialmente a una fracción ³poco móvil como la materia orgánica-sulfuros y en el caso del Cr resulta relevante también la fracción óxidos y prácticamente despreciable la fracción intercambiable (Figura 5). Por este motivo, y no obstante las concentraciones de Cr son las más elevadas entre los tres metales analizados (Figura 2) el sedimento de la cuenca baja se presenta como un eficiente compartimiento de inmovilización para este contaminante.

está disponible, o puede estarlo, para la captación por la biota. La biodisponibilidad de los metales depende de diversos factores abióticos y bióticos, como las propiedades del metal, las características del compartimento (suelo-sedimento, agua, atmósfera), las vías de exposición, y los atributos biológicos de los organismos expuestos.

- 3 Mediante una técnica analítica de digestión ácida puede determinarse la concentración total de metales en muestras de sedimento, mientras que la aplicación de una técnica de extracción secuencial permite diferenciar a los metales de acuerdo a las fracciones operacionales del sedimento a las cuales se encuentren asociados. Estas fracciones operacionales dependerán de la técnica empleada, por lo que en el procedimiento de extracción secuencial de Tessier et al. (1979) se definen cinco fracciones con niveles decrecientes de movilidad: intercambiable; carbonatos; óxidos de hierro y manganeso; materia orgánica-sulfuros; residual.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

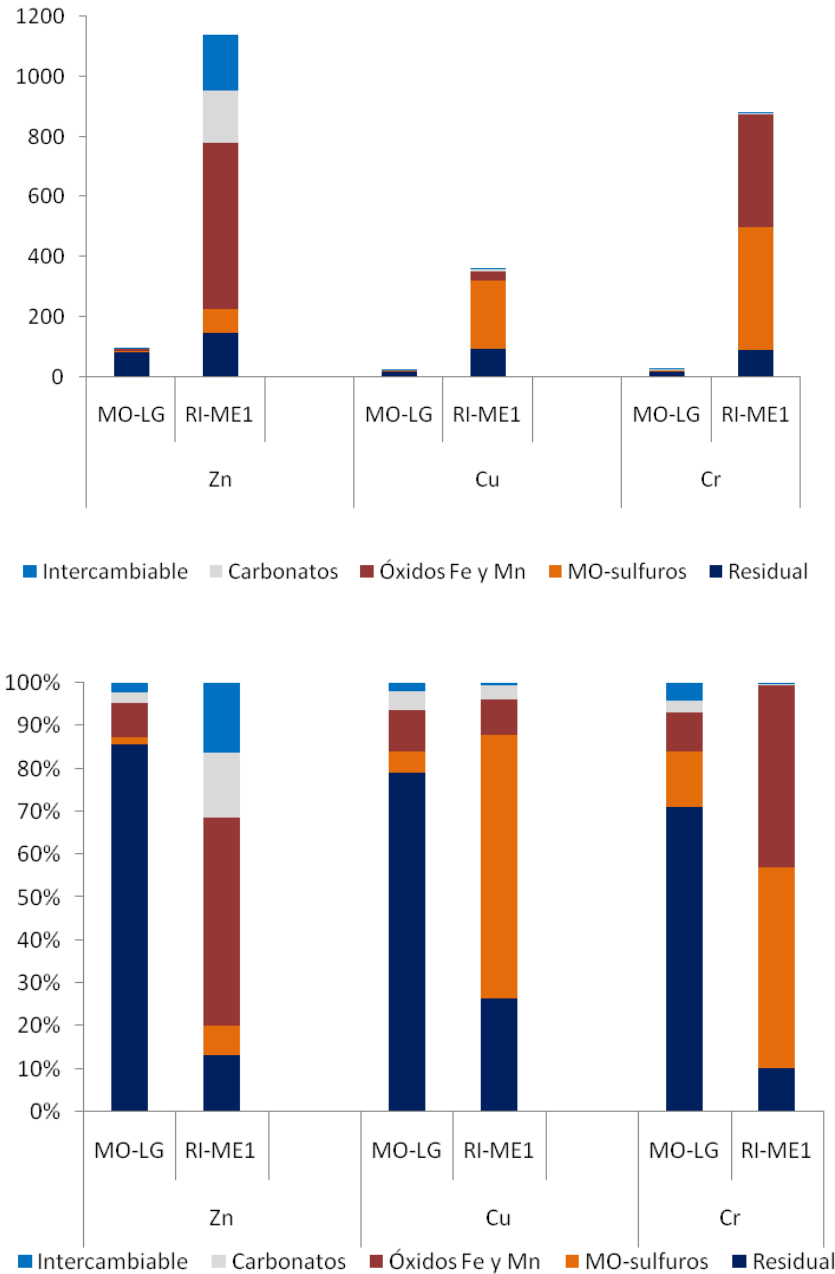


Figura 5. Distribución de Cu, Zn y Cr entre las distintas fracciones del sedimento en dos sitios representativos de la cuenca alta (MO-LG) y de la cuenca baja (RI-ME1). a) Expresado como concentraciones, b) como porcentaje.

Proceso de envejecimiento de los sedimentos

En una primera etapa las descargas de metales contaminantes deberían distribuirse entre las fracciones de mayor movilidad relativa, dependiendo siempre de las características del metal estudiado y las condiciones fisicoquímicas del sedimento analizado. Sin embargo y con el transcurso del tiempo estos elementos tienden a establecer uniones cada vez más fuertes y estables con los sedimentos con los cuales se asocian. El resultado de este proceso es una progresiva migración de los metales desde las fracciones más móviles hacia aquellas más estables. Dado que los metales en las fracciones estables son menos biodisponibles, en la práctica esto implica una disminución de su toxicidad. El proceso global, conocido en la literatura como ageing (envejecimiento), es considerado como un mecanismo natural de atenuación de la toxicidad de los metales pesados contaminantes en sedimentos.

Un aspecto de interés en el análisis del fraccionamiento de los tres metales estudiados está constituido por los metales en la fracción residual en los sedimentos de la cuenca baja (Figura 5). En los tres casos, aunque con mayor claridad en el caso del Cr, la concentración de metales en la fracción residual en los sedimentos de la cuenca baja resultó superior a la de los sedimentos de la cuenca alta (Figuras 2 y 5). Si los metales asociados a la fracción residual representaran solamente las características litológicas de la cuenca, hubiera resultado esperable que estos valores fueran semejantes entre sedimentos de cuenca alta y de cuenca baja. El enriquecimiento de la fracción residual sugiere la existencia de un proceso biogeoquímico de estabilización de metales en sedimentos, denominado envejecimiento de los sedimentos⁴.

4 En una primera etapa las descargas de metales contaminantes deberían distribuirse entre las fracciones de mayor movilidad relativa.. Sin embargo y con el transcurso del tiempo estos elementos tienden a establecer uniones cada vez más fuertes y estables con los sedimentos con los cuales se asocian. El resultado de este proceso es una progresiva migración de los metales desde las fracciones más móviles hacia aquellas más estables. Dado que los metales en las fracciones estables son menos biodisponibles, en la práctica esto implica una disminución de su toxicidad. El proceso de envejecimiento es considerado como un mecanismo natural de atenuación de la toxicidad de los metales pesados contaminantes en sedimentos.

EVALUACIÓN ECOTOXICOLÓGICA ⁵DE EXTRACTOS ACUOSOS DE SEDIMENTOS

A partir de los sedimentos superficiales de distintos sitios del río Matanza-Riachuelo y sus afluentes se obtuvieron lixiviados (extractos acuosos) con los que se realizaron ensayos con semillas de *Lactuca sativa* (lechuga) y *Allium cepa* (cebolla). En estos ensayos se midió el porcentaje de germinación (IG%) y la longitud de las raíces (ER%) en cada una de las semillas germinadas.

En la Tabla 4 se detalla la caracterización de los extractos acuosos utilizados en el ensayo, procedentes de los sitios indicados en la Figura 1. Los valores de pH fueron cercanos a la neutralidad para todos los sitios. La conductividad eléctrica (CE), que indica indirectamente la cantidad de sales del medio, es una variable importante a considerar ya que elevadas concentraciones de sales pueden afectar el potencial osmótico de las semillas y por lo tanto su viabilidad. Los valores más altos de conductividad eléctrica se encontraron en los sitios MA-RI (6,3 mS/cm) en la cuenca media, y en RI-AV (3,9 mS/cm) en la cuenca baja.

Los valores de carbono orgánico total (COT) indican la cantidad de materia orgánica en el compartimiento estudiado. Niveles altos de este parámetro en las riberas pueden deberse tanto a la presencia de densos *stands* de macrófitas cuya biomasa se descompone *in situ*, como a la descarga de efluentes con alto contenido de materia orgánica.

En los extractos se hallaron valores entre 31,9 y 274,7 mg C/l, siendo el sitio MA-RI el de mayor valor. Los mayores niveles de metales (Cu, Ni, Pb y Zn) se encontraron en el extracto correspondiente al sitio RI-AV. Las concentraciones de Cu y Zn registraron los valores más altos en los tres sitios correspondientes a la cuenca baja, mientras que los máximos de Pb y Cr se detectaron en MA-RI (Tabla 4).

5 La toxicidad de los sedimentos puede ser analizada a partir de ensayos con organismos vivos o con semillas y permiten analizar los efectos de un contaminante sobre la biota. Los monitoreos ecotoxicológicos han sido utilizados como herramienta de diagnóstico y evaluación del impacto de diversas sustancias químicas sobre el ambiente. El uso de semillas para este tipo de ensayos ha sido muy difundido a causa de su fácil replicabilidad y bajo costo (OECD, 2006; Sobrero y Ronco, 2004). Durante el período de germinación, las semillas realizan procesos fisiológicos de suma importancia para la plántula, pero la presencia de sustancias tóxicas en el medio puede interferir en la supervivencia y el desarrollo normal de la misma (Sobrero y Ronco, 2004). Según el criterio de Emino y Warman (2004) los sitios se clasifican considerando valores de IG% superiores al 80% como ausentes de toxicidad, entre 50% y 80% con toxicidad moderada y por debajo de 50% con alta toxicidad.

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica de los extractos (Izquierda) e IG% de *Allium cepa* y *Lactuca sativa*(Derecha) para cada sitio.

	SITIO	CARACTERIZACIÓN EXTRACTOS ACUOSOS								BIOENSAYO			
		pH	CE (mS/cm)	COT (mg C/l)	Cu (mg/l)	Cr (mg/l)	Ni (mg/l)	Pb (mg/l)	Zn (mg/l)	IG% <i>Allium cepa</i>	CLASE TOXICIDAD	IG% <i>Lactuca sativa</i>	CLASE TOXICIDAD
CUENCA BAJA	RI-AV	6,5	3,9	90,3	0,25	0,08	0,49	0,20	5,55	49,6	ALTA	14,4	ALTA
	RI-AL	6,6	2,4	99,4	0,25	0,06	0,16	0,10	0,38	64,8	MODERADA	10,8	ALTA
	RI-LN	6,7	2,9	158,2	0,24	0,12	0,15	0,18	0,59	57,7	MODERADA	52,8	MODERADA
CUENCA MEDIA	MA-RR	6,6	2,4	100,5	0,11	0,03	0,10	0,07	0,14	65,6	MODERADA	25,4	ALTA
	MA-RI	7,2	6,3	274,7	0,09	0,24	0,10	0,20	0,12	51,7	MODERADA	26,6	ALTA
	MO-R3	6,8	1,9	46,3	0,05	n/d	0,04	0,09	0,03	104,2	AUSTENTE	109,1	AUSTENTE
	MA-CA	6,9	1,4	60,0	0,07	0,04	0,05	0,06	0,03	100,1	AUSTENTE	114,2	AUSTENTE
	MA-R3	6,8	2,4	103,9	0,04	0,07	0,05	0,08	0,05	75,5	MODERADA	67,9	MODERADA
CUENCA ALTA	MO-LG	7,1	1,4	59,7	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	82,7	AUSTENTE	102,0	AUSTENTE
	RO	7,2	2,3	51,6	0,04	n/d	0,05	0,04	0,03	83,2	AUSTENTE	109,1	AUSTENTE
	CA	7	0,7	31,9	0,03	n/d	0,03	0,03	0,05	99,7	AUSTENTE	109,0	AUSTENTE

En base a los resultados del bioensayo los sitios pertenecientes a la cuenca alta, que presentaron valores de IG mayores a 82,7%, pueden ser caracterizados como “Ausentes de fitotoxicidad” para ambas especies. En la cuenca media las respuestas observadas fueron heterogéneas, incluyendo sitios con una sustancial disminución del IG% (MA-RI y MA-RR) y sitios con respuestas similares al control (MO-R3 y MA-CA). En la cuenca baja se registraron los valores de IG% más bajos de la serie. El sitio RI-AV se ubicó en la zona de alta fitotoxicidad para las dos especies involucradas en este ensayo. El sitio RI-AL se ubicó en la zona de alta toxicidad para *L. sativa* y moderada para *A. cepa*. En RI-LN la respuesta fue similar para ambas especies, ubicándose con valores cercanos al 55% en la zona de toxicidad moderada (Tabla 4).

En aquellos sitios donde se observó toxicidad moderada o alta, los valores de IG% para *L. sativa* fueron inferiores a los de *A. cepa*, lo cual puede sugerir una mayor sensibilidad de esta especie ante condiciones ambientales negativas. Sin embargo, en ambas especies se observó una similar tendencia al aumento de la toxicidad en los sitios correspondientes a la cuenca media-baja y baja, mientras que los sitios ubicados en zonas altas o medias-altas de la cuenca tuvieron valores de IG% cercanos a los obtenidos con agua desionizada, indicando baja toxicidad (Tabla 4).

Este ensayo representa una aproximación integral en la evaluación de la toxicidad en sistemas complejos con multiplicidad de factores involucrados, permite además realizar una sencilla caracterización toxicológica de la cuenca, y debería servir de base para el planteo de estudios de mayor complejidad.

BIBLIOGRAFÍA

- ACUMAR, A. D. C. M. R. (2010). Plan maestro de gestión integral de residuos sólidos urbanos.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R., & de Iorio, A. F. (2007). A methodological approach to water quality assessment in an ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *GeoJournal*, 70(4), 281-288.
- Ballinger, D. G., & McKee, G. D. (1971). Chemical characterization of bottom sediments. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 216-227.
- Balls, P. W. (1989). The partition of trace metals between dissolved and particulate phases in European coastal waters: a compilation of field data and comparison with laboratory studies. *Netherlands Journal of Sea Research*, 23(1), 7-14.
- Bargiela, M. & Iorio, A. F. de (2016). Estudio de los espectros IR y las propiedades ácido base de sustancias húmicas sedimentarias de la Cuenca Matanza Riachuelo (Argentina). In: *The Fifth International Symposium on Environmental Biotechnology and Engineering*, Buenos Aires.
- Batool, R., Hameed, M., Ashraf, M., Fatima, S., Nawaz, T., & Ahmad, M. S. A. (2014). Structural and functional response to metal toxicity in aquatic *Cyperus alopecuroides* Rottb. *Limnologica*, 48, 46-56.
- Cotano, U., & Villate, F. (2006). Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: a biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin*, 52(4), 404-414.
- Devesa-Rey, R., & Barral, M. T. (2012). Allochthonous versus autochthonous naturally occurring organic matter in the Anllóns river bed sediments (Spain). *Environmental Earth Sciences*, 66(3), 773-782.
- Emino, E. R., & Warman, P. R. (2004). Biological assay for compost quality. *Compost Science & Utilization*, 12(4), 342-348.
- Ferreira, F. P., Vidal-Torrado, P., Otero, X. L., Buurman, P., Martin-Neto, L., Boluda, R., & Macias, F. (2013). Chemical and spectroscopic characteristics of humic acids in marshes from the Iberian Peninsula. *Journal of Soils and Sediments*, 13(2), 253-264.
- Fest, E. P., Temminghoff, E. J. M., Comans, R. N. J., & Van Riemsdijk, W. H. (2008). Partitioning of organic matter and heavy metals in a sandy soil: effects of extracting solution, solid to liquid ratio and pH. *Geoderma*, 146(1-2), 66-74.

- Gao, L., Li, D., & Zhang, Y. (2012). Nutrients and particulate organic matter discharged by the Changjiang (Yangtze River): Seasonal variations and temporal trends. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G4).
- Giani, M., Rampazzo, F., & Berto, D. (2010). Humic acids contribution to sedimentary organic matter on a shallow continental shelf (northern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 90(2), 103-110.
- Hong, S. W., Kim, H. S., & Chung, T. H. (2010). Alteration of sediment organic matter in sediment microbial fuel cells. *Environmental Pollution*, 158(1), 185-191.
- Hou, D., He, J., Lü, C., Wang, W., & Zhang, F. (2014). Spatial distributions of humic substances and evaluation of sediment organic index on Lake Dali-nouer, China. *Journal of Geochemistry*, 2014.
- Kalscheur, K. N., Penskar, R. R., Daley, A. D., Pechauer, S. M., Kelly, J. J., Peterson, C. G., & Gray, K. A. (2012). Effects of anthropogenic inputs on the organic quality of urbanized streams. *Water Research*, 46(8), 2515-2524.
- Lingbo, L., Song, Y., Congbi, H., & Guangbo, S. (2005). Comprehensive characterization of oil refinery effluent-derived humic substances using various spectroscopic approaches. *Chemosphere*, 60(4), 467-476.
- Macklin, M. G. (1992). Metal pollution of soils and sediments: a geographical perspective. *Managing the human impact on the natural environment: patterns and processes*. Belhaven Press, London, 172, 195.
- Malpartida, A. R. (2003). La cuenca del Río Matanza-Riachuelo. Revisión de antecedentes de recursos naturales, compuestos xenobióticos y otros polutantes en la cuenca.
- Muller, G. (1981). The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemiker-Zeitung*, 105, 157-164.
- OECD. (2006). Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test, *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2*, OECD Publishing, Paris.
- Patrick Jr, W. H., & Pardue, J. (1992). Redox and pH conditions affecting solubility and mobility of copper in wet lands. In *Proc. Bioavail. Toxic. of Copper. Workshop Gainesville, Florida* (Vol. 49, p. 71).
- Perdue, E. M., & Koprivnjak, J. F. (2007). Using the C/N ratio to estimate terrigenous inputs of organic matter to aquatic environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(1-2), 65-72.

- Rodriguez Salemi, V., García, A. R., Morisio, Y., Torres Yamaguchi, F. & Iorio, A. F. de. (2010). Removilización de metales durante la resuspensión de sedimentos anóxicos del Riachuelo: Estudio de laboratorio. En: Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en zonas de llanura. Varni, M; Entraigas, I., Vives, L. (Eds). Buenos Aires: Editorial Martín.
- Rodriguez Salemi, V., García A.R., Durán, N., Vazquez Pugliese, D. & Iorio A. F. de. (2012). Dinámica del Cromo: Efectos de la resuspensión de sedimentos contaminados en el río Matanza Riachuelo En: Ciencia y tecnología ambiental: un enfoque integrador. Dos Santos Afonso, M., y Torres Sánchez, R. (Eds). Buenos Aires: Asociación Argentina para el Progreso de las Ciencias. ISBN 978-987-28123-1-7
- Rothwell, J. J., Evans, M. G., & Allott, T. E. H. (2006). Sediment–water interactions in an eroded and heavy metal contaminated peatland catchment, Southern Pennines, UK. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 6(5-6), 669-676.
- Schmidt, F., Elvert, M., Koch, B. P., Witt, M., & Hinrichs, K. U. (2009). Molecular characterization of dissolved organic matter in pore water of continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73(11), 3337-3358.
- Sobrero, M. C., & Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas*, 71-79.
- Tessier, A., Campbell, P. G., & Bisson, M. J. A. C. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry*, 51(7), 844-851.
- Yu, F., Zong, Y., Lloyd, J. M., Huang, G., Leng, M. J., Kendrick, C., ... & Yim, W. W. S. (2010). Bulk organic $\delta^{13}\text{C}$ and C/N as indicators for sediment sources in the Pearl River delta and estuary, southern China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(4), 618-630.
- Zhang, C., Yu, Z. G., Zeng, G. M., Jiang, M., Yang, Z. Z., Cui, F., Zhu, M. Y., Shen, L. Q. & Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment international*, 73, 270-281.

5

Los metales pesados en las plantas palustres

Silvana Arreghini, Cecilia Valea, Gonzalo Arnedillo, Silvana Auguet, Roberto Serafini, Alicia F. de Iorio.

DISPONIBILIDAD DE METALES EN EL MEDIO Y CAPTACIÓN POR LAS RAÍCES

La captación de los metales pesados por las plantas palustres depende en gran medida de la especiación de los metales en el sedimento, que condiciona su fuerza de unión, y de la capacidad de las plantas para movilizarlos/inmovilizarlos promoviendo o limitando su captación. Existen numerosos trabajos experimentales y relevamientos a campo (Brix, 1994; Gillespie y col., 1999; Samecka-Cymerman y Kempers, 2001; Cardwell y col., 2002; Deng y col., 2004; Brisson y Chazarenc, 2009; Arreghini y col., 2017), que destacan la capacidad de las plantas para incorporar metales pesados en su biomasa y remediar de esta forma suelos y sedimentos contaminados.

En la cuenca alta del Matanza-Riachuelo (MO-LG), se determinó la concentración de metales en raíces de juncos (*Schoenoplectus californicus*). La concentración de los metales acumulados siguió el orden $Zn > Ni > Cu > Cr$, semejante a la concentración determinada en los sedimentos de la rizósfera ($Zn > Ni > Cr \approx Cu$) (Figura 1). Del mismo modo, las raíces de *Sagittaria montevidensis* provenientes de un sitio de la cuenca media del Matanza-Riachuelo (MO-R3) presentaron un orden relativo de acumulación de metales ($Zn > Cu > Ni > Cr$) semejante al determinado en los sedimentos de la rizósfera ($Zn > Cu > Cr > Ni$) (Figura 1).

En ambos casos, y considerando que las especies vegetales crecieron en sedimentos con bajos niveles de metales, la captación por parte de las plantas

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

palustres respondió a la concentración del metal en el sedimento y a su esencialidad, observándose además una limitación en la captación de Cr (metal no esencial) en el caso de *S. montevidensis*.

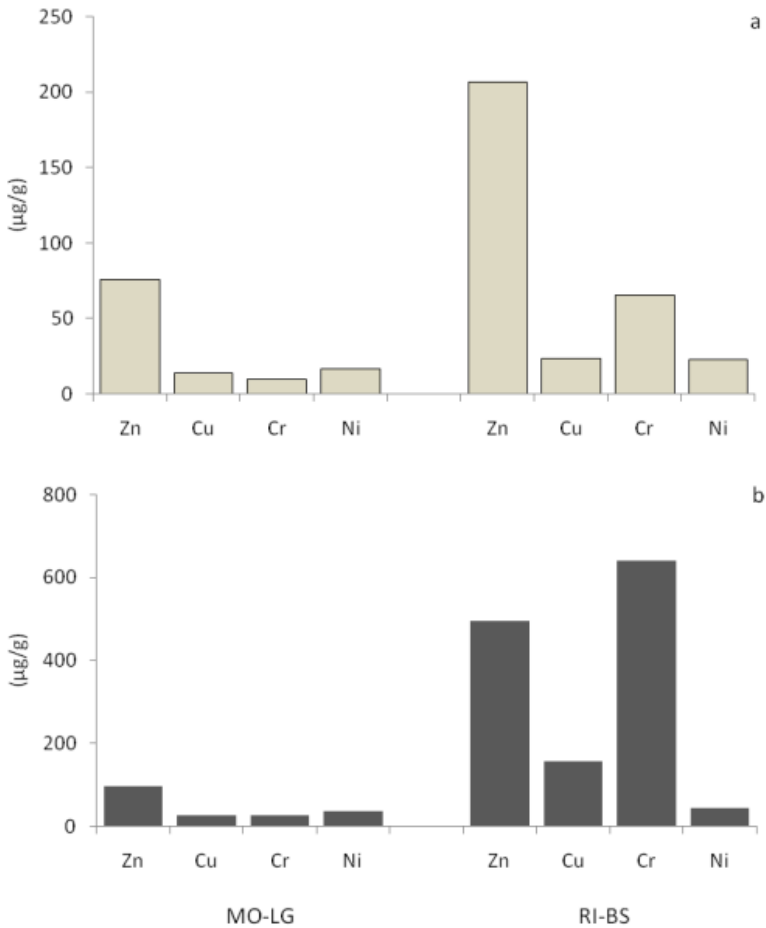


Figura 1. Concentración de Zn, Cu, Cr y Ni en raíz de *Schoenoplectus californicus* (a) y sedimentos de su rizósfera (b), colectados en los sitios: MO-LG (cuenca alta) y MO-R3 (cuenca media) y RI-BS y RI-ME1 (cuenca baja).

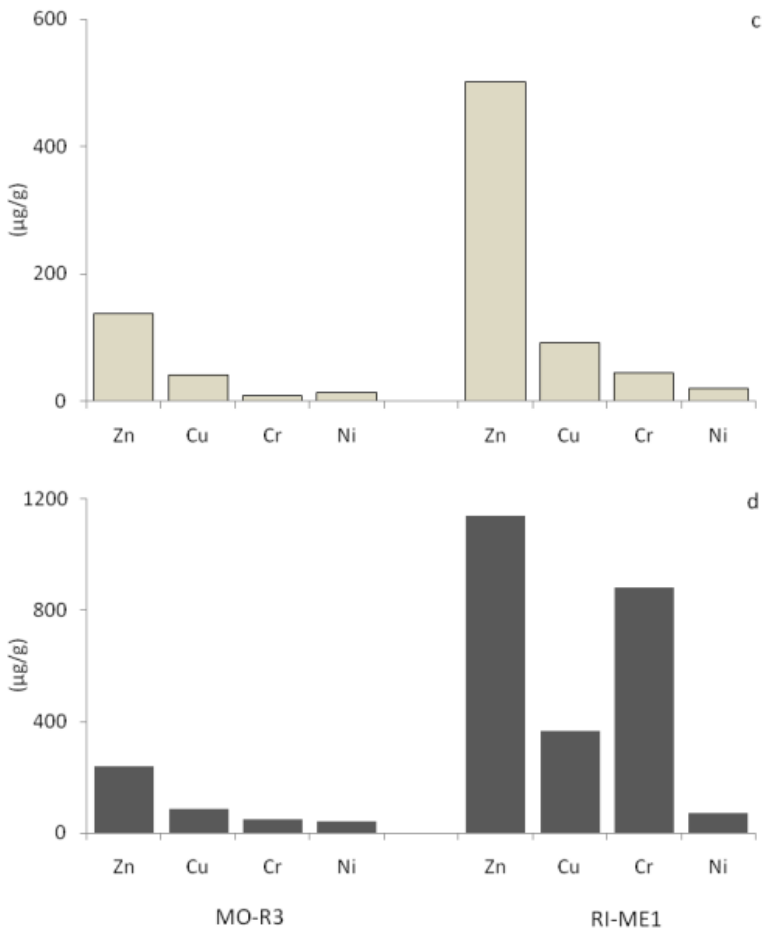


Figura 1 (cont.). Concentración de Zn, Cu, Cr y Ni en raíz de *Schoenoplectus californicus* y en raíz de *Sagittaria montevidensis* (c) y sedimentos de su rizósfera (d), colectados en los sitios: MO-LG (cuenca alta) y MO-R3 (cuenca media) y RI-BS y RI-ME1 (cuenca baja).

Características de las plantas palustres

Las plantas palustres constituyen un grupo homogéneo desde una perspectiva ecológica y de hábito de vida, pero heterogéneo desde una aproximación taxonómica. Son consideradas plantas palustres aquellas especies de plantas acuáticas que crecen arraigadas al sedimento, a diferencia de las plantas flotantes, y que presentan estructuras fotosintéticas emergentes, a diferencia de las plantas sumergidas.

Las plantas palustres poseen estructuras subterráneas (raíces y rizomas) que no solamente intervienen en la fijación al sustrato sedimentario y constituyen el principal órgano de captación de nutrientes, sino que les confieren además una capacidad excepcional para soportar las perturbaciones frecuentes y propagarse rápidamente en forma vegetativa para la colonización de nuevos ambientes. Estas plantas carecen de crecimiento secundario, están poco expuestas a la presión de la herbivoría y comprometen la mayor proporción de su biomasa aérea en actividades fotosintéticas.

En algunos casos, la simplificación estructural puede ser tan grande, que tallos y hojas se encuentran fusionados formando un vástago al tiempo que poseen tejidos específicos, como el aerenquímico, que minimizan su densidad y el consumo de los preciados asimilados fotosintéticos por parte del tejido parenquimatoso de relleno. Además, el aerénquima cumple un rol central en el transporte de gases hacia y desde las estructuras subterráneas, permitiendo la subsistencia de las plantas aún durante prolongados periodos de inundación.

En conjunto, las características distintivas de las plantas palustres confieren una excepcional capacidad para colonizar ambientes inundados con mínima competencia con especies terrestres, dados los mecanismos adaptativos que les permiten soportar inundaciones frecuentes y movilizar los abundantes nutrientes disponibles.

En los sitios altamente contaminados con metales pesados de la cuenca baja (RI-BS y RI-ME1) se observó una variación en la relación entre la concentración de metales en las raíces de las dos especies vegetales estudiadas y el sedimento de su rizósfera, dependiendo del metal analizado. En ambos casos el Zn fue el metal captado con mayor eficiencia y se observó una notoria restricción a la incorporación de Cr, especialmente en el caso de *S. montevidensis* (Figura 1).

Dado que la incorporación de nutrientes, y también de metales, en las macrofitas emergentes se produce principalmente desde los sedimentos (Agami

yWaisel, 1986), en muchos casos se registra un aumento en la concentración de metales en planta proporcional al observado en los sedimentos (Jackson, 1998).

Sin embargo, esta relación no necesariamente es lineal debido a la saturación de los sitios de captación y a las limitaciones frecuentemente observadas en la traslocación (transporte) hacia las estructuras aéreas (Prasad y col., 2005).

Resulta esperable que la captación sea efectiva cuando se analizan metales esenciales con bajas concentraciones en el medio (Ali y col., 2002; Chandra, 2004; Serafini y col., 2008) y que cuando se consideran metales no esenciales a concentraciones elevadas operen mecanismos que restrinjan su internalización. Cuanto mayor es el valor del factor de bioconcentración (FBC) ¹, mayor es la capacidad de la especie vegetal para movilizar metales desde el sedimento en las particulares condiciones analizadas (concentración del metal, potencial redox, pH, etc.).

Al representar gráficamente los valores de FBC para Zn, Cu, Cr y Ni puede observarse que los valores más altos corresponden al Zn a bajas concentraciones en sedimento, mientras que los menores valores corresponden al Cr a elevadas concentraciones del metal en el sedimento (Figura 2). Esto sugiere la existencia de un mecanismo selectivo que promueve la captación de un metal esencial como el Zn cuando su concentración en el medio es baja y que restringe en forma relativa la misma cuando su concentración es más elevada. En el caso del Cr, su captación se encontraría inhibida, especialmente a elevadas concentraciones en sedimento (Figura 1).

1 factor de bioconcentración (FBC o BCE, por sus siglas en inglés), es frecuentemente utilizado para estimar la captación de metales de distintas especies de macrófitas. Este índice se obtiene como la relación entre la concentración de metal en raíces (principal órgano de captación) y la concentración total de metal en el sedimento (la suma de la concentración de metal asociado a todas las fracciones del sedimento). El FBC es adimensional y suele presentar valores inferiores a la unidad en el caso de las plantas palustres.

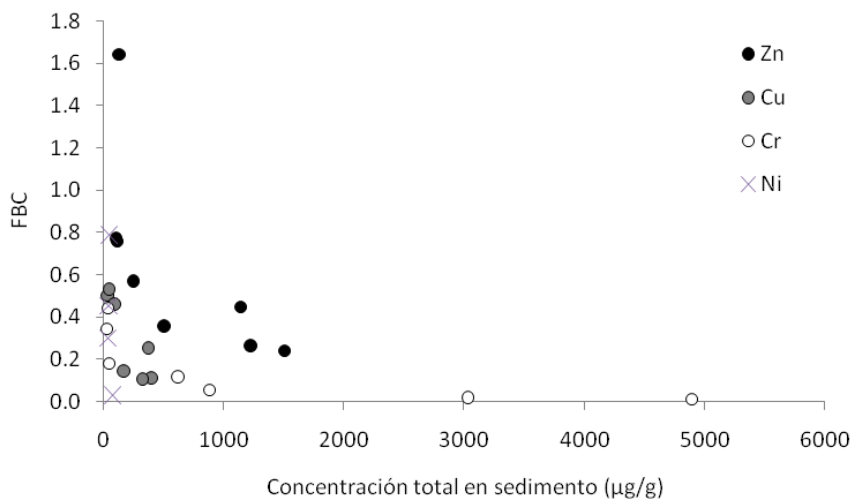


Figura 2. Factor de bioconcentración (FBC) de Zn, Cu y Cr como función de la concentración total de metal en sedimentos obtenidos para distintas especies de plantas palustres de la ribera del río Matanza-Riachuelo.

No obstante, resulta necesario destacar que para el cálculo del FBC se considera la concentración total del metal en sedimento y que de acuerdo con lo anteriormente expuesto este valor no necesariamente refleja la proporción de metal biodisponible. De acuerdo con la especiación de metales realizada en sedimentos de la cuenca baja, aproximadamente el 15% del Zn del sedimento se encontró asociado a la fracción más móvil (intercambiable), mientras que el Cr se asoció preferencialmente a fracciones estables, como los óxidos y la materia orgánica-sulfuros (Ver Capítulo 4).

De esta forma, los bajos FBC registrados en los ambientes contaminados podrían ser el resultado de dos mecanismos específicos actuando en forma conjunta. El mecanismo abiótico es característico del sedimento y de la abundancia relativa de sitios de unión que estabilizan selectivamente metales pesados. El mecanismo biótico implica un conjunto de respuestas que conducen a la limitación de la captación de metales no esenciales por parte de las plantas.

MOVILIDAD DE LOS METALES EN LA PLANTA

La restricción a la captación de metales pesados potencialmente tóxicos y su acumulación en la biomasa subterránea es generalmente considerada como una estrategia de respuesta por exclusión del contaminante (Weis y Weis, 2004).

Por otra parte, también se admite que elevadas tasas de traslocación² a la biomasa aérea sugieren la existencia de eficaces mecanismos de detoxificación y una estrategia de tolerancia a la contaminación, como la que caracteriza a las especies hiperacumuladoras.

De esta forma y para definir adecuadamente la respuesta en un ambiente contaminado, deben analizarse en forma conjunta tanto los indicadores que cuantifican la relevancia de la captación (FBC), como aquellos que brindan información acerca de la traslocación dentro de la planta.

En ambas especies de plantas palustres estudiadas y para todos los metales analizados, los valores de FT fueron inferiores a la unidad con excepción de un muestreo de *S. montevidensis* en la cuenca baja y para el caso del Cr (Figura 3).

Esto indica que tanto *S. californicus* como *S. montevidensis* poseen mecanismos que les permiten limitar eficientemente la traslocación de metales hacia la biomasa aérea y sugiere una estrategia de respuesta por exclusión del contaminante.

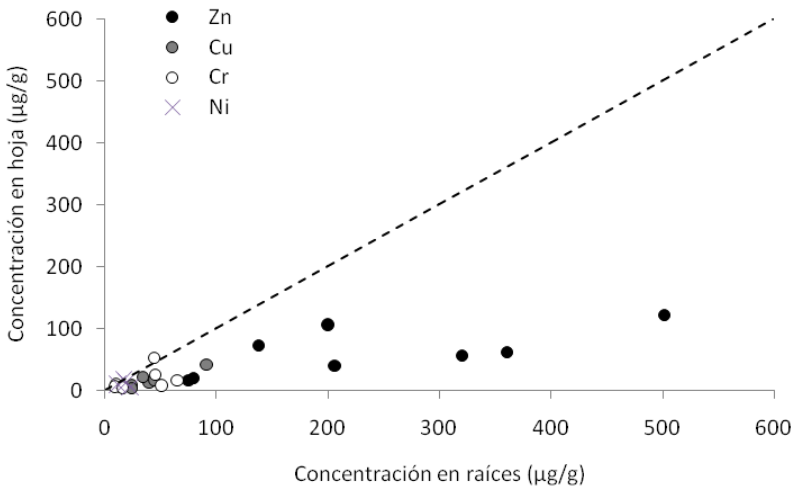


Figura 3. Concentración de Zn, Cu, Cr y Ni en raíces y hojas de distintas especies de plantas palustres de la ribera del río Matanza-Riachuelo. La línea punteada indica una relación 1:1 entre la concentración en hoja y la concentración en raíces.

2 El factor de traslocación (FT o TE, por sus siglas en inglés) es un coeficiente adimensional que relaciona la concentración de metales en la biomasa aérea (hojas o vástagos) con la concentración en la biomasa subterránea (raíz). Valores de FT superiores a la unidad indican una traslocación eficiente, mientras que valores inferiores a la unidad indican limitaciones a la movilidad.

Los mecanismos involucrados no sólo previenen el daño de las estructuras fotosintéticas sensibles y favorecen el crecimiento y desarrollo de las plantas (Hall, 2002), sino que además evitan la transferencia de los metales tóxicos a otros eslabones de la red trófica.

Esta estrategia de exclusión e inmovilización, que resulta característica de numerosas especies de plantas palustres, limita su utilización como fitoextractoras en la remediación de sitios contaminados pero las posiciona como potenciales y eficientes fitoestabilizadoras (Ver Capítulo 6).

ADAPTACIONES DE LAS PLANTAS PALUSTRES AL ESTRÉS POR METALES

La acción tóxica de los metales pesados sobre los organismos puede dividirse en dos grandes grupos. La toxicidad directa, generada por sustitución de los metales esenciales en sitios activos de moléculas relevantes para las células (enzimas, proteínas involucradas en la expresión génica, heterociclos, etc.) y la toxicidad indirecta, relacionada con la generación de especies reactivas de oxígeno por metales con actividad redox.

Los mecanismos de respuesta al estrés por metales incluyen aquellos orientados a prevenir su ingreso al citoplasma celular (transportadores específicos de membrana, acumulación en pared celular, compartimentalización vacuolar) y otros destinados a prevenir el daño oxidativo causado indirectamente por los metales (fitoquelatinas y metalotioeninas, enzimas de estrés oxidativo, etc).

EFFECTO DE ZN SOBRE LAS RAÍCES DE *Schoenoplectus californicus* (JUNCO)

El Zn es considerado como uno de los contaminantes metálicos más relevantes en la cuenca Matanza-Riachuelo, habiéndose identificado a las raíces de *S. montevidensis* y de *S. californicus* como la principal estructura de captación y acumulación de metales (Figuras 2 y 3).

Se realizó un ensayo en laboratorio para evaluar potenciales alteraciones morfológicas y morfométricas en raíces de juncos (*S. californicus*) crecidas en sedimentos no contaminados en comparación con plantas crecidas en sedimentos contaminados con Zn.

Se realizaron cortes histológicos de raíces de plantas provenientes de sitios no contaminados para observar al microscopio óptico e identificar la disposición radial de los principales tejidos.

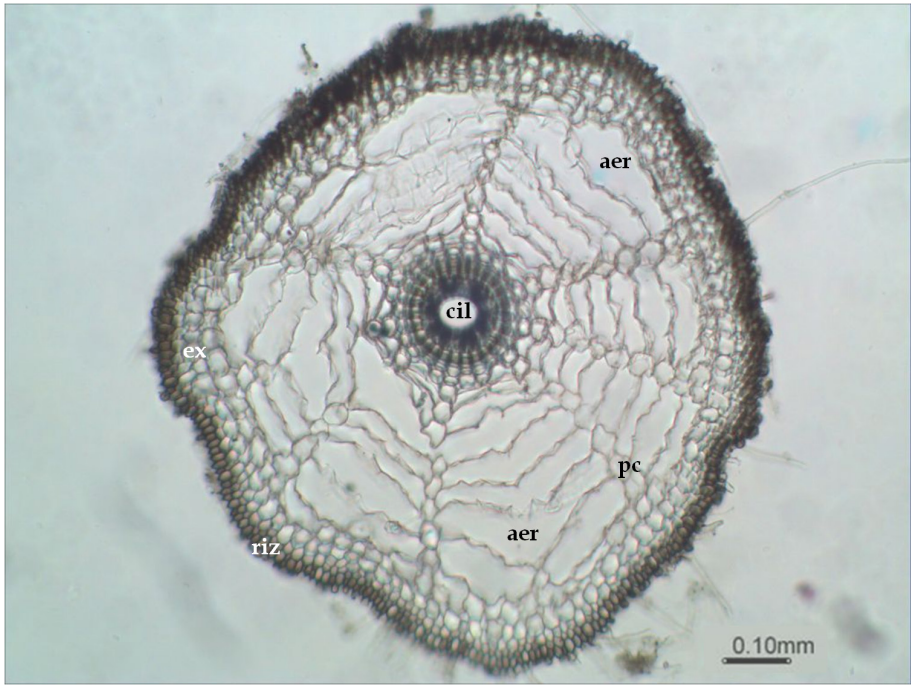


Foto 1. Corte transversal de raíz de *S. californicus* donde se diferencian los principales tejidos, en plantas de ambientes no contaminados. riz: rizodermis; ex: exodermis; pc: parénquima cortical; aer: aerenquima; en: endodermis; pe: periciclo; cil: cilindro central.

En un corte transversal típico pudo identificarse una capa exterior de células (rizodermis) que se continúa con la corteza externa (exodermis), media e interna. En la corteza media, se observó entre las células parenquimáticas una serie de sacos aéreos formados por células muertas carentes de citoplasma. Este tejido, conocido como aerenquima, se continúa hasta el vástago de la planta y cumple con diversas funciones. Entre ellas se destaca la de facilitar el intercambio gaseoso entre las células de la raíz y las estructuras aéreas en contacto con la atmósfera. Sin la presencia del tejido aerenquimático las células de la raíz no serían capaces de realizar el metabolismo oxidativo cuando los sedimentos se encuentran anegados. La capa más interna de la corteza es la endodermis, cuyas células están revestidas por las Bandas de Caspary, que limita el ingreso de elementos perjudiciales al cilindro central y su traslocación hacia las zonas más sensibles de la planta. En el cilindro central se identificó el periciclo que rodea a los cordones xilemáticos y floemáticos, y la médula (Foto 1).

En el análisis de los cortes histológicos de plantas expuestas a la contaminación por Zn, se observaron evidencias de alteraciones anatómicas en los

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

tejidos radiculares de *S. californicus* a concentraciones de 100ppm de Zn. Se observó un aumento en el diámetro de la raíz, en el ancho del periciclo y en el ancho del cilindro central, así como también en el número de capas de células del parénquima cortical. Además, se registró un marcado engrosamiento de las paredes celulares de los tejidos epidérmicos externos (rizodermis y exodermis) (Foto 2).

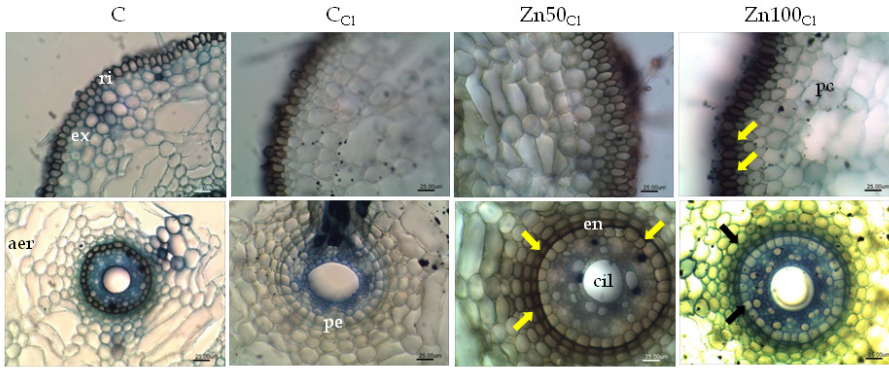


Foto 2. Cortes transversales de raíces de *S. californicus* crecidas a diferentes concentraciones de Zn y con sales de cloruro (40x). C (control, solo Hoagland), C_{Cl} (control, KCl), Zn50_{Cl} (50mg/L de Zn), Zn100_{Cl} (100mg/L de Zn). Las flechas indican los sitios de engrosamiento. aer=aerénquima, ex=exodermis, cil=cilindro central, en=endodermis, pc=parénquima cortical, ri=rizodermis, pe=periciclo.

En forma similar a lo observado por otros autores, las alteraciones anatómicas estarían evidenciando un incremento en la densidad de sitios de unión para metales en las paredes celulares (Schreiber y col., 1999; Cheng y col., 2010; Batool y col., 2014; Redjala y col., 2011; Stoláriková-Vaculíková y col., 2015).

Existen numerosas especies de plantas terrestres que poseen mecanismos específicos de resistencia a elevados niveles de metales intracelulares. No obstante, estos mecanismos de respuesta requieren de inversiones energéticas y de nutrientes considerables por lo que las plantas hiperacumuladoras suelen presentar muy bajas tasas de crecimiento.

Las plantas de humedales, y las palustres en particular, exhiben altas tasas de crecimiento incluso en medios contaminados con elevados niveles de metales pesados tóxicos. Las observaciones realizadas sugieren que el fortalecimiento de las denominadas barreras apoplásticas (paredes celulares) podría constituir un mecanismo eficiente de respuesta a estrés, al prevenir el ingreso de los metales al citoplasma.

PROTOCOLO DE PROCEDIMIENTOS

Determinación del contenido de materia orgánica y nitrógeno en sedimento

Se determinó el contenido de materia orgánica según el método de Walkley y Black (1934) y por el método de Ignición (Loss On Ignition LOI, Eyherabide y col., 2014). El contenido de nitrógeno se determinó mediante el método Kjeldahl.

Determinación de la concentración de metales en el sedimento

a) Concentraciones en las fracciones del sedimento

- ▶ Se utilizó la metodología de extracción secuencial propuesta por Tessier et al. (1979).
- ▶ Se colocaron 2g de sedimento en tubos de centrifuga y se extrajo la fracción intercambiable con 16ml de $MgCl_2$ a pH 7, en agitación continua durante 1 hora. Se centrifugó a 10000rpm. Se colectó el sobrenadante.
- ▶ Del residuo anterior se extrajo la fracción carbonatos con 16ml de NaAc a pH 5 con HAc en agitación continua hasta completa disolución. Se centrifugó a 10000rpm. Se colectó el sobrenadante.
- ▶ Del residuo anterior se extrajo la fracción óxidos de Fe y Mn con 40ml de $NH_2OH.HCl$ 25% (v/v) de HAc a 96°C hasta completa disolución. Se centrifugó a 10000rpm. Se colectó el sobrenadante.
- ▶ Del residuo anterior se extrajo la fracción materia orgánica-sulfuros con 6ml de HNO_3 0,02M y 10ml de H_2O_2 30% (ajustada a pH 2) calentando a 85°C por 2 h; se agregaron 6ml de H_2O_2 30% (ajustada a pH 2) calentando a 85°C por 3h; se enfrió y agregaron 10ml de NH_4Ac 3,2M y se agitó durante 30 minutos. Se centrifugó a 10000rpm. Se colectó el sobrenadante.
- ▶ El residuo anterior se colocó en vasos de teflón y se mineralizó en plancha calefactora con HF- $HClO_4$ hasta disolución completa. Se recogió en matraces y se diluyó a 25ml con agua destilada.

La concentración de metales en cada una de las soluciones se determinó por Espectrofotometría de Absorción Atómica.

b) Concentración total en el sedimento

Se obtuvo a partir de la suma de las concentraciones de metal de todas las fracciones.

Determinación de la concentración de metales en estructuras vegetales

Las plantas fueron lavadas con agua corriente y agua destilada para remover cualquier partícula de sedimento superficialmente adherida, y separadas en raíz, rizoma, tallo y hojas. El material vegetal se secó en estufa a 70°C hasta peso constante y luego se pesó con una precisión de 0,0001g. Se determinó el peso fresco y peso seco de cada uno de los órganos analizados (raíz, rizoma, tallo y hojas).

Se determinó la concentración de metales en dichas estructuras de la planta. Para ello se colocó 1g del material vegetal secado y molido en vasos de teflón y se mineralizó en plancha calefactora con HF-HClO₄ hasta disolución completa. Se recogió en matraces y se diluyó a 25ml con agua destilada. Su concentración se determinó por Espectrofotometría de Absorción Atómica.

Evaluación de alteraciones morfológicas en raíces de plantas palustres

- ▶ Se realizó un ensayo con plantas de *Schoenoplectus californicus* colectadas de un sitio no contaminado y que se dejaron aclimatar en condiciones de invernáculo durante 30 días. Luego, las plantas se colocaron en macetas con solución nutritiva Hoagland y se expusieron durante 30 días a dos dosis de ZnCl₂: 50mgZn/L (Zn50Cl) y 100mgZn/L (Zn100Cl); se contrastaron contra un control del anión cloruro (C KCl) al que se le agregó la misma concentración de cloruro que en el tratamiento Zn100Cl, y un control (C) con sólo solución nutritiva Hoagland. El agregado del metal se realizó mediante una única aplicación al inicio de la experiencia.
- ▶ Al término del ensayo se colectaron las raíces, se lavaron con agua destilada y se mantuvieron fijadas en recipientes con solución FAA (Alcohol-Agua destilada-Formol-Ácido Acético en una relación 50:35:10:5) durante al menos 48hs, según D'Ambrogio de Argüeso (1986).
- ▶ Luego, las raíces fueron lavadas con agua corriente y se realizaron cortes a mano alzada en sentido transversal, descartándose los 2cm iniciales desde el ápice. Los cortes fueron mantenidos en agua destilada para evitar la deshidratación y el colapso del tejido radicular.

- ▶ Los cortes fueron teñidos con una solución de violeta de cresilo al 0,5%. Se realizaron lavados sucesivos con agua destilada. Posteriormente se montaron en gelatina-glicerina.
- ▶ Los cortes de raíces fueron observados al microscopio óptico y fotografiados para realizar mediciones de las distintas variables morfológicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Agami, M., & Waisel, Y. (1986). The role of mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) in distribution and germination of seeds of the submerged hydrophyte *Najas marina* L. *Oecologia*, 68(3), 473-475.
- Ali, N. A., Bernal, M. P., & Ater, M. (2002). Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. *Plant and Soil*, 239(1), 103-111.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Serafini, R., & de Iorio, A. F. (2017). Effect of the combined addition of Zn and Pb on partitioning in sediments and their accumulation by the emergent macrophyte *Schoenoplectus californicus*. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(9), 8098-8107.
- Batool, R., Hameed, M., Ashraf, M., Fatima, S., Nawaz, T., & Ahmad, M. S. A. (2014). Structural and functional response to metal toxicity in aquatic *Cyperus alopecuroides* Rottb. *Limnologia*, 48, 46-56.
- Brisson, J., & Chazarenc, F. (2009). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection?. *Science of the total environment*, 407(13), 3923-3930.
- Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29(4), 71-78.
- Cardwell, A. J., Hawker, D. W., & Greenway, M. (2002). Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48(7), 653-663.
- Chandra, P., & Kulshreshtha, K. (2004). Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. *The Botanical Review*, 70(3), 313-327.
- Cheng, H., Liu, Y., Tam, N. F. Y., Wang, X., Li, S. Y., Chen, G. Z., & Ye, Z. H. (2010). The role of radial oxygen loss and root anatomy on zinc uptake and tolerance in mangrove seedlings. *Environmental Pollution*, 158(5), 1189-1196.

- D'Ambrogio de Argüeso, A. (1986). Manual de técnicas en histología vegetal. Hemisferio Sur, Buenos Aires, 83.
- Deng, H., Ye, Z. H., & Wong, M. H. (2004). Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental pollution*, 132(1), 29-40.
- Eyhérbide, M., Saínz Rozas, H. R., Barbieri, P. A., & Echeverría, H. E. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. Comparison of methods for determining soil organic carbon. *Ciencia del suelo. revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*, 32(1), 13-19.
- Gillespie Jr, W. B., Hawkins, W. B., Rodgers Jr, J. H., Cano, M. L., & Dorn, P. B. (1999). Transfers and transformations of zinc in flow-through wetland microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43(2), 126-132.
- Hall, J. Á. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of experimental botany*, 53(366), 1-11.
- Jackson, L. J. (1998). Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants. *Science of the Total Environment*, 219(2-3), 223-231.
- Prasad, M. N. V., Greger, M., & Aravind, P. (2005). Biogeochemical cycling of trace elements by aquatic and wetland plants: relevance to phyto remediation. *Traces elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology and bioremediation*, 451-482.
- Redjala, T., Zelko, I., Sterckeman, T., Legué, V., & Lux, A. (2011). Relationship between root structure and root cadmium uptake in maize. *Environmental and Experimental Botany*, 71(2), 241-248.
- Samecka-Cymerman, A., & Kempers, A. J. (2001). Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *Science of the Total Environment*, 281(1-3), 87-98.
- Schreiber, L., Hartmann, K., Skrabs, M., & Zeier, J. (1999). Apoplastic barriers in roots: chemical composition of endodermal and hypodermal cell walls. *Journal of Experimental Botany*, 50(337), 1267-1280.
- Serafini, R. J. M., Arreghini, S., Troiani, H. E., de Cabo, L. & Iorio, A. F. de. (2008). Dinámica de Zn, Cu y Cr en sedimentos, aguas y plantas del río Matanza-Riachuelo: Implicancias para la fitorremediación. V Congreso Iberoamericano de Química y Física Ambiental. Mar del Plata, Argentina. 14 al 18 de abril.

- Stoláriková-Vaculíková, M., Romeo, S., Minnocci, A., Luxová, M., Vaculík, M., Lux, A., & Sebastiani, L. (2015). Anatomical, biochemical and morphological responses of poplar *Populus deltoides* clone Lux to Zn excess. *Environmental and Experimental Botany*, 109, 235-243.
- Tessier, A., Campbell, P. G., & Bisson, M. J. A. C. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry*, 51(7), 844-851.
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.
- Weis, J. S., & Weis, P. (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment international*, 30(5), 685-700.

6

Cuenca alta - Fitorremediación aplicada a la restauración de riberas

Natalia Rodríguez, Sofía Carusso, Marilé Gamarnik

INTRODUCCIÓN

La intensidad y el avance desmedido de actividades humanas han provocado el deterioro de muchos ecosistemas acuáticos y terrestres. La contaminación de los suelos de las áreas ribereñas es uno de los principales problemas que se presentan a la hora de plantear proyectos de restauración en cuencas urbanas para la posterior recuperación del espacio para uso público. En nuestro país, en particular en el AMBA (Área Metropolitana de Buenos Aires), se observa un elevado grado de deterioro de las aguas superficiales y acuíferos. Los ríos y arroyos de las principales cuencas de la región han sido muy modificados, con canalizaciones, desviaciones, entubamientos parciales o totales y presentan un alto grado de contaminación industrial, cloacal y rural. Las principales sustancias tóxicas pueden dividirse en dos grandes grupos:

- 1) sustancias inorgánicas, que incluyen a los metales pesados y aniones y
- 2) sustancias orgánicas, que incluyen tres grupos de mayor importancia: los hidrocarburos, los detergentes y los plaguicidas.

Si bien en muchos casos la concentración alcanzada por estas sustancias es baja, su peligrosidad ambiental radica en la elevada toxicidad, la estabilidad y la movilidad en el ambiente que presentan algunas de ellas. Algunos compuestos pueden permanecer en el ambiente por períodos prolongados sin sufrir

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

alteraciones químicas o biológicas, siendo capaces de ejercer efectos tóxicos, mutagénicos y/o carcinogénicos.

Todas estas perturbaciones han modificado las condiciones ambientales de los ecosistemas acuáticos y ribereños, reduciendo su capacidad para albergar una comunidad vegetal y faunística bien estructurada y diversa. El estado de degradación del medio natural y la emergente sensibilización y conciencia social instan a trabajar en proyectos en pos de la recuperación de las funciones y servicios ecosistémicos que se han perdido, poniendo a prueba y combinando diferentes técnicas de restauración de cuencas.

En este marco, la restauración ecológica se entiende como todas aquellas actividades intencionales que intentan ayudar a la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad, al buscar reiniciar procesos ecológicos que fueron interrumpidos. Un ecosistema restaurado con éxito se autoorganiza, recupera biodiversidad y estructura, y mejora la provisión de servicios ecosistémicos. Para lograr la restauración de un ecosistema, podemos considerar diferentes tecnologías. En el caso de cuencas y riberas, una de las tecnologías utilizadas es la **fitorremediación**, que se define como el uso de plantas y microorganismos asociados para reducir las concentraciones o efectos tóxicos de los contaminantes en el ambiente. Las plantas pueden remover, reducir, transformar, mineralizar, degradar, volatilizar o estabilizar metales pesados y contaminantes orgánicos. Esta tecnología es considerada una estrategia de restauración eficiente, ambientalmente amigable, aplicable *in situ*, económica y sustentable. En la siguiente tabla (tabla 1) se resumen las principales ventajas y limitaciones de esta estrategia.

Tabla 1: Ventajas y limitaciones de la fitorremediación.

Ventajas	Limitaciones
tecnología sustentable y económica	Puede resultar un proceso lento
Método permanente <i>in situ</i> , no intrusivo y auto-sostenido de remoción de contaminantes	Acción restringida a contaminación superficial
Eficiente para contaminantes orgánicos e inorgánicos	No es muy eficiente cuando el contaminante está muy adherido al suelo
Se puede emplear en agua, suelo y sedimentos.	Puede haber contaminación de la cadena alimenticia si ocurre un mal manejo
Mejora las propiedades físicas y químicas del suelo	El tipo de contaminación y el grado de tolerancia determina la aptitud de cada especie
Bajo costo	
No se requiere personal especializado para su manejo	

ESTRATEGIAS DE FITORREMEDIACIÓN

Como se mencionó anteriormente, la fitorremediación permite reducir las concentraciones o efectos tóxicos de los contaminantes en el ambiente. Para lograr eso, las plantas pueden emplear diversas estrategias. Dependiendo del tipo de contaminante, las tecnologías de fitorremediación se pueden utilizar como medio de contención (**rizofiltración y fitoestabilización**), o como forma de eliminación del mismo (**fitodegradación, fitoextracción, fitovolatilización y fitoestimulación**). Las mismas se detallan a continuación y se ejemplifican en la Figura 1:

- ▶ **Rizofiltración:** los contaminantes se remueven del agua gracias a la absorción y posterior acumulación de los mismos en las raíces de las plantas, minimizando su movimiento hacia las aguas subterráneas. Cuando las raíces se saturan, las plantas se cosechan y se disponen adecuadamente.
- ▶ **Fitoestabilización (o fitoinmovilización):** las plantas “estabilizan” los **contaminantes inorgánicos** (metales y metaloides) al retenerlos en la superficie de sus raíces, dejándolos menos disponibles para otros seres vivos y disminuyendo su difusión en el ambiente. Las plantas muy tolerantes a altas concentraciones de metales se denominan *metalófitas*.
- ▶ **Fitodegradación:** las plantas transforman y degradan los **contaminantes orgánicos** en productos inofensivos gracias a la actividad de compuestos llamados enzimas que actúan en sus procesos metabólicos básicos.
- ▶ **Fitoextracción:** los contaminantes son absorbidos del suelo o el agua y acumulados en los tejidos de las plantas. Esta técnica suele utilizarse para remediar suelos contaminados con **metales pesados** en donde se utilizan plantas metalófitas preferentemente *hiperacumuladoras* que tienen la capacidad de mantener altas concentraciones de metales pesados en sus tejidos.
- ▶ **Fitovolatilización:** en este caso las plantas absorben agua junto con **contaminantes orgánicos e inorgánicos**. Los mismos llegan a las hojas gracias al flujo transpiratorio y son evaporados o volatilizados hacia la atmósfera. Si bien esta estrategia no remueve el contaminante, sino que lo transfiere de un compartimento (suelo) a otro (atmósfera), pasa a estar en concentraciones muy diluidas e inocuas.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

- ▶ Fitoestimulación (o rizodegradación): las plantas pueden facilitar la biodegradación de **contaminantes orgánicos** en su rizosfera¹ al liberar al entorno enzimas capaces de degradarlos y al estimular la actividad de microorganismos que también participan en la degradación.

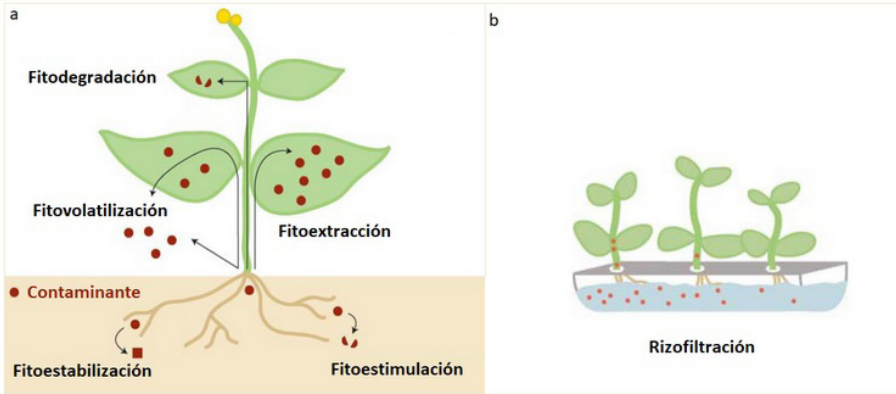


Figura 1. Representación de las estrategias de fitorremediación: a) el contaminante (representado por círculos rojos) puede estabilizarse o degradarse en la rizósfera, secuestrarse o degradarse dentro del tejido vegetal o volatilizarse. b) El contaminante se absorbe a través de las raíces de la planta en ambientes acuáticos.

En la siguiente tabla (tabla 2) se pueden observar, a modo de síntesis, las estrategias de fitorremediación, los procesos involucrados, los contaminantes para los que se utiliza cada una de ellas y el destino final de los mismos:

¹ *Rizosfera*: comprende la región del suelo ocupada por las raíces de las plantas, donde crece una comunidad microbiológica cuya actividad se vincula con distintos procesos relacionados con el agua, nutrición mineral, entre muchos otros, que la hacen diferente del resto del suelo en sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

Tabla 2: Mecanismos de fitorremediación.

Tipo	Proceso involucrado	Tipo de contaminante	Destino del contaminante
Rizofiltración	Absorción por las raíces	Orgánicos e inorgánicos	Retenido en el suelo y en las raíces
Fitoestabilización	Retención en la superficie de las raíces	Orgánicos e inorgánicos	Retenido en el suelo
Fitodegradación	Absorción y degradación del contaminante	Orgánicos	Transformación a un producto inofensivo
Fitoextracción	Acumulación en los tejido aéreos principalmente	Inorgánicos	Retenido en la vegetación
Fitovolatilización	Volatilización a través de las hojas	Orgánicos e inorgánicos	Transferencia a otro compartimento ambiental.
Fitoestimulación	Generación de exudados en las raíces para promover el desarrollo de microorganismos degradativos de contaminantes	Orgánicos	Transformación a un producto inofensivo

MONITOREO Y MANEJO DE LA VEGETACIÓN

Como se mencionó previamente, dado que el destino del contaminante varía según la estrategia, previo a una intervención de revegetación es necesario conocer qué estrategia implementa cada especie vegetal para cada tipo de contaminante. Esto determinará el tipo de monitoreo de los sitios intervenidos y el manejo posterior que deberá realizarse de la biomasa vegetal. Este aspecto cobra principal relevancia en el caso de los metales que no son degradados por el metabolismo vegetal ni por los microorganismos de la rizósfera, sino que se inmovilizan en el suelo o se acumulan en el tejido vegetal.

Por un lado, en el caso de las especies que acumulan los metales en tallos y hojas que antes estaban difusos en el suelo, la biomasa debe ser cosechada para su tratamiento. Por procesos de compostaje, compresión o tratamientos térmicos se reduce su volumen para su posterior disposición final como residuo peligroso. Previo a la disposición final es posible la recuperación de elementos con valor económico (biominería). En el caso de especies vegetales con esta estrategia, durante el período de remediación debe restringirse el acceso de animales

herbívoros (cercos perimetrales, redes aéreas), cosecharse la biomasa antes de la floración, así como monitorearse el destino de la hojarasca. Estos cuidados deben tenerse en cuenta a fin de evitar que los contaminantes se incorporen nuevamente al suelo, así como para prevenir su entrada a la cadena trófica.

Por otro lado, en el caso de las estrategias de inmovilización de los contaminantes en el suelo, no es necesaria la disposición de la biomasa porque los metales permanecen inmovilizados en el lugar. Sin embargo, resulta necesario un monitoreo y mantenimiento continuo de la cobertura del suelo para prevenir la futura re-liberación de los metales al ambiente y asegurarse que permanecen estabilizados y menos biodisponibles para otros seres vivos.

FITORREMIACIÓN Y RESTAURACIÓN DE RIBERAS

Finalmente, es importante tener en cuenta que para lograr la efectividad de un proceso de fitorremediación es importante buscar las especies vegetales apropiadas. Esto no sólo implica que las mismas sean tolerantes a la presencia de una elevada concentración de contaminantes en su entorno, sino que también cuenten con una larga historia de adaptación a las condiciones ambientales (clima y suelo) del sitio que se desea fitorremediar para asegurar su buen desarrollo. Por ende, es necesario trabajar con las especies nativas de la zona. Estas especies han sido capaces de sobrevivir, crecer y reproducirse en los extremos ambientales propios del lugar. Se hallan fuertemente adaptadas a su entorno original donde han logrado establecer relaciones con otras especies, proporcionándoles múltiples beneficios. Por ejemplo, sirven de refugio y alimento para la vida silvestre, atrayendo a la fauna local (como aves e insectos). Esto, además de permitir la dispersión de sus frutos y semillas, también controla su excesivo crecimiento, impidiendo que se transformen en plagas. En simultáneo, mejoran las condiciones del suelo para el posterior establecimiento de otras especies vegetales. Por ende, al formar parte de la base de la red trófica, contribuyen a la estabilidad de la estructura y funcionalidad de los ecosistemas.

En el caso particular de los ambientes de ribera de cuencas urbanas degradadas, la implementación de corredores de vegetación con especies tolerantes a la presencia de contaminantes y a las fluctuaciones regulares en el nivel del agua, no sólo contribuye a la remediación de suelos de ribera, sino también a la restauración de la funcionalidad ecológica de estos ambientes. Los ambientes riparios constituyen una zona de transición entre el sistema acuático y el terrestre, y en ellos tienen lugar complejos procesos físicos, químicos y biológicos. La vegetación de ribera es aquella que crece en los márgenes de los ríos y arroyos o en sus llanuras de inundación, y cumple un rol fundamental en la regulación de dichos procesos. A su vez, proporciona hábitats favorables para

la fauna, amortigua el ingreso de contaminantes del entorno hacia el cuerpo de agua, modera la fuerza de crecidas, estabiliza los márgenes evitando su erosión, aumenta la capacidad de infiltración de los suelos y, consecuentemente, mejora la calidad del agua. Como estrategia de restauración ecológica, la revegetación de los corredores ribereños con especies fitorremediadoras nativas favorece la reiniciación de todos estos procesos que se han perdido o debilitado en las cuencas urbanas degradadas. Para ello, es necesario realizar estudios previos de los sitios en cuestión y de interés, a fin de realizar una caracterización ambiental mediante el uso de, por ejemplo, indicadores de calidad de ribera. Estos permiten detectar riesgos asociados a la modificación del ambiente ripario autóctono y gestionar y monitorear la evolución del mismo luego de las intervenciones de restauración.

BIBLIOGRAFÍA

- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals— concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881.
- Basílico, G. O., de Cabo, L., & Faggi, A. (2016). 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 nueva serie*, 17(2), 119-134
- Chen, G., & White, P. A. (2004). The mutagenic hazards of aquatic sediments: a review. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 567(2-3), 151-225.
- Clewell, A., Aronson, J., & Winterhalder, K. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. *Sociedad Internacional para la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América.*
- Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Villagómez-Ibarra, J. R., & Acevedo-Sandoval, O. (2011). Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical Agroecosystems*, 14(2), 597-612.
- de Cabo, L. I., Faggi, A., Miguel, S., & Basílico, G. (2019). Rehabilitación de las riberas de un sitio de la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo. *Biología Acuática.*
- Di Pace, M., & Barsky, A. (2014). *Agua y territorio: Fragmentación y complejidad en la gestión del recurso hídrico en la región metropolitana de Buenos Aires.* Ediciones CICCUS.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

- Feijoó, C. S., & Lombardo, R. J. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41(7), 1399-1410.
- Ghosh, M., Singh, S. P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products. *Applied Ecology and Environmental Research*. 3: 1- 18.
- Herrero, A. C., & Fernández, L. (2008). *De los ríos no me río: diagnóstico y reflexiones sobre las cuencas metropolitanas de Buenos Aires: Luján, Reconquista, Matanza-Riachuelo, de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y de la Zona Sur*. Temas Grupo Editorial.
- Magdaleno, A., Puig, A., de Cabo, L., Salinas, C., Arreghini, S., Korol, S., Bevilacqua, S., López, L., & Moretton, J. (2001). Water pollution in an urban Argentine river. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(3), 0408-0415.
- Melignani, E. (2017). *Pautas para la remediación y recuperación de áreas sujetas a contaminación mixta de cuencas urbanas y periurbanas de llanura* (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).
- Mendoza, R.. (2018) Biorremediación de suelos contaminados con petróleo. En Brutti, L. N., Beltran, M. J., & García de Salamone, I. (2018). *Biorremediación de los recursos naturales*. Ediciones INTA
- Pilon-Smits, E. A. (2015). Selenium in plants. In *Progress in botany* (pp. 93-107). Springer, Cham.
- Rock, S., Pivetz, B., Madalinski, K., Adams, N., & Wilson, T. (2000). *Introduction to phytoremediation*. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA/600/R-99/107 (NTIS PB2000-106690).
- Thangavel, P., & Subbhuraam, C. V. (2004). Phytoextraction: role of hyperaccumulators in metal contaminated soils. *Proceedings-Indian National Science Academy Part B*, 70(1), 109-130.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., ... & van der Lelie, D. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 765-794.
- Varnero,CS. (2018) Inmovilización in situ de metales en suelos contaminados mediante fitoestabilización. En Brutti, L. N., Beltran, M. J., & García de Salamone, I. (2018). *Biorremediación de los recursos naturales*. Ediciones INTA.

7

Empleo de indicadores ambientales en la caracterización de un arroyo sometido a procesos de biorremediación: A°. Morales (Cuenca Matanza-Riachuelo)

Alberto Rodrigues Capítulo

INTRODUCCIÓN

La Cuenca Matanza-Riachuelo sufre una degradación histórica que se remonta al período colonial cuando en 1801 se instalaron los primeros saladeros en las márgenes del río que comenzaron a arrojar sus desechos al Riachuelo. En pocos años el río ya estaba contaminado por la actividad de las curtiembres, mataderos y graserías. El espacio natural que constituía la cuenca en sus comienzos fue transformado por las acciones de la sociedad para satisfacer las necesidades habitacionales y las aspiraciones productivas y comerciales.

El permanente y creciente deterioro de esta cuenca condujo a que en el año 2008, la Corte Suprema de Justicia de la Nación intimara a la Autoridad de la Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR) a implementar un plan de saneamiento en respuesta a la causa judicial conocida como “Causa Mendoza”, reclamo presentado en 2004 por un grupo de vecinos.

Esta cuenca está localizada en una zona de llanura de la Pampa Ondulada de la provincia de Buenos Aires (Ecorregión Pampa) posee una superficie de 2000 km², atravesando en sus cabeceras un área rural influenciada por actividades agrícolas y ganaderas para continuar su recorrido a través de un área de alta densidad urbana e industrializada que le aporta gran volumen de aguas residuales, desembocando finalmente en el estuario del Río de la Plata. Se trata de uno de los sistemas fluviales más impactados de Argentina (Cattaneo y Sardi, 2013, Cortese *et al.*, 2019, Gómez & O'Farrel, 2014; Malpartida, 2006; Rodrigues Capítulo *et al.*, 1997, 1999).

Con el propósito de revertir el problema de la degradación continua de los hábitats ribereños de esta cuenca se iniciaron, apoyados por diversas entidades gubernamentales y ONGs, una serie de intervenciones con el propósito de recuperar algunos de los beneficios ecosistémicos de estos ambientes. En tal sentido en la subcuenca del arroyo Morales, donde se encontraba emplazado un basural a cielo abierto en el Municipio de Marcos Paz, se comenzó a implementar un proyecto de “biocorredor” tendiente a mejorar la calidad ecológica de esta zona del arroyo (ACUMAR, 2019). Para la recuperación del sitio se iniciaron una serie de intervenciones en el mencionado basural que fue técnicamente cerrado en el año 2017 a través de un acuerdo entre ACUMAR, CEAMSE y el Municipio citado. El espacio a biorremediar se lo llamó a partir de ese momento “Predio Batalla Villa Mayor”, en homenaje a un episodio histórico ocurrido en el lugar (ACUMAR, 2019).

Es sabido que para reconocer el éxito de los programas de biorremediación se requiere del empleo de indicadores que permitan establecer si el sistema se recupera, siendo fundamental contar con bases de datos previas que permitan las comparaciones a través del seguimiento de los parámetros limnológicos e indicadores bióticos y del hábitat. Entre los numerosos indicadores ambientales, los de naturaleza biológica se destacan por sintetizar información del medio que habitan, por lo tanto, su aporte al diagnóstico de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos resulta un complemento indispensable de otros tipos de mediciones como las que brindan los parámetros físico-químicos (Gómez *et al.*, 2020). Esto se sustenta en que las comunidades biológicas que habitan los sistemas acuáticos reflejan las condiciones ambientales que se han mantenido en su pasado más reciente, por lo que, mediante su análisis, es posible conocer los efectos que los cambios generados por el hombre tienen sobre los organismos y las consecuencias en el ecosistema, siendo, en este aspecto, mejores indicadores que los parámetros fisicoquímicos (Hellawell, 1986;). Este concepto ha sido aceptado y desarrollado desde hace años empleándose diferentes grupos biológicos que habitan los ecosistemas fluviales, como los macroinvertebrados (Barbour *et al.* 1999; Munne y Prat 2009; Prat y

Munne, 2014), las algas bentónicas (Descy, 1979); las macrófitas (Newbold & Holmes, 1987; Haury, 2006), o bien los peces (Fausch *et al.*, 1984; Pont *et al.*, 2007). Por otra parte el abordaje del estudio de distintos niveles de organización (desde subcelular hasta el de ecosistema) permite analizar diferentes tipos de efectos que acontecen en un sistema cuando es alterado por las intervenciones humanas (Gómez *et al.*, 2020). Otro aspecto relevante en el diagnóstico es considerar la calidad del hábitat dentro del arroyo, como así también el de la ribera, ya que cumplen distintas funciones asegurando numerosos beneficios ecosistémicos que aportan posibilidades de usos sociales y económicos variados (de Cabo *et al.*, 2020). Por lo tanto contar con una caja de herramientas de indicadores como los mencionados precedentemente permite un diagnóstico robusto del estado ecológico de un cuerpo de agua.

En este capítulo se expone como caso de estudio el análisis de un tramo del A° Morales aguas abajo del sitio ocupado antiguamente por un basural a cielo abierto en el Municipio de Marcos Paz durante las primeras etapas del proceso de biorremediación, en el cual se realizó una caracterización ambiental empleando indicadores biológicos y del hábitat, complementados con parámetros físico-químicos de campo y laboratorio que fueron obtenidos durante 2009-2018 (Gómez *et al.*, 2012, 2013a, b, 2014; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2015, 2016; 2018) y por ACUMAR (<https://www.acumar.gob.ar/salud-ambiental/informes>). Esta síntesis pretende contribuir a la construcción de una línea de base con una mirada que contemple la integridad ecológica en el seguimiento a futuro de un proceso de recuperación.

INDICADORES Y METODOLOGÍA

Seguidamente se exponen los indicadores empleados durante los muestreos realizados en dos estaciones de muestreo del Arroyo Morales: Mora1 y Mora, aguas abajo del sector donde fuera implementado la zona piloto para recuperación del ambiente (Biocorredor) luego de la eliminación del basural (Figura 1) (ACUMAR 2019).

Los muestreos se realizaron previo al cierre del basural, inmediatamente después del cierre y previo a la intervención realizada para implementar el Biocorredor (Capítulo 9.4). Para la colecta de algas y macroinvertebrados se tuvieron en cuenta una serie de muestreos realizados entre los años 2009 y 2018 para el sitio Mora y a partir del 2010 para el Mora1 (Figura 1). Dado que en el año 2017 no fue posible realizar ningún muestreo por cuestiones logísticas se consideraron los relevamientos realizados en marzo y noviembre de 2018.

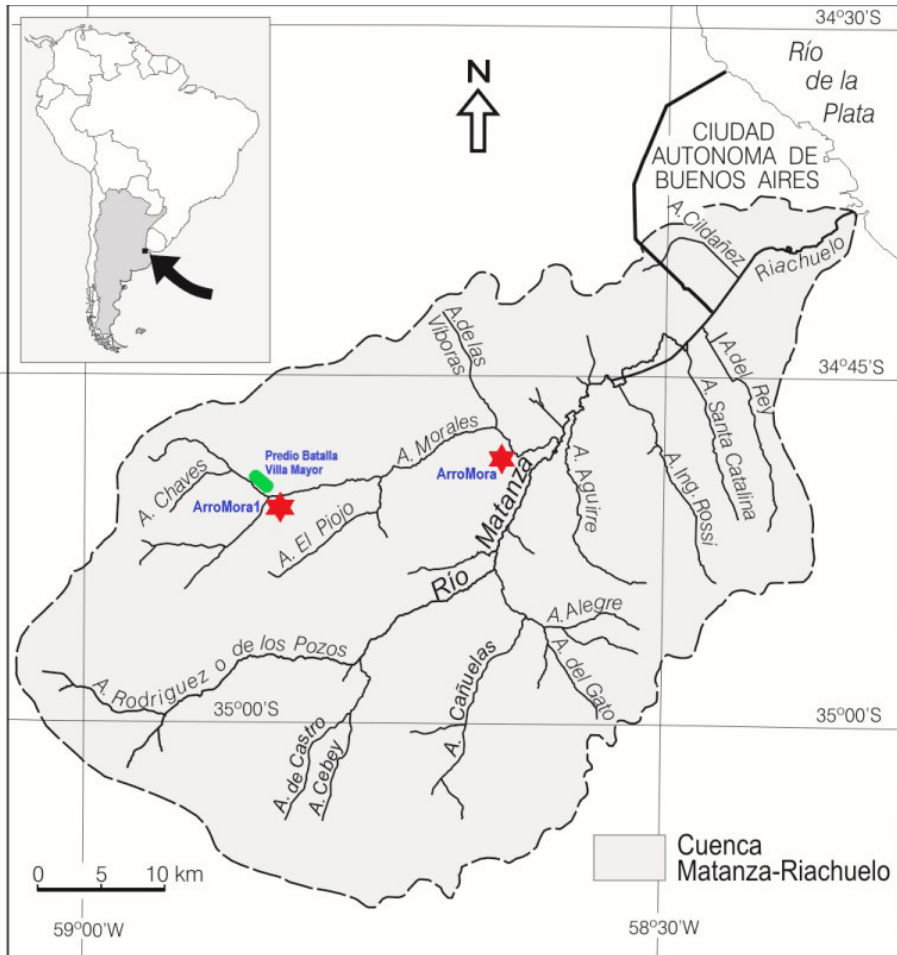


Figura 1. Localización de los sitios de estudio en el Arroyo Morales perteneciente a la Cuenca Matanza-Riachuelo. Se indica la ubicación del predio Batalla Villa Mayor (zona piloto para recuperación del ambiente).

Para la caracterización físico-química de los sitios se recurrió al registro de parámetros obtenidos *in situ* como la conductividad, oxígeno disuelto y pH, medidos con un sensor multiparamétrico (Horiba) y complementada con los datos provistos por ACUMAR (<https://www.acumar.gov.ar/salud-ambiental/informes>). La materia orgánica del sedimento se determinó a partir de muestras *ad hoc* mediante el método de calcinación LOI (APHA, 1998).

La colecta de las muestras de los macroinvertebrados bentónicos, así como los vinculados a la vegetación acuática, se realizó a través de un diseño multihabitat según las indicaciones propuestas en Lenat y Barbour (1994) y Ro-

drigues Capítulo et al. (1995, 2009). En tanto para la colecta de las muestras de diatomeas bentónicas se empleó la propuesta descripta por Gómez et al., (2009). Para el análisis de los ensambles de diatomeas y macroinvertebrados se seleccionaron la riqueza taxonómica, el índice de diversidad de Shannon y la equitabilidad (sólo en diatomeas). Para macroinvertebrados también se analizó el porcentaje de taxa muy tolerantes, tolerantes y sensibles a la contaminación. Además, se aplicaron dos índices bióticos locales: el Índice de Diatomeas Pampeano “IDP” (Gómez & Licursi, 2001, Licursi & Gómez, 2003) y el Índice Biótico Pampeano “IBPamp” (Rodrigues Capítulo et al., 2001). Por otra parte se extrajeron muestras de agua para el análisis de indicadores vinculados al fitoplancton tales como la clorofila a y los feopigmentos, siguiendo la metodología que figura en APHA (1998).

La información provista por los métodos ecológicos relatados precedentemente fue complementada con la ofrecida por los métodos morfológicos. En ese sentido se analizaron las alteraciones en la morfología de los especímenes de diatomeas (forma y patrones de ornamentación de los frústulos y alteraciones de los cloroplastos). Esta información permite identificar el daño sobre algunos componentes de la biota que genera la contaminación de carácter tóxico.

Para completar el diagnóstico ambiental se realizó una caracterización del hábitat, el cual contempló la alteración del cauce que puede ser ocasionada por intervenciones ingenieriles. Entre las más comunes pueden señalarse los dragados, canalizaciones, rectificaciones, desarrollo de albardones en las márgenes, que conllevan a la pérdida de la morfología natural y por lo tanto de la diversidad física del hábitat necesaria para el desarrollo de refugios de fauna. Asimismo, se reparó en la presencia y cobertura de las plantas acuáticas que normalmente constituyen elementos estructurantes de los cursos de agua pampeanos debido a que por una parte aportan a la productividad del ecosistema y por otra suministran diversidad de hábitats y alimento a la fauna acuática. Estas macrófitas también actúan de soporte al epifiton (matriz de polisacáridos donde conviven bacterias, hongos, algas e invertebrados) que contribuye a la productividad del cuerpo de agua.

Otro aspecto considerado fue la observación del grado de conservación de las márgenes del arroyo, que suele ser afectada por la intervención en las riberas conduciendo frecuentemente a la erosión de estas. La remoción de la vegetación ribereña puede provocar frecuentemente la incorporación de sedimento al cauce, que es aportado en cantidades importantes especialmente durante la época de lluvias. También se observó el grado de conectividad entre el ambiente fluvial y los terrenos lindantes relacionado con la capacidad para establecer interacciones entre los distintos componentes del paisaje (ecosistemas acuáticos/terrestres o entre hábitats). Por otra parte, la pérdida de naturalidad

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

está estrechamente ligada con la fragmentación del hábitat que conduce a una dramática reducción de las zonas de reproducción de muchas especies. En este sentido se consideró el grado de modificación de la ribera en su conjunto, reconociendo el desarrollo de vegetación exótica por sobre la nativa, la presencia de asentamientos humanos, los obstáculos costeros, y márgenes cementadas. Finalmente se registró la presencia de tapetes de bacterias filamentosas, características de cursos de agua deficitarios en oxígeno.

Los descriptores del estado del hábitat fluvial puntualizados precedentemente, fueron integrados en el índice de calidad del hábitat de arroyos urbanos USHI (Cocheo *et al.*, 2016), el cual permite cuantificar el estado de la calidad del hábitat fluvial de cuencas sometidas a procesos de urbanización.

CALIDAD DEL AGUA DE LOS SITIOS DE MUESTREO

Sitio Mora1



Figura 2. Vistas fotográficas del sitio Mora1, del arroyo Morales en diferentes épocas del año.

En la Figura 2 se observan imágenes del sitio Mora 1 ubicado 0.2 km aguas abajo del predio Batalla Villamayor (34°50'19.0"S 58°50'02.4"W). Las características físico-químicas analizadas en el sitio Mora1 demuestran que se trata de un ambiente que manifiesta moderadas a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, ligeramente alcalino y aguas con moderada mineralización (Tabla1). La materia orgánica del sedimento en este sitio varió entre 7 y 25 % a lo largo de la serie (Figura 3) observándose una disminución de este porcentaje al final del año 2018, que coincide con el avance de las obras de retracción del basural y la implementación del biocorredor.

Tabla 1. Características físico-químicas del Sitio Mora1 a lo largo del periodo 2010-2018.

	pH	Cond. µS/cm	OD mg/L	DQO mg/L	DBO5 mg/L	N-NO ₃ mg/L	N-NO ₂ mg/L	P-PO ₄ mg/L
Mora1-jun-10	7,22	994,67	2,24	87,60	64	0,62	0,02	4,40
Mora1-mar-11	7,30	1089,67	0,10	219,00	173	0,29	0,01	7,61
Mora1-jun-12	7,93	1176,00	3,77	58,50	14	0,59	0,03	1,80
Mora1-oct-13	7,45	1229,67	5,53	33,10	9	1,60	0,57	1,10
Mora1-feb-14	6,49	664,00	6,30	71,70	14	1,00	0,08	1,30
Mora1-jun-15	7,62	1044,00	2,10	17,40	14	3,01	0,00	0,50
Mora1-abr-16	7,81	747,00	8,43	24,30	5	0,05	0,01	0,08
Mora1-mar-18	7,83	955,00	3,30	39,50	22	2,90	0,52	1,5
Mora1-nov-18	7,91	1511,00	6,32	23,50	13	3,8	0,56	1,20

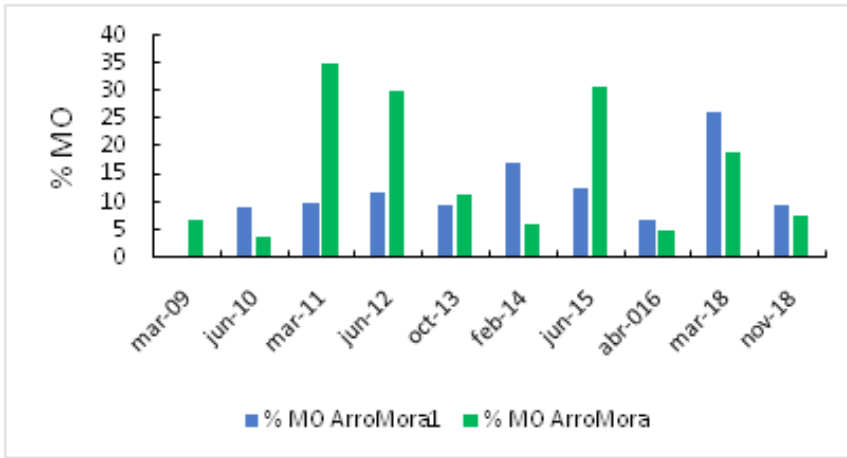


Figura 3. Materia orgánica en sedimentos en ambos sitios de muestreo

Las peculiaridades observadas durante los muestreos evidenció la presencia de basura en orillas, cobertura ocasional de plantas flotantes (lemnáceas), arraigadas sumergidas, semisumergidas y emergentes (*Hydrocotyle ranunculoides*, *Gymnocoronis spilanthoides*, *Alternanthera philoxeroides*) en el cauce, con un porcentaje de cobertura variable en el tiempo y una vegetación ribereña dominada por la leguminosa exótica *Gleditsia triacanthos*. Las riberas muestran signos de modificación por dragados que disminuyen la conectividad y naturalidad. El lecho del cauce exhibe sedimentos de color verde oscuro, producto de estar revestidos por tapetes algales dominados por cianobacterias. El valor del índice USHI calculado en el año 2018 para el sitio Mora1 reveló una calidad del hábitat disminuida (USHI: 5.1 en una escala de 1 - 10).

El ensamble de diatomeas reveló una moderada estructuración que condice con un ambiente sometido a estrés ambiental según los valores de diversidad, riqueza y equitabilidad y también del $IDP > 3$, que indica una mala calidad del agua, enriquecida con nutrientes y materia orgánica. Asimismo, el porcentaje de alteraciones morfológicas delata un ambiente con contaminación asociada a compuestos tóxicos (Tabla 2).

Tabla 2. Descriptores de diatomeas empleados en la caracterización del Sitio Mora1. (Muestreo de noviembre 2018).

DIATOMEAS (Mora1)	Promedio	Máximo	Mínimo	SD
Riqueza de especies	26,8	46,0	13,0	13,2
Equitabilidad	0,53	0,8	0,1	0,2
Diversidad (H')	2,4	4,2	0,5	1,3
índice de Diatomeas pampeano (IDP)	3-4	3,7	3,0	0,3
% de frústulos deformados	0,15	0,4	0,0	0,2
% de cloroplastos modificados	29,4	86,7	5,6	28,3

Sitio Mora

En la Figura 4 se observan vistas fotográficas del sitio Mora, ubicado 18.4 km aguas abajo del “Predio Batalla de Villa Mayor”.



Figura 4. Vistas fotográficas del sitio Mora, del arroyo Morales en diferentes épocas del año.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tabla 3. Datos de parámetros fisicoquímicos registrados en la serie de muestreos del sitio Mora entre 2009 y 2018.

	pH	Cond. μS/cm	OD mg/L	DQO mg/L	DBO5 mg/L	N-NO ₃ mg/L	N-NO ₂ mg/L	P-PO ₄ mg/L
Mora-mar-09	7,15	812,00	7,15	79,60	17,00	4,20	0,41	3,30
Mora-jun-10	8,01	863,31	5,69	46,70	12,42	0,87	0,07	1,47
Mora-mar-11	7,92	1091,00	1,60	69,40	28,00	4,40	0,47	2,60
Mora-jun-12	8,40	1050,00	5,43	39,70	10,00	2,20	0,26	1,20
Mora-oct-13	7,82	1176,33	7,87	33,10	9,00	1,60	0,57	1,10
Mora-feb-14	6,47	647,00	5,00	68,80	4,00	3,60	0,21	0,85
Mora-jun-15	8,15	692,00	4,30	20,60	4,00	3,30	0,13	0,90
Mora-abr-16	8,51	1116,11	5,8	24,5	5,00	0,60	0,01	0,10
Mora-mar-18	8,65	811,00	4,24	30,30	5,00	1,80	0,51	0,98
Mora-nov-18	8,11	1332,00	6,32	17,60	5,00	1,80	0,27	0,28

Las características fisicoquímicas analizadas en el sitio Mora demuestran que se trata de un ambiente que manifiesta, durante el período relevado, concentraciones variables de oxígeno disuelto (con una media alrededor de 5 mg/L (en general algo más elevadas que el sitio Mora1), ligeramente alcalino y aguas con moderada mineralización (Tabla 3). La materia orgánica del sedimento en este sitio varió entre 3 y 35 % a lo largo de la serie (Figura 3) observándose una disminución de este porcentaje al final del año 2018, que coincide también con el avance de las obras de retracción del basural de Marcos Paz.

Tabla 4. Descriptores de diatomeas empleados en la caracterización del sitio Mora. (Muestreo de noviembre 2018).

DIATOMEAS (ArroMora)	Promedio	Máximo	Mínimo	SD
Riqueza de especies	26	41,0	11,0	10,2
Equitabilidad	0,5	0,8	0,1	0,2
Diversidad (H')	2.35	4,2	0,5	1,3
índice de Diatomeas pampeano (IDP)	3,4	3,7	3,0	0,3
% de frústulos deformados	0,1	0,4	0,0	0,2
% de cloroplastos modificados	15,0	60,7	4,1	26,3

El ensamble de diatomeas en el sitio Mora reveló una moderada estructuración que se corresponde con un ambiente sometido a estrés que denota, por los valores de diversidad, riqueza y equitabilidad y también del IDP (>3), una pobre calidad del agua, enriquecida con nutrientes y materia orgánica. Asimismo, el porcentaje de alteraciones morfológicas indica un ambiente con contaminación asociada a compuestos tóxicos (Tabla 4).

El hábitat de este sector estuvo caracterizado por riberas marcadamente modificadas, con bajo grado de conectividad y moderada a baja naturalidad, con presencia de barros verdes - oscuros. La vegetación de ribera de este sitio estuvo constituida mayormente por *G. triachantos* además de otros árboles exóticos y un piso poblado de gramíneas y de la herbácea *Tradescantia spp.* El curso del arroyo en este sector estuvo cubierto por la Potamogetonacea sumergida *Stuckenia striata* y con manchones de *Alternanthera philoxeroides* hacia la orilla. El puntaje del Índice del hábitat USHI fue de 5.1 (calidad del hábitat moderada).

MACROINVERTEBRADOS

El análisis de los macroinvertebrados durante el periodo muestreado 2009 -2018 permitió realizar algunas consideraciones interesantes teniendo en cuenta las modificaciones que han ocurrido en los terrenos linderos a la sub-cuenca del arroyo Morales.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

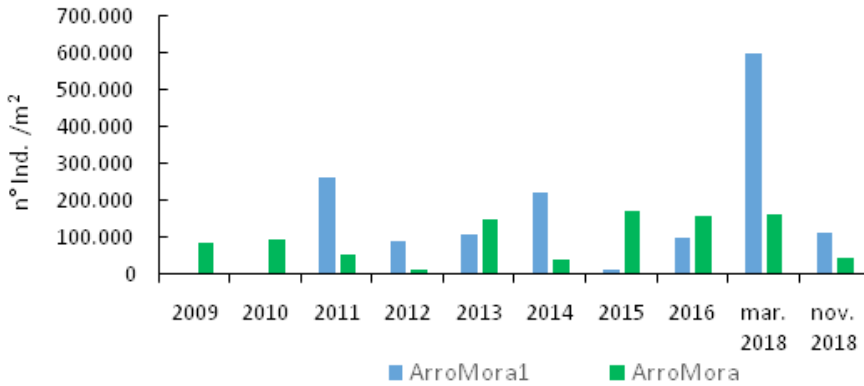


Figura 5. Densidad media de los macroinvertebrados en ambos sitios de muestreo en el Arroyo Morales a lo largo de la serie de muestreos 2009-2018.

Tanto en el sitio Mora1 como en el Mora se observaron fluctuaciones en la densidad de los individuos a lo largo de los años muestreados, observándose un pico a inicios del año 2018 debido al aumento importante de los anélidos oligoquetos y a los quironómidos, dos de los taxa muy tolerantes a la contaminación. Quizá tenga que ver con la remoción del basural y la incorporación de nutrientes al arroyo. Sin embargo los valores de densidad volvieron a bajar en el muestreo de noviembre de ese año coincidiendo con la incorporación de una capa de suelo y tosca sobre los restos de basura que habían quedado del antiguo basural (Figura 5). Algo similar ocurrió en el sitio Mora, aunque no se visualizó el pico antes mencionado.

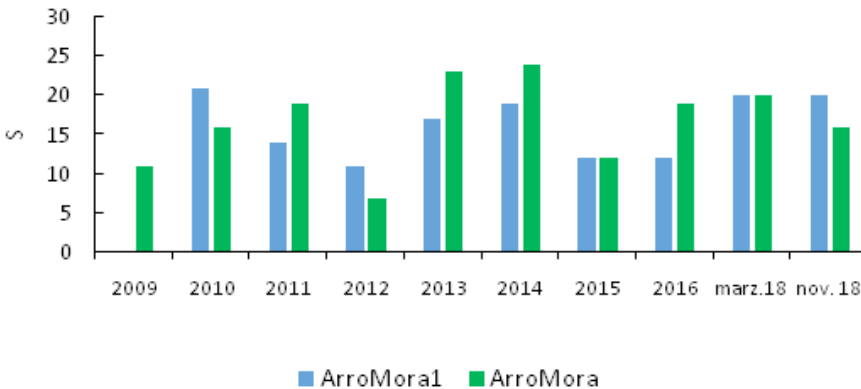


Figura 6. Riqueza de taxonómica comparativa de macroinvertebrados en el Arroyo Morales en ambos sitios de muestreo a lo largo de la serie.

En relación con la riqueza taxonómica de los macroinvertebrados estos se mantuvieron en alrededor de 15 taxa observándose un aumento de estos a partir del año 2016-17 cuando comenzó la remoción del basural. (Figura 6). Algo similar puede observarse en relación con el aumento de la diversidad de macroinvertebrados en ese mismo período donde se observa un incremento de H' desde el año 2016 hasta noviembre de 2018 (Figura 7).

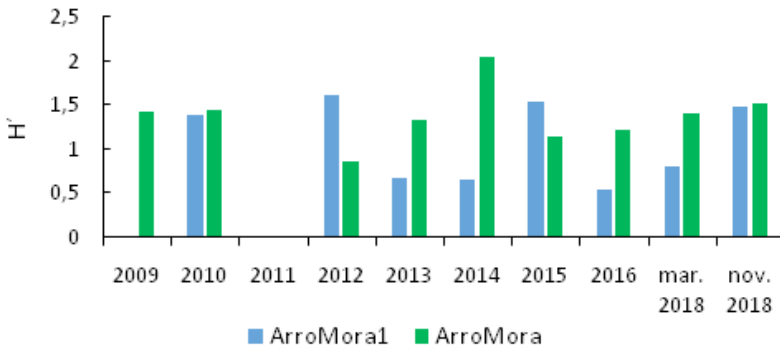


Figura 7. Diversidad taxonómica (Shannon) de los macroinvertebrados en el Arroyo Morales.

Quando observamos los resultados estimados de la aplicación del índice IBPAMP en el sitio Mora1 vemos que sigue el mismo patrón con un aumento desde el año 2016 con valor de 3 (fuertemente poluido) hasta 7 en noviembre de 2018 (moderadamente poluido). El Sitio Mora, si bien nunca estuvo en una condición de mala calidad, igual incrementó sus valores a 7 hacia noviembre de 2018 (Figura 8).

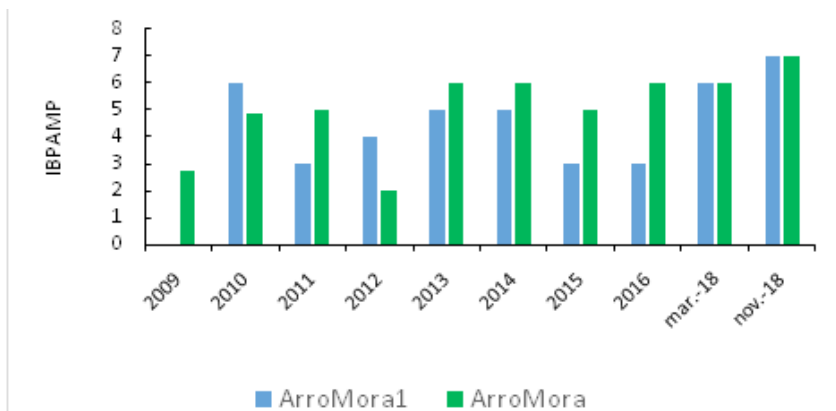


Figura 8. Índice biótico con macroinvertebrados (IBPAMP) en el arroyo Morales a lo largo del período muestreado.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Es probable que esta mejora en la calidad en base a su sensibilidad de los organismos se deba también a la disminución del contenido de materia orgánica en los sedimentos ya que estos fueron sensiblemente menores desde marzo a noviembre de 2018 (Figura 3).

En relación con la tolerancia/sensibilidad de los macroinvertebrados analizados de la serie, en los dos sitios relevados del arroyo Morales, la figuras 9 y 10 permiten observar una leve tendencia al aumento de los taxa sensibles aproximadamente desde 17 % al 25 % en detrimento de los muy tolerantes (Figura 9 y 10).

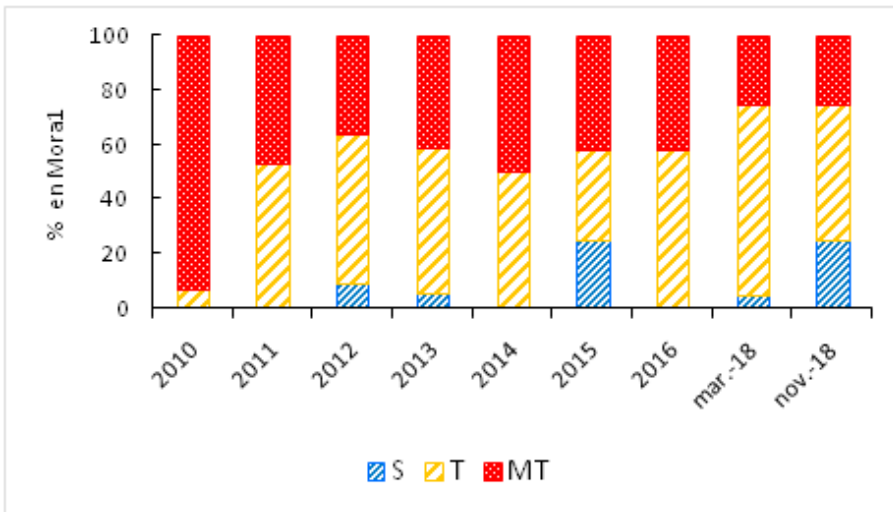


Figura 9. Proporción de taxa de macroinvertebrados sensible (S), tolerantes (T) y muy tolerantes (MT) en el sitio Mora1.

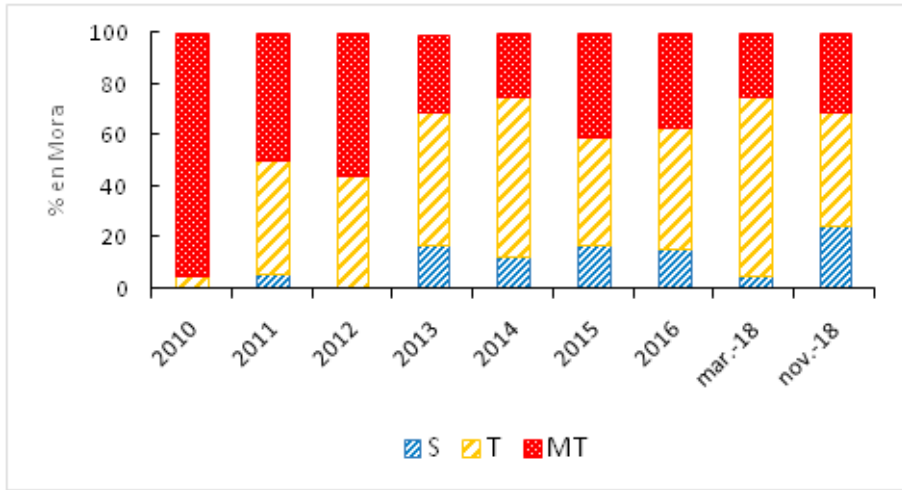


Figura 10. Proporción de taxa de macroinvertebrados sensibles (S), tolerantes (T) y muy tolerantes (MT) en el sitio Mora.

OBSERVACIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos puede resumirse que la calidad ecológica de los hábitats de ambos sitios muestreados ha sido cambiante según los diferentes años. Durante el período estudiado la cantidad de basura registrada en las márgenes ha sido importante y fluctuante, y las riberas han sufrido la perturbación de su estructura a través de algunas intervenciones que promovían la extracción de la vegetación para resolver cuestiones de drenaje de la subcuenca Morales, igual que en el resto de la Cuenca del Matanza Riachuelo. Es por ello que la aplicación del Índice USHI siempre arrojó una calidad pobre en ambos sitios, al menos hasta los muestreos previos a la instalación del biocorredor. Sin embargo, la estructura comunitaria logró mantener un mínimo de calidad desde el punto de vista de los ensamblajes de macroinvertebrados. Particularmente para estos taxa existe una buena correspondencia entre la mejora de ellos en lo referente a la Riqueza taxonómica, índices de diversidad, índices Bióticos (IBPAMP) y aumento de las proporciones de los taxones sensibles a la contaminación, y la remoción y saneamiento del basural para la implementación del biocorredor.

Resultará entonces un interesante desafío la continuación futura del biomonitoreo descrito en este capítulo, para observar la continuidad o no de la tendencia positiva en la calidad del agua y de la biota. Será también importante para consolidar las afirmaciones sobre las posibles mejoras que aporta el be-

neficio del biocorredor, establecer al menos algún punto de muestreo previo al sitio donde se desarrolla el mismo. Esto permitiría identificar otros aportes exógenos en la parte superior de la subcuenca Morales y observar posibles amortiguaciones dadas por la mejora de la estructura comunitaria de los sitios.

BIBLIOGRAFÍA

ACUMAR (2019). Biocorredores nativos. Basados en servicios ecosistémicos que contribuyen al saneamiento de la Cuenca Matanza-Riachuelo. Ministerio del Interior, Obras Públicas Presidencia de la Nación.

ACUMAR, 2020. (<https://www.acumar.gob.ar/salud-ambiental/informes>).

APHA, A., WEF-American Public Health Association, & American Waterworks Association. Water Environmental Federation, 1998. Standard method for the examination of water and wastewater.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish EPA 841-B-99-002. USEPA, Office of Water, Washington, DC.

Cattaneo, M. P., & Sardi, E. M. L. 2013. Evolución de la calidad del agua de la Cuenca Matanza-Riachuelo. *Ciencia y tecnología*, (13), 251-278.

Chovanec, A., Jäger, P., Jungwirth, M., Koller-Kreimel, V., Moog, O., & Muhar, S., 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 422, 445-452.

Cochero, J., Cortelezzi, A., Tarda, A. S., & Gómez, N., 2016. An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecological indicators*, 71, 134-144.

Conforti, V., Alberghina, J., & Urda, E. G., 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4(1), 59-75.

Cortese, B., Arpellino, J. P. Z., Paggi, A. C., & Rodrigues Capítulo, A., 2019. Chironomid genera distribution related to environmental characteristics of a highly impacted basin (Argentina, South America). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(8), 8087-8097.

de Cabo, L; Malignani, E & Basílico, G. 2020. Los indicadores de calidad de las áreas ribereñas. In: La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los

- sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica. (Domínguez, E.; Giorgi, A y Gomez, N. Comps.) Editorial Eudeba. ISBN formato impreso: 978-950-23-3005-1
- Descy, J. P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, Beiheft 64:305–323.
- Fausch, K. D., Karr, J. R., & Yant, P. R., 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113(1), 39-55.
- Ferreira, M. T., Rodríguez-González, P. M., Aguiar, F. C., & Albuquerque, A. (2005). Assessing biotic integrity in Iberian rivers: development of a multi-metric plant index. *Ecological Indicators*, 5(2), 137-149.
- Gómez, N., Domínguez, E., Rodrigues Capítulo, A., Fernández H.R. (2020) Los indicadores biológicos In: La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica. (Domínguez, E.; Giorgi, A y Gomez, N. Comps.) Editorial Eudeba. ISBN formato impreso: 978-950-23-3005-1
- Gómez, N., & O'Farrell, I. (2014). Phytoplankton from urban and suburban polluted rivers. *Advances in Limnology*, 65, 127-142.
- Gómez, N., & Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 173-181.
- Gómez, N., Rodrigues Capítulo, A., Ocón, C., Armendáriz, L., Spaccesi, F., Paz, L., Licursi, M., Bauer, D., Cochero, J. & Sathicq, M., 2012. Programa de monitoreo integrado de calidad de agua superficial y sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata y sistematización de la información generada. Campaña diciembre 2011. Aspectos Biológicos y del Hábitat. Convenio ACUMAR FCNyM-UNLP.
- Gómez, N., & Rodrigues, A. 2010. Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata y Sistematización de la Información Generada. *Instituto de Limnología Dr. RA Ringuelet. Argentina*.
- Gómez, N., Rodrigues Capítulo, A., Armendáriz, L., Spaccesi, F., Paz, L. E., Paggi, A. C., Licursi, M., Bauer, D., Sierra, M. V., Cochero, J. & Sathicq, M. B., 2013. Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza Riachuelo y del Río de la Plata y Sistematización de la Información Generada. Cuenca Matanza-Riachuelo. Aspectos biológicos y del hábitat. Campaña Agosto 2012. Convenio ACUMAR FCNyM-UNLP.

- Gómez, N., Rodrigues Capítulo, A., Armendáriz, L., Ocón, C., Spaccesi, F., Paz, L. E., Paggi, A., Licursi, M., M., Bauer, D., Sierra, M. V., Cochero J. & Sathicq, M. B., 2013b. *Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata y Sistematización de la Información Generada. Análisis comparativo de aspectos biológicos y del hábitat 2008-2012*. Convenio ACUMAR FCNyM-UNLP
- Gómez, N., Rodrigues Capítulo, A., Armendariz, L., B. Cortese, B., López, M. V., van Oosterom, A., Ferreira, C., Spaccesi, F., Licursi, M., Bauer, D., Cochero, J., Sathicq, M. B., Tarda, S. & Nicolosi Gelis, M. .2014b. *Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata y Sistematización de la Información Generada. Análisis comparativo de aspectos biológicos y del hábitat Campaña Septiembre-Octubre 2014*. Convenio ACUMAR FCNyM-UNLP.
- Haury, J., Peltre, M. C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiebaut, G., Bernez, I., ... & Dutartre, A. (2006). A new method to assess water trophy and organic pollution—the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. In *Macrophytes in aquatic ecosystems: From biology to management* (pp. 153-158). Springer,
- Dordrecht. Hellawell, J. M. (Ed.). (2012). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Springer Science & Business
- Media. Lenat, D. R., & Barbour, M. T. (1993, November). Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In *Int. Soc. of Limnology, Biological Working Group Symp, Lafayette, IN(USA), 29 Nov-1 Dec 1990* (Vol. 1993, pp. 187-215).
- Licursi, M., & Gómez, N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la Llanura Pampeana Argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*, (21), 31-49.
- Malpartida A. R. 2006. Cuenca Matanza-Riachuelo Revision de Antecedentes: Recursos Naturales. Compuestos xenobióticos y otros contaminantes en la cuenca. Primeras Jornadas en Salud Ambiental - Ponencias y trabajos, 4 y 5 de julio de 2006, Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires.
- Munné, A., & Prat, N. (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628(1), 203.

- Newbold, C., & Holmes, N. T. H. (1987). Nature conservation: water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Pollution Control*, 86(2), 345-64.
- Pont, D., Hugueny, B., & Rogers, C. (2007). Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6), 427-439.
- Prat, N., & Munné, A. (2014). Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica*, 33(1), 47-64.
- Rodrigues Capítulo, A. (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambiente lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent*, 58(1-2), 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., Gómez, N., Armendáriz, L., Cortese, B., Altieri, P., Spaccesi, F., Licursi, M., Bauer, D., Cochero, J., Sathicq, M. B., & Nicolosi, M. (2015) *Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza-Riachuelo y del Río de la Plata y Sistematización de la Información Generada. Análisis comparativo de aspectos biológicos y del hábitat. Campañas Octubre 2015-Marzo 2016. Convenio ACUMAR-FCNyM-UNLP.*
- Rodrigues Capítulo, A., Muñoz, I., Caparrós, N. B., Gaudes, A., & Tomanova, S. (2009). La biota de los ríos: los invertebrados. In *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 253-270). Fundación BBVA.
- Rodrigues, C. A., Paggi, A. C., & César, I. (1995). Composición del zoobentos de la laguna de Lobos, provincia de Buenos Aires. *Argentina. Limnética*, 1(1), 1.
- Rodrigues Capítulo, A., Paggi, A. C., César, I., & Tassara, M. (1997, September). Monitoreo de la calidad ecológica de la Cuenca Matanza-Riachuelo a partir de los meso y macroinvertebrados. In *Resúmenes II Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires* (Vol. 18).
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M., & Ocónb, C. (2001). Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35, 109-119.

8

Herramientas para la fiscalización ambiental de industrias - Análisis de los riesgos ambientales y caracterización de efluentes líquidos de industrias radicadas en la Cuenca Matanza Riachuelo

Vera Mignaqui, Mariano Quinteros, Nicole Martinez, Laura Pessoa, Griselda Polla, G.

INTRODUCCIÓN

Las aguas superficiales y subterráneas de la Cuenca Matanza Riachuelo presentan una relevante contaminación, debido en gran medida al vuelco de efluentes líquidos tanto cloacales como industriales sin el correcto tratamiento (ACUMAR, s.f.). Existen industrias que no cumplen con los límites establecidos y son declaradas agentes contaminantes¹ por la Autoridad de Cuenca Ma-

1 Según el artículo 24 de la Resolución 12/2019 de ACUMAR, se declara Agente Contaminante al sujeto que genere un impacto negativo en el aire, suelo, agua o en el ambiente en general, tanto cuando se compruebe fácticamente su existencia o se incumplan los límites establecidos por la normativa vigente de ACUMAR en materia de efluentes líquidos.

tanza Riachuelo (ACUMAR) según la Resolución Presidencia ACUMAR N° 12/2019 y muchas otras que aún no están correctamente habilitadas. Si bien los vuelcos de efluentes industriales deben cumplir con los límites establecidos por la resolución 283/2019 de ACUMAR, no siempre lo hacen por diversos motivos. Los informes de Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) concluyen en su mayoría que las industrias de la cuenca se caracterizan por un estancamiento tecnológico y una gestión ambiental sumamente deficiente (Napoli, 2009).

Las inspecciones realizadas por entidades de control y fiscalización ambiental, como ACUMAR, o de otros entes de aplicación - como el Organismo Provincial para el Desarrollo Sustentable (OPDS), Autoridad del Agua (ADA), municipios, entre otros -se realizan sobre una amplia cantidad de industrias, con diferentes procesos y efluentes característicos.

El objetivo de este trabajo fue el de relevar sectores característicos de la Cuenca, identificar sus problemas ambientales típicos y elaborar cuadros guía para que las personas a cargo de realizar las inspecciones puedan ir a los establecimientos con una hipótesis fundada respecto de los conflictos ambientales potenciales que puedan tener.

Este trabajo surge de un proyecto en proceso continuo del área de Vinculación y Transferencia Tecnológica del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de San Martín, Argentina.

DESCRIPCIÓN DE LA INDUSTRIA MANUFACTURERA EN LA CUENCA MATANZA RIACHUELO

La Cuenca Matanza Riachuelo está ubicada en el sur-oeste del Área Metropolitana de Buenos Aires y provincia de Buenos Aires (Figura 1). ACUMAR es la Autoridad de la Cuenca Matanza Riachuelo.



Figura 1. Ubicación de la Cuenca Matanza Riachuelo
Fuente: ACUMAR, 2017.

Dentro de la cuenca, existen más de 5.000 industrias y comercios empadronados en ACUMAR de los cuales más del 60% corresponden a la industria manufacturera (ACUMAR, 2020). Así mismo, existen más de 800 agentes contaminantes, siendo también más del 60% del sector de la industria manufacturera (ACUMAR, 2020). Dentro de los rubros de la industria manufacturera declarados como agentes contaminantes, los más relevantes son la industria cárnica, alimenticias, curtiembres, químicas, metalúrgicas y galvanoplastia. Para estos sectores se realizó un análisis en detalle según la metodología descrita a continuación, y se clasificó la información en los cuadros presentados en la sección de resultados. Además, se incluyó el análisis de los conjuntos habitacionales y establecimientos de servicios por ser agentes de preocupación por su riesgo potencial para la cuenca.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tabla 1. Características de riesgos ambientales según Decreto 531/2019.

	Características		
Residuos sólidos, semisólidos y/o líquidos	No genera residuos en el proceso industrial	Genera residuos no especiales en el proceso industrial	Genera residuos especiales en el proceso industrial
Efluentes líquidos	No genera en el proceso industrial	Genera efluentes líquidos sin necesidad de tratamiento previo a su vuelco	Genera efluentes líquidos con necesidad de tratamiento previo a su vuelco
Emisiones gaseosas	No genera en el proceso industrial	Genera gases de combustión de gas natural y/o vapor de agua	Genera emisiones con componentes distintos a la combustión del gas natural y/ al vapor de agua
Manipulación de sustancias o mercancías peligrosas	No manipula sustancias o mercancías peligrosas	Manipula sustancias o mercancías peligrosas sólo en actividades de mantenimiento, intendencia, control de calidad u otras actividades auxiliares	Manipula sustancias o mercancías incluidas en el listado como parte del proceso productivo

Nota: Aquellos procesos cuyas características se enmarcan en la primera columna pintada de verde no requieren tratamientos, aquellos que se identifican con la pintada de amarilla requiere de algunas adaptaciones y consideraciones, aquellos pintados de rojo requieren ajustes mayores tanto una gestión integral de residuos sólidos, un tratamiento adecuado de efluentes líquidos, un control y tratamiento de emisiones gaseosas y una gestión y manipulación controlada de las sustancias peligrosas Fuente: Elaboración propia en base a Decreto 531/2019.

METODOLOGÍA

Para las industrias identificadas como relevantes se hizo un relevamiento bibliográfico, para describir los procesos productivos más representativos de cada caso y así identificar los principales impactos ambientales según la caracterización del Decreto 531/2019 (OPDS, 2019). Para ello se elaboró una tabla consolidada con criterios de colores según se ve en la Tabla 1.

Luego, se buscó en Bibliografía también datos de caracterización de los efluentes líquidos de dichos procesos y se comparó esos datos con los límites establecidos en la Resolución 283/19 (ACUMAR, 2019) para identificar qué parámetros suelen estar fuera de norma. Los parámetros regulados por ACUMAR se agruparon según el tipo de contaminación generada en los siguientes

grupos: sólidos en suspensión, materia orgánica biodegradable, patógenos, nutrientes, materia orgánica e inorgánica refractaria/persistente, metales, sólidos inorgánicos disueltos, aceites y grasas, detergentes, según la Tabla 2.

Tabla 2. Propuesta de agrupación de parámetros regulados por ACUMAR para efluentes líquidos según Resolución 283/2019. Fuente: Elaboración propia en base a Resolución 283/19, ACUMAR.

Contaminante	Ejemplos de parámetros
Sólidos en suspensión	Sólidos suspendidos totales, Sólidos Sedimentables
Materia orgánica biodegradable	DBO (Demanda Biológica de Oxígeno), DQO (Demanda Química de Oxígeno)
Patógenos	Coliformes
Nutrientes	Nitrógeno, Fósforo
Materia orgánica e inorgánica refractaria/persistente	Constituyentes específicos
Metales	Elementos específicos (As, Cd, Cu, Pb, Ni, otros)
Sólidos inorgánicos disueltos	Sólidos disueltos totales, Conductividad, pH, Alcalinidad, Dureza, Cianuros
Aceites y Grasas	SSEE (Sustancias Solubles en Éter Etilico)
Detergentes	SAAM (Sustancias Activas al Azul de Metileno)

Para algunas de las industrias en estudio, se realizó una subdivisión en función a las características propias de los procesos y la cantidad de establecimientos en cada subsector. Así se analizaron los siguientes sectores: Alimenticia dividida en Galletas y bizcochos, Helados, Quesos y Cerveza; Cárnica dividida en Frigoríficos y Embutidos; Química dividida en Farmacéutica y Pinturas y barnices; Metalúrgica dividida en Procesos de conformado, Fabricación de productos metálicos y Fundición de metales; Galvanoplastia; Curtiembres; Conjuntos Habitacionales y Establecimientos de Servicios dividido en Lavaderos de autos, Lavanderías industriales/Tintorerías y Estaciones de servicio.

Es importante destacar que éste es un trabajo basado en relevamiento bibliográfico, identificando procesos representativos, pero que, en el universo de

industrias de cada tipo, las variantes en cuanto a proceso, insumos usados, y efluentes generados puede variar ampliamente y debe analizarse caso a caso. Sin embargo, este ejercicio es útil para preparar a lo/as inspectores antes de visitar una industria para saber qué es lo típico que debiera esperar o exigir de la misma, en caso de no existencia de una planta de tratamiento.

RESULTADOS

Caracterización de los principales riesgos ambientales de los sectores analizados

Para cada uno de los sectores analizados se estudiaron sus procesos típicos y la generación de efluentes líquidos, la manipulación de sustancias peligrosas, la generación de emisiones gaseosas, la generación de residuos y las características de cada una de estas situaciones. Así se elaboró un cuadro resumen incluido en la Tabla 3, donde se puede ver para cada sector la situación usual en términos de residuos, emisiones, efluentes y sustancias peligrosas, con una clasificación por colores según la detallada en la sección de metodología descrita arriba. Con este cuadro, las personas que inspeccionen alguna de estas industrias ya tendrán una hipótesis preliminar sobre los posibles problemas ambientales que tendrá la industria a visitar. Esto ayudará a que se verifique especialmente estas cuestiones y el tratamiento o gestión que actualmente se hace de ellas. Este cuadro describe la situación de riesgos de estas industrias en el caso que no haya ningún tratamiento.

Tabla 3. Posibles riesgos ambientales por sector.

Sector	Subsector	Residuos Sólidos	Emisiones Gaseosas	Efluentes Líquidos	Sustancias peligrosas
Alimenticia	Galletas y bizcochos	Amarelo	Amarelo	Verde	Verde
	Helados	Verde	Verde	Verde	Verde
	Quesos	Verde	Verde	Verde	Verde
	Cerveza	Verde	Amarelo	Verde	Verde
Cárnica	Frigorífico	Verde	Verde	Verde	Verde
	Chacinados	Verde	Amarelo	Verde	Verde
Curtiembres		Verde	Verde	Verde	Verde
Química	Farmacéutica	Verde	Verde	Verde	Verde
	Pinturas y barnices	Verde	Verde	Verde	Verde
Galvanoplastia	Electroquímica	Verde	Verde	Verde	Verde
	En caliente	Verde	Verde	Verde	Verde
	Anodizado	Verde	Verde	Verde	Verde
Metalúrgica	Procesos de conformado	Verde	Verde	Verde	Verde
	Fabricación de productos metálicos	Verde	Verde	Verde	Verde
	Fundición de metales	Verde	Verde	Verde	Verde
Establecimiento de servicios	Lavaderos de autos	Verde	Amarelo	Verde	Verde
	Lavanderías/ Tintorerías	Verde	Verde	Verde	Verde
	Estaciones de servicio	Verde	Verde	Verde	Verde
Conjuntos habitacionales		Amarelo	Verde	Verde	Verde

Nota: La clasificación de colores se corresponde con la caracterización propuesta en la Tabla 1

Nota: el detalle de la Bibliografía consultada por sector para la elaboración de estas tablas está disponible en el anexo. Fuente: Elaboración propia

Caracterización y clasificación según normativa de los efluentes líquidos en los sectores analizados

Para los sectores analizados se estudiaron las características de sus efluentes líquidos en sus parámetros típicos y se compararon con los límites establecidos en la Resolución 283/2019. En el caso que los rangos encontrados en las caracterizaciones halladas en Bibliografía estuviesen por debajo del límite establecido en la resolución se clasificaron como DENTRO y en el caso que los rangos de valores de los parámetros de los efluentes líquidos superasen el límite se clasificaron como FUERA. Luego, se elaboró una tabla resumen que puede verse en la Tabla 4.

Tabla 4. Conjunto de contaminantes que suelen estar dentro o fuera de norma por sector (Ver en anexo la tabla en detalle)

Estado del contaminante versus límite de resolución 283.2019 ACUMAR para la disposición en cloacas o cuerpos de agua superficial*									
Sólidos en suspensión	Materia orgánica biodegradable	Patógenos	Nutrientes	Materia orgánica e inorgánica refractaria/persistente	Metales	Sólidos inorgánicos disueltos	Aceites y Grasas	Detergentes	
Alimenticia	Galletas y bizcochos	DENTRO	No disponible	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible	
	Helados	DENTRO	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible	
	Quesos	DENTRO	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible	
	Cervecería	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible		
Industria cárnica	Frigoríficos	FUERA	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible	
	Embutidos	DENTRO	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible	
Curtiembres	FUERA	No disponible	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA	FUERA	No disponible	
Químicas	Farmacéutica	FUERA	No disponible	DENTRO	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA	
	Pinturas y barnices	FUERA	No disponible	FUERA	FUERA	DENTRO	DENTRO	No disponible	
Galvanoplastia	DENTRO	DENTRO	FUERA	No regulado	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA	
Metallurgías	Proceso de conformado	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	FUERA	FUERA	DENTRO	
	Fabricación de productos metálicos	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA	
	Fundición de metales	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	FUERA	FUERA	FUERA	
Establecimiento de servicios	Lavaderos de autos	DENTRO	DENTRO	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	
	Lavanderías/Intorerías	DENTRO	FUERA	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA	FUERA	
	Estaciones de servicio	DENTRO	DENTRO	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	
Conjuntos habitacionales	FUERA	FUERA	FUERA	FUERA	DENTRO	DENTRO	FUERA	FUERA	

DENTRO es cuando el valor promedio de los parámetros dentro de ese grupo están por debajo del límite establecido en la Resolución 283.2019 y FUERA cuando superan dicho límite.

No disponible se colocó para los casos donde la bibliografía revisada no fue suficiente para identificar un patrón

* En el caso que esté DENTRO para el límite de cloacas pero FUERA para el límite en cuerpos de agua superficial, se considerará FUERA

Nota: el detalle de la Bibliografía consultada por sector para la elaboración de estas tablas está disponible en el anexo. Fuente: Elaboración propia

CONCLUSIÓN

La actividad de lo/as inspectores ambientales es una actividad compleja que requiere conocimientos amplios en tanto legislación, gestión, ingeniería, entre otras. Los y las inspectoras suelen enfrentarse a la necesidad de inspeccionar industrias diversas con situaciones variables. Con el fin de construir información técnica accesible y consolidada que permita facilitar el proceso de preparación antes de ir a una industria, se elaboraron las tablas presentadas en este trabajo que intentan resumir las principales áreas de impacto ambiental de distintas actividades industriales relevantes para la Cuenca Matanza Riachuelo, así como un detalle de los grupos de contaminantes que suelen estar fuera de normativa para el caso de los efluentes líquidos.

Si bien la selección de industrias se basó en el caso de los agentes contaminantes industriales de la cuenca, estas tablas pueden usarse para industrias del mismo sector ubicadas en otros lugares.

Este trabajo se basó en un relevamiento de Bibliografía para cada una de las industrias y sus resultados son orientativos. Sin embargo, es importante recordar que cada industria tiene efluentes, emisiones, residuos y sustancias específicas en función a los procesos y características industriales propias, por lo que puede haber variaciones de industria a industria. Pero en el caso de personas que se inician en la actividad de la inspección ambiental, estas tablas pueden resultar orientativas para entrar en tema en cada uno de los sectores.

El trabajo está en proceso y su objetivo es aportar información para construir una mejor gestión ambiental a nivel municipal, sabiendo que todavía queda mucho por construir en esta dirección.

BIBLIOGRAFÍA

ACUMAR (s.f.). *Contaminación del Matanza Riachuelo*. Obtenido el 05 de octubre del 2020 de <https://www.acumar.gob.ar/contaminacion-del-matanza-riachuelo/>

ACUMAR (2020). Tablas de agentes empadronados y agentes contaminantes disponibles en la web institucional.

ACUMAR (2019). Resolución 283/2019. INFOLEG.

OPDS (2019). Decreto 531/2019. INFOLEG.

Napoli, A. M. (2009). Una política de Estado para el Riachuelo. FARN.

ANEXOS

Anexo I. Conjunto de contaminantes que suelen estar fuera de norma por sector

Estado del contaminante versus límite de resolución 283/2019 ACUMAR para la disposición en cloacas o cuerpos de agua superficial*									
	Sólidos en suspensión	Materia orgánica biodegradable	Patógenos	Nutrientes	Materia orgánica e inorgánica refractaria/persistente	Metales	Sólidos inorgánicos disueltos	Aceites y Grasas	Detergentes
Alimenticia	Galletas y bizcochos	FUERA	DENTRO	No disponible	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible
	Helados	FUERA	DENTRO	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible
	Quesos	FUERA	DENTRO	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible
	Cervecería	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible	No disponible
Industria cárnica	Frigoríficos	FUERA	FUERA	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible
	Embutidos	FUERA	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	No disponible
Curtiembres	FUERA	FUERA	No disponible	FUERA	DENTRO	FUERA	DENTRO	FUERA	No disponible
Químicas	Farmacéutica	FUERA	No disponible	DENTRO	DENTRO	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA
	Pinturas y barnices	FUERA	No disponible	FUERA	DENTRO	FUERA	DENTRO	FUERA	No disponible
Galvanoplastia	Procesos de conformado	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	FUERA	FUERA	FUERA
	Fabricación de productos metálicos	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA
Metalurgías	Fundición de metales	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	FUERA	FUERA	FUERA
	Lavaderos de autos	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	FUERA	DENTRO	FUERA
Establecimiento de servicios	Lavanderías/trituradoras	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA	DENTRO	FUERA	FUERA	FUERA
	Estaciones de servicio	FUERA	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO	DENTRO
Conjuntos habitacionales	FUERA	FUERA	FUERA	FUERA	FUERA	DENTRO	DENTRO	FUERA	FUERA

DENTRO es cuando el valor promedio de los parámetros dentro de ese grupo están por debajo del límite establecido en la Resolución 283/2019 y FUERA cuando superan dicho límite.

No disponible se colocó para los casos donde la bibliografía revisada no fue suficiente para identificar un patrón

* En el caso que esté DENTRO para el límite de cloacas pero FUERA para el límite en cuerpos de agua superficial, se considerará FUERA

Anexo II. Bibliografía consultada para los diferentes rubros abordados

Cárnica

- SENASA (2015). Obtenido de <http://www.senasa.gob.ar/decreto-423868>
- APrA (2012). *Investigación sobre el sector productivo Frigoríficos*. Buenos Aires.
- Camacho, J. E (2014). *Sistema de tratamiento para el agua residual de la industria de embutidos por procesos fisicoquímicos y biológicos*. Guadalajara: CIATEJ.
- CIMPAR (2010). *Buenas Prácticas Ambientales en la Industria Cárnica*. Rosario.
- CPmL (2010). *Manual de buenas prácticas operativas de producción más limpia para la Industria de Mataderos*. Nicaragua.
- EOI (2008). *Contaminación de las aguas: Vertidos de Mataderos e Industrias cárnicas*. Sevilla.
- Lafuente, C., Castro, S. B., & Rodríguez, M. E (1999). *Características de las aguas residuales y producción de fango en el sector cárnico español*. Universidad Politécnica de Madrid.
- Martínez, J., Mallo, M., Galisteo, M., Viñas, M (s.f.). *Evaluación de una planta de tratamiento de efluentes de frigorífico y matadero a escala real*. Montevideo.
- Muñoz, D (2005). *Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: para una población menor 2000 habitantes*. Popayán: Facultad de Ciencias Agropecuarias.
- Portillo, S. N (2014). *Tratamiento de efluentes líquidos en la industria frigorífica*. Universidad Nacional de La Plata.
- Rosemberg, A (2007). *Características, Problemática Ambiental, Buenas Prácticas y Acciones de P+L*. Centro Tecnológico para la Sustentabilidad.
- Rossi, M. J (2009). *Diseño de un plan de tratamiento de efluentes líquidos para una fábrica de chacinados y embutidos en Córdoba Capital*. Córdoba: Universidad Blas Pascal.
- Veall, F (1993). *Estructura y funcionamiento de mataderos medianos en países en desarrollo*. FAO.

Alimentos

- Alimentos Argentinos (2015). *Bizcochos y Galletas*. Obtenido de https://issuu.com/alimentosargentinos.gob.ar/docs/aa_68_web/31

- Arango Bedoya, O., & Sanches e Sousa, L (2009). *Tratamiento de aguas residuales en la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB*. Facultad de Ciencias Agropecuarias.
- CIMPAR (2010). *MBPA en la Elaboración de Helados*.
- Córdoba, J., Di Giorgi, H., Zubiaurre, L., Cisneros Basualdo, N. E., Puricelli, M., Rolando, R. (2016). *Gestión del agua y residuos de queserías familiares del cluster quesero de Tandil: Resultados preliminares*. Tandil: INTA.
- Di Benedetto, F. N., Ghezzi, S. N. (2016). *Gestión de activos y reingeniería del sistema de seguimiento y medición de una planta de tratamiento de efluentes*. Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba.
- Escuela de Organización Industrial de Sevilla (2008). *Los vertidos de las industrias cerveceras*
- IPROMA. (2017). *Ayuntamiento de oliva - Informe de asesoramiento*.
- Lezcano, E. (2006). Dirección Nacional de Alimentos. Obtenido de http://www.alimentosargentinos.gob.ar/contenido/sectores/farinaceos/Productos/Galletitas_2006/galletitas_industriales.htm
- Martoccia, F., & Bisio, A. (s.f.). *Galletitas “El Molle”*. La Plata: UTN.
- Olajire, A. (2012). *The brewing industry and environmental challenges*. Journal of Cleaner Production.
- Patel, S. (2018). *Treatment of Distillery Wastewater: A Review*. Jabalpur, India: International Journal of Theoretical & Applied Sciences.
- Saldes, L. G., Lowitt, D. A. (s.f.). *Tratamiento de residuos líquidos de una fábrica de galletas*. Valparaíso, Chile: Universidad Técnica Federico Santa María.
- Scasso, M. d. (2018). *Planta de tratamiento de efluentes líquidos generados por una industria productora de cerveza*. San Martín: 3IA.
- Schaller, A., Labriola, S., & Guardini, E. (2001). *Productos lácteos*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Seluy, L. G. (2015). *Procesos de tratamiento y valorización de efluentes líquidos de la industria cervecera*. Santa Fe: Universidad Nacional del Litoral.
- Simate, G. S., Cluett, J., Iyuke, S. E., Musapatika, E. T., Ndlovu, S., Walubita, L. F., et al (2011). *The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art*. Elsevier B.V.
- Superintendencia de Riesgos del Trabajo (2016). *MBP - Industria láctea*.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tuset, S. (s.f.). Condorchem Envitech. Recuperado el 15 de Agosto de 2020, de <https://blog.condorchem.com/tratamiento-de-aguas-residuales-de-la-industria-lactea/>

Curtiembres

Abello Navas, P., Dougall, A., Mandl, J., Sessa, P. (2012). *Reconversión industrial de curtiembres ubicadas en la Cuenca Matanza-Riachuelo*. Buenos Aires: ITBA.

Alvarez, R. (2018). *Curtiembre JAR*. La Plata: UTN.

Forcillo (2002). *El proceso de Curtido*. Obtenido de http://www.biologia.edu.ar/tesis/forcillo/proceso_de_curtido.htm

Frecia, G. (2017). *Gestión del medio ambiente: El futuro de las curtiembres de la cuenca Matanza Riachuelo. Estudio comparado Argentina-Japón*. Buenos Aires: UBA.

Greenpeace. (2012). *Nuevas evidencias de contaminación de curtiembres en la Cuenca Matanza-Riachuelo*.

Herrera Ochoa, V., Peñafiel, R., Cerón, P. (2013). *Remoción de contaminantes de aguas residuales del procesamiento de pieles mediante un reactor de mezcla controlada*. Universidad San Francisco de Quito.

Ministerio del Ambiente de Ecuador (2013). *Estudio para conocer los potenciales impactos ambientales y vulnerabilidad relacionada con las sustancias químicas y tratamiento de desechos peligrosos en el sector productivo del Ecuador*

Pampín, R. M., Sáez, G. V., Lorber, K. E., Romegialli, F. M. (2007). *Producción limpia en la industria de curtiembre*. Universidad Santiago de Compostela.

Salas, G. (2005). *Eliminación de sulfuros por oxidación en el tratamiento de agua residual de una curtiembre*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Tejerina, W., Liberal, V., Iribarnegaray, M., & Seghezze, L. (2013). *Gestión de residuos en curtiembres de la provincia de Salta*. INENCO.

Vidal, G., Nieto, J., Márquez, F., Mansilla, H., & Bornhardt, C. (2003). *Combinación de Procesos Biológicos y de Oxidación Avanzada para el Tratamiento de una Corriente de Proceso de la Industria de Curtiembre*. AIDIS.

Químicas

Aboulhassan, M., Souabi, S., Yaacoubi, A., & Baudu, M. (2006). *Improvement of paint effluents coagulation using natural and synthetic coagulant aids*. Journal of Hazardous Materials.

- Aboulhassan, M., Souabi, S., Yaacoubi, A., & Baudu, M. (2014). *Treatment of paint manufacturing wastewater by the combination of chemical and biological processes*. International Journal of Science, Environment and Technology.
- Akyol, A. (2011). *Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation*. Gebze, Turquía: Desalination.
- Alvariño, C. R., Lloréns, M. d., Torres, M. L., Arrechea, A. P. (2003). *Tratamiento de las aguas residuales provenientes de la industria de medicamentos*. CENIC.
- Carmona, P. B. (2008). *Tratamiento de aguas residuales de la industria cosmética mediante el proceso Fenton y con el sistema Fe/γ-Al₂O₃/H₂O₂*. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid.
- Chidozie, K., & Nwakanma, C. (2017). *Assessment of Saclux Paint Industrial Effluents on Nkoho River in Abia State, Nigeria*. Nigeria: Journal of Ecosystem & Ecology.
- Condorchem. (s.f.). Recuperado el 06 de Septiembre de 2020, de <https://condorchem.com/es/sectores/quimica-farmacia-cosmetica/>
- Consolider Tragua. (2010). *Tecnologías de tratamiento de aguas para su reutilización*.
- Cosméticos y aseo. (s.f.). Recuperado el 13 de septiembre de 2020, de <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Desarrollo%20Empresarial/Cosmeticos.pdf>
- Fabara, D., Paz, H., & Muñoz, F. (2010). *Optimización de la descarga líquida de una industria farmacéutica (I parte)*. Revista Politécnica.
- Fundación Entorno. (1998). *Informe medioambiental del sector Pinturas y Barnices*.
- Fuquene Yate, G. A. (2006). *Diseño y simulación de una planta automatizada de tratamiento de aguas para la industria farmacéutica*. Bogotá DC: Universidad de San Buenaventura.
- Guerra, P. (1998). *Diagnóstico de los efluentes líquidos industriales producidos en una industria farmacéutica y propuesta de un sistema conceptual para el manejo y tratamiento de los mismos*. Caracas: Universidad Católica Andrés Bello.
- IEES (2016). *Fabricación de pinturas, barnices y lacas*.
- INTEC-CHILE (2000). *Opciones de gestión ambiental - Sector fabricación de pinturas*.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

- Kulik, N., Trapido, M., Goi, A., Veressinina, Y., Munter, R. (2008). *Combined chemical treatment of pharmaceutical effluents from medical ointment production*. Estonia: Chemosphere.
- Maribel Ocampo, G. (2014). *Tratamiento de aguas residuales de una industria farmacéutica en biorreactores aerobios con membranas sumergidas con y sin pretratamiento anaerobio*. México DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Noorjahan, C. M. (2015). *Physico Chemical Parameters and Identification of Bacteria in Paint Effluent*. Chennai: IJSETR.
- Olaya, E. S., García, R. G., Torres, N. S., Ferro, D. C., & Torres, S. (2006). *Caracterización del proceso productivo, logístico y regulatorio de los medicamentos*. Medellín - Colombia: Universidad de Antioquia.
- Pazmiño Salazar, E. M., & Valenzuela Larrea, D. E. (2019). *Tratamiento de las aguas residuales de una industria farmacéutica de la ciudad de Quito mediante procesos de oxidación avanzada*. Quito: UCE.
- Petroquímica - Pinturas, barnices y lacas*. (s.f.). Recuperado el 19 de septiembre de 2020, de <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Desarrollo%20Empresarial/Pinturas.pdf>
- Programa Safe+. (2016). *La infraestructura de la Calidad y guía sobre cómo aprovechar los servicios que presta al sector cosméticos*. Colombia: ONUDI.
- Ramírez, R. (2015). *Relatorio de estudio de disposición de residuos, efluentes y emisiones*. Compañía paraguaya de cosméticos S.A. Asunción.
- Ramos Alvaríño, C. (2006). *Los residuos en la industria farmacéutica*. Revista CENIC, 25-31.
- Ramos, C., Pellón, A., Villafranca, D., Espinosa, M. d., Escobedo, R., & Alvarez, Y. (2005). *Tecnología de tratamiento a las aguas residuales de un laboratorio farmacéutico de producción de semisólidos*. La Habana: Revista CENIC.
- Riveros, R. (2017). *Tratamiento y reutilización de aguas residuales: El caso de la industria de pinturas látex en el Perú*. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Rodriguez, T., Botelho, D., Cleto, E. (2008). *Tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante usando ozono, peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta*. Bogotá: Universidad Militar Nueva Granada.

- Ruth, A., Osnick, J., Evens, E., & Yves, P. (2005). *Ecological risk assessment of heavy metals in paint manufacturing effluents of Port-au-Prince*.
- Sir Pérez, M. J. (2018). *Plan de manejo integral de residuos de formulación y fermentación en el proceso de producción de fármacos en una industria farmacéutica*. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Sistema de Información sobre Comercio Exterior. (s.f.). Recuperado el 13 de septiembre de 2020, de Manual de buenas prácticas de manufactura para productos cosméticos: <http://www.sice.oas.org/trade/mrcsrs/resolutions/Res6696.asp>
- Tait, K. & Zaebst, D. D. (s.f.). *Enciclopedia de Salud y Seguridad en el trabajo - Cap 79 - Industria Farmacéutica*
- Ugarte, E. C. (2010). *Gestión integral del manejo de residuos industriales y/o peligrosos generados en la industria farmacéutica*. Lima.
- Zambrano, R., Ramírez, S., Bolívar, C., Trosel, F., Manrique, A. (2016). Proceso de las pinturas y resinas sintéticas. Universidad José Antonio Páez.

Conjuntos habitacionales e inmobiliarios

- Acumar (s.f.-a). *Desvinculados*. Recuperado el 11 de Septiembre de 2020, de: <https://www.acumar.gob.ar/obras-infraestructura/desvinculados/>
- Acumar (s.f.-b). *Contaminación del Matanza Riachuelo*. Recuperado el 11 de Septiembre de 2020, de: <https://www.acumar.gob.ar/contaminacion-del-matanza-riachuelo/>
- Acumar (2019). *Audiencia Pública: “Tres líneas de acción para el saneamiento de la Cuenca Matanza Riachuelo”*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ministerio del Interior, Obras públicas y Vivienda.
- AySAM (2016). Plan Estratégico. Ciudad de Mendoza.
- Blazquez, P. & Montero, M. C. (2010). *Reutilización de agua en Bahía Blanca Plata 3era Cuenca*. Argentina: Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional (edUTecNe).
- Capítulo I: Naturaleza del agua residual doméstica y su tratamiento*. Recuperado el 11 de Septiembre de 2020, de: http://www.biblioteca.udep.edu.pe/bibvirudep/tesis/pdf/1_135_183_88_1242.pdf.
- Chicala López, J. A. (2014). *EFLUENTES CLOACALES EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA*. Córdoba: Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Defensoría del Pueblo. Informe especial del Cuerpo Colegiado a 7 años del fallo de la CSJN en el caso de la cuenca Matanza Riachuelo. http://www.dpn.gob.ar/documentos/20160304_30775_556677.pdf

Gamonal Repiso, P. (s.f). *Tratamiento de aguas residuales mixtas para una población superior a 100.000 habitantes equivalentes.*

Lozano-Rivas, W. A. (2012). *Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales.* Bogotá D.C., Colombia: Universidad Piloto de Colombia.

Metcalf-Eddy (1991). *Tratamiento y depuración de las aguas residuales.*

Rodríguez Fernández-Alba, A., Letón García, P., Rosal García, R., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S. & Sanz García, J.M. (s.f.). *Informe de vigilancia tecnológica. Tratamiento avanzados de aguas residuales industriales.* España: Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME).

Establecimientos de servicios

Acción Industrial y Proyecto (s.f.). *Funcionamiento separador de hidrocarburos.* Recuperado el 20 de Septiembre de 2020, de: http://www.tratamiento-agua-residual.es/tratamiento_agua_residual/manuales/separador_de_hidrocarburos_funcionamiento.pdf

Agencia de Protección Ambiental (s.f.). *Manual de referencia para tintorerías.* Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Atehortua Velásquez, N. (2012). *Evaluación de la factibilidad técnica, ambiental y económica del reúso de agua en el proceso de lavandería del Hospital Pablo Tobón Uribe.* Colombia: Universidad de Medellín.

Cardozo Gamboa, J. A. (2017). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas, para lavado automotor, para la empresa Translogam S.A.S. .* Bogotá D.C.: Programa de Ingeniería Mecánica, Facultad de Ingenierías, Fundación Universidad de América.

CENIT, Centro de Investigaciones para la Transformación (2009). *Estudio para la identificación de oportunidades de mejoras en la gestión ambiental de micro, pequeñas y medianas empresas (MIPyMEs) en la Ciudad de Buenos Aires.* Buenos Aires, Argentina: Agencia de Protección Ambiental de la Ciudad de Buenos Aires (APRA).

CERIDE (s.f.). *Degradación del Petróleo y detergentes con Microorganismos.* México.

- Chambi Hanco, Z. (2018). *Tratamiento de aguas residuales de lavanderías por el proceso de coagulación-floculación y adsorción*. Puno, Perú: Escuela Profesional de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Altiplano.
- CIMPAR, Comisión Interempresaria Municipal de Protección Ambiental de Rosario (s.f.). *Buenas Prácticas Ambientales en lavaderos de automotores mecánicos y lubricentros*. Rosario, Argentina: Municipalidad de Rosario, Secretaría de Servicios Públicos y Medio Ambiente.
- COGA, Consultoría y gestión ambiental (2016). *Manifiesto de impacto ambiental en su modalidad particular: construcción y operación de la estación de servicio “Gasolinera Chapalita”*. Municipio de Tecomán, Colima, México.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente-Región Metropolitana (2001). *Guía para el control y prevención de la contaminación industrial: Estaciones de Servicio*. Santiago de Chile.
- Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía (2011a). *Guía práctica de calificación ambiental. Instalaciones con emisiones de COV*. España.
- Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía (2011b). *Guía práctica de calificación ambiental. Estaciones de Servicio*. España.
- EPA (2000). Technical Development Document for the Final Action Regarding Pretreatment Standards for the Industrial Laundries Point Source Category. Estados Unidos, Environmental Protection Agency, EPA.
- Espinoza De La Cruz, E. M. (2016). *Caracterización de aguas residuales de lavandería y de la Planta de Poscosecha de Zamorano para el riego de áreas verdes*. Zamorano, Honduras: Escuela Agrícola Panamericana.
- FREPLATA (2005). Proyecto: “Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Habitats”. Localización e Identificación de Establecimientos Industriales Generadores Efluentes Líquidos Residuales, de Actividades Industriales y Zonas Geográficas Críticas en la Ciudad de Buenos Aires y Partidos del Área Metropolitana para la Implementación de Planes de Reducción de la Contaminación. Buenos Aires, Argentina.
- Gamonal Repiso, P. (s.f). *Tratamiento de aguas residuales mixtas para una población superior a 100.000 habitantes equivalentes*.
- Guamanquispe Tigse, S. J. (2017). *Diseño de una planta de tratamiento de agua proveniente del lavado de autos en la lavadora “La Unión” en el sector la Joya*.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Ambato, Ecuador: Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica, Universidad Técnica de Ambato.

Hernández Medina, N., Bejarano Ayala, S. A., Mena Guerrero, N. & Machuca Martínez, F. (2018). *Tratamiento de aguas residuales provenientes de estaciones de Gasolina mediante ozonización catalítica*. Cali, Colombia: Escuela de Ingeniería Química, Universidad del Valle.

Huybrechts D., De Baere P.; Van Espen L. et al. (2002). *Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor car- en truckwash. Eindrapport*. Centre d'estudis VITO. Disponible només en holandès.

Jalil, J. (2005). *Alternativas de tratamiento de aguas de desecho industrial*. Ecuador.

Life MinAqua (2016). *Guía de buenas prácticas para instalaciones de lavado de vehículos*. España.

Mendoza Peinado (2016). *Evaluación a la aplicación de la tecnología limpia con enzimas biocatalizadoras (BIOWISH Aqua Fog) para el tratamiento de las aguas residuales industriales (ARI) contaminadas por hidrocarburos en la Estación de Servicio New Norean en Aguachica-Cesar*. Ocaña, Colombia: Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias y del Ambiente, Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña

Ministerio del Medio Ambiente de Colombia (1999). *Guía de manejo ambiental para estaciones de servicio de combustible*. Santafé de Bogotá, D.C.

Quintero, O. & Salichs, A. (2007). *Herramientas para la aplicación de Producción más limpia. Alternativas de mejora en actividades de servicios. Manual para consultores*. Argentina: Fundación Libertad.

Rodríguez Fernández-Alba, A., Letón García, P., Rosal García, R., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S. & Sanz García, J.M. (s.f.). *Informe de vigilancia tecnológica. Tratamiento avanzados de aguas residuales industriales*. España: Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME).

Romero, J. (2002). *Tratamiento de aguas residuales*. Colombia: Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.

Ruiz Fallas, F. (2005). *Dimensionamiento y costeo de una planta de lavado para camiones recolectores de basura*. San José, Costa Rica: Escuela de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de Costa Rica.

Tolentino Castillo, A.J., Benites Alfaro, E. & Cabrera Carranza, C. (2019). *Aguas residuales de lavandería y su tratamiento por Oxidación fotocatalítica*

con dióxido de titanio (TiO₂) y luz ultra violeta (UV) en Instituto Nacional de Salud del Niño, San Borja - 2017. Lima, Perú: Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Galvanoplastia

Bayona Avella, N. P. & Dávila Giraldo, B. A. (2018). *Diagnóstico del Tratamiento del Efluente de una Empresa de Galvanoplastia.* Bogotá, D. C: Escuela Colombiana de Ingeniería.

Castañeda Galvis, L. C. & Montealegre, M. L. (2003). *Diseño de un Sistema de Neutralización de Aguas Residuales Industriales en el Proceso de Galvanizado.* Bogotá D.C: Universidad de La Sabana.

Cemproaca, C.A, 2010

Chidiak, López, Ramos & Mokobodzki Ongaro (2009). *Estudio para la identificación de oportunidades de mejoras en la gestión ambiental de micro, pequeñas y medianas empresas (MIPyMEs) en la Ciudad de Buenos Aires.* Buenos Aires: Agencia de Protección Ambiental de la Ciudad de Buenos Aires (APRA).

De Araújo Ponte, H. (s.f.). *Tratamiento de efluentes líquidos de galvanoplastia.* Brasil: Departamento de Ingeniería Química, Sector de Tecnología, Universidad Federal de Paraná.

FUNDES La red de Soluciones empresariales (s.f.). *Guías de Buenas Prácticas para el Sector Galvanotecnia.* Bogotá: Ministerio del Medio Ambiente.

INTEC-CHILE, Proyecto FDI-CORFO/GTZ (1997-2000). *Generación de capacidades nacionales en tecnologías aplicables a residuos industriales líquidos.*

María del Rosario Sun Kou (2004). *Procesos Para El Tratamiento De Las Aguas Residuales En Plantas Galvánicas Y Metalúrgicas.* Perú: Sección Química. Departamento de Ciencias. Facultad de Ciencias e Ingeniería. Pontificia Universidad Católica del Perú.

Ministerio de industria y energía (s.f.). *Guías Tecnológicas: 2.6 Tratamiento electrolítico o químico de superficies.* Madrid: Fundación Entorno, Empresa y Medio Ambiente.

Morales Posada, N.B. & Acosta Niño, G. E. (2010). *Sistema de Electrocoagulación como Tratamiento de Aguas Residuales Galvánicas.* Bogotá: Ciencia e Ingeniería Neogranadina

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

SADAM (Asociación Argentina de Acabado de Metales, 2019). *Guía para una producción sustentable: sector tratamientos superficiales*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

Subsecretaría de Calidad Ambiental del Ecuador (s.f.). *Estudio para conocer los potenciales impactos ambientales y vulnerabilidad relacionada con las sustancias químicas y tratamiento de desechos peligrosos en el sector productivo del Ecuador*. Ecuador: Ministerio del Ambiente del Ecuador

Metalúrgica

ACERCAR: Unidad de Asistencia Técnica Ambiental para la Pequeña y Mediana Empresa (s.f.). *Oportunidades de producción más limpia en el sector de Metalmecánica. Guía para empresarios*. Bogota D.C.: Corporación para la investigación Socioeconómica y Tecnológica de Colombia (CINSET).

ADIMRA (Asociación de Industriales Metalúrgicos de la República Argentina, 2019). *Guía para una producción sustentable: sector metalmecánico*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

Capítulo 2: *Métodos de Fundición o Colada*. Recuperado el 1 de Septiembre de 2020, de: https://www.academia.edu/34984078/CAP%C3%8DTULO_2_M%C3%89TODOS_DE_FUNDICI%C3%93N_O_COLADA_2_1_CONCEPTOS_GENERALES

Centro de Actividades Regionales para la Producción Limpia, Plan de Acción para el Mediterráneo (2005). *Prevención de la contaminación en el Subsector del mecanizado del metal*. España: Ministerio de Medio Ambiente España.

Costa Vila, H. & Ramón M. (2017). *INFORMES DE CADENAS DE VALOR: Industrias Metálicas Básicas Siderurgia y aluminio*. Argentina: Subsecretaría de Programación Microeconómica, Secretaría de Política Económica.

Documento BREF (2006). *Documento de referencia de Mejores Técnicas Disponibles en la Industria de Procesos de Metales Férricos*. España: Traducción al español realizada por el Ministerio de Medio Ambiente.

Documento BREF (2009). *Mejores Técnicas Disponibles de referencia europea: Forja y Fundición*. España: Traducción al español realizada por el Ministerio de Medio Ambiente.

Duran Batista, N., Fuentes Guilarte, R., Hernandez Martinez, M. & Ortiz Pérez, O. L. (2014). *El desarrollo de la fundición y su impacto en el ambiente laboral*. Revista DELOS: Desarrollo Local Sostenible, n. 20 (junio 2014).

Recuperado el 1 de Septiembre de 2020, de <http://www.eumed.net/rev/delos/20/arenas-moldeo.html>

- Eraso Guerrero O. (2008). *Procesos de manufactura*. Colombia: Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD).
- Fernández, R. (2015/2016). *Pretratamiento/Aguas*. MAGUA. España: Escuela de Organización Industrial (EOI).
- Fundición, Cursos de Procesos de Manufactura*. Colombia: Facultad Ingeniería Industrial, Laboratorio de Producción, Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Guía para el control y prevención de la contaminación industrial. Rubro Fundiciones* (2001). Santiago: Comisión Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile.
- Gutiérrez Cabello, A. D., Pérez Barcia, V., Lifschitz, E., Rodríguez Salto, L. & Salama, A. (2011). *Serie de documentos de Economía Regional: Análisis del Complejo Industrial Metal Mecánico*. Buenos Aires: Centro de Estudios Regional y Espacial (C.E.R.E.), UNSAM.
- Manual práctico de recomendaciones técnicas y de gestión, Sector tratamiento y transformación de metales*. España: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.
- Martínez, S. & Goicochea, I. (s.f.). *Desarrollo de una planta de tratamiento de aguas para un tren de laminación*. España: Ingenieros Industriales y de Minas. Universidad de Vigo. Departamento de Diseño en la Ingeniería. Área de Proyectos en la Ingeniería.
- Ministerio de industria y energía (s.f.). *Guías Tecnológicas: 2.3.a. Laminado en caliente*. Madrid: Fundación Entorno, Empresa y Medio Ambiente.
- Mirer, F. E. (1998). *Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. Metalurgia y Metalisteria: Fundiciones*. España: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales Subdirección General de Publicaciones
- Misirlian E. & Pérez Barcia V. (s.f.). *La industria del aluminio en Argentina*. Buenos Aires: Escuela de Economía y Negocios, Universidad Nacional de San Martín (UNSAM).
- Muñoz Aceves, C. E. (s.f.). *Procesos de Manufactura*. Departamento de Ingeniería Mecánica Eléctrica, Carrera de Ingeniería Industrial.
- Sosa, B. S., Banda-noriega, R.B. & Guerrero, E.M. (2013). *Industrias de fundición: aspectos ambientales e indicadores de condición ambiental*. Argentina: Revista de Metalurgia.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Rodríguez Fernández-Alba, A., Letón García, P., Rosal García, R., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S. & Sanz García, J.M. (s.f.). *Informe de vigilancia tecnológica. Tratamiento avanzados de aguas residuales industriales*. España: Universidad de Alcáala del Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía (CITME).

Velasco Salazar R. (s.f.). *Procesos industriales*. Ciudad de México: Universidad Itaca.

Velazco, D., Johnson, B. & Castro, K. (s.f.). *Laminado de metales y los tipos de metales disponibles en Panamá*. Panamá: Facultad de Ingeniería Industrial, Universidad Tecnológica de Panamá.

9

Cuenca Alta, la acción de ACUMAR - Acciones para la recuperación ambiental de la Cuenca Matanza Riachuelo. Diseños y estrategias basados en servicios ecosistémicos de saneamiento

ACUMAR

INTRODUCCIÓN

La implementación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, incluidos los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible, requieren políticas públicas que integren crecimiento económico, inclusión social y protección del ambiente. El gasto asociado a la protección ambiental, es decir, aquel que se destina a las actividades que buscan prevenir, reducir y eliminar la contaminación y la degradación del ambiente, refleja el esfuerzo por lograr un desarrollo sostenible.

Los ecosistemas se ven afectados por las acciones humanas y el cambio climático. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que reciben las poblaciones por parte de la naturaleza (aire limpio, el agua, comida y materiales). La salud y el bienestar de las personas dependen de estos servicios y sus componentes: el agua, el suelo, los nutrientes y los organismos. Tal como hace referencia la eva-

luación de los ecosistemas del Milenio¹ en los últimos 50 años los seres humanos han transformado los ecosistemas de una manera extremadamente acelerada, imposible de igualar a otro período de tiempo en la historia humana, con la finalidad de resolver rápidamente las demandas crecientes de alimento, agua dulce, materiales y combustible. Esto ha generado la pérdida considerable, e irreversible en algunos casos, de la diversidad de la vida sobre la tierra.

Los cambios perpetrados en los ecosistemas han contribuido a obtener considerables beneficios en el bienestar humano y en el desarrollo económico, pero también han llevado a la degradación de esos ecosistemas, al aumento del riesgo de cambios no lineales y a la acentuación de la pobreza. Estos problemas, si no se los aborda, harán disminuir considerablemente los beneficios que las generaciones venideras obtengan de los ecosistemas.

La evaluación de los ecosistemas del Milenio proporciona una valoración científica sobre la condición y las tendencias en los ecosistemas del mundo, los servicios que proveen y las opciones para restaurar y conservarlos, o mejorar el uso sostenible de los ecosistemas. Dentro de esta evaluación se clasifican los servicios ecosistémicos de la siguiente forma:

- ▶ Provisión de servicios: productos obtenidos de los ecosistemas, incluyendo los alimentos, las fibras, el combustible, los recursos genéticos, productos bioquímicos, farmacéuticos, medicinas naturales, recursos ornamentales y agua potable.
- ▶ Servicios de regulación: beneficios obtenidos de la regulación de los procesos de los ecosistemas, incluida la regulación de la calidad del aire, del clima, del agua y de la erosión, las enfermedades, la regulación de plagas, la polinización, la regulación de riesgos naturales, etcétera.
- ▶ Servicios culturales: beneficios no materiales que las personas consiguen de los ecosistemas y paisajes, como el bienestar asociado a la recreación y el valor educativo o estético.
- ▶ Servicios de apoyo: los servicios que son necesarios para la producción de todos los demás servicios del ecosistema, incluidos la formación de suelos, la fotosíntesis, la producción primaria, el ciclo de nutrientes y el ciclo del agua.

Para que los beneficios de los servicios ecosistémicos se manifiesten es preciso el empleo de prácticas vinculadas a la gestión integral y sostenible de los recursos naturales, que incluya a las comunidades como parte de un todo. Sin

1 Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Informe de Síntesis. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.439.aspx.pdf>

embargo, la salud de los ecosistemas por sí sola no garantiza la resiliencia humana, considerada como la capacidad de los seres humanos para adaptarse positivamente a situaciones adversas, no solamente al cambio climático sino también a las realidades que se enfrentan día a día. Por lo tanto, es necesario trabajar de manera integral, considerando la biodiversidad y la conservación de los ecosistemas en el desarrollo socioeconómico y la salud.

Los componentes de la resiliencia incluyen una gran diversidad de estrategias de subsistencia para reducir la vulnerabilidad y los peligros a los cuales están sometidas las sociedades.

Como ejemplos de estas políticas integrales, en el caso de la Cuenca Matanza Riachuelo (CMR), es posible enumerar los siguientes lineamientos:

- ▶ Restauración de ecosistemas de las márgenes de la CMR a través de los biocorredores.
- ▶ Gestión de humedales y planicies aluviales para prevenir inundaciones en áreas habitadas y mantener el flujo y la calidad del agua para las comunidades, frente a los cambiantes regímenes de lluvias.
- ▶ Conservación y restauración de bosques y otra vegetación autóctona para estabilizar las laderas y zona riparia, restaurar cuencas hidrográficas y regular los flujos de agua para evitar inundaciones repentinas.

Asimismo, cabe destacar que dichos lineamientos proporcionan otros beneficios, como la reducción de los gases de efecto invernadero, ya que estas áreas pueden convertirse en sumideros de carbono a través de la captación de los mismos, como es el caso de la restauración realizada en el predio de un ex basural a cielo abierto denominado “Batalla Villa Mayor”, en la localidad bonaerense de Marcos Paz.

Las cuencas hídricas crean las condiciones para afrontar la administración de los ecosistemas en forma integral. La dinámica ambiental de una cuenca hídrica es determinante para la vida de la población asentada en ella, reconociéndose un sistema en el que todos los elementos que lo componen están relacionados y cualquier afectación en uno de estos elementos causa problemas en el sistema, incluso también en la conservación y preservación del recurso agua, recurso determinante de la cuenca y de cuya gestión depende su adecuado funcionamiento o deterioro.²

En el caso de la CMR, que está habitada por más de 5 millones de personas, casi el 50% de la población vive en barrios populares. Según los relevamien-

2 Análisis de Vulnerabilidades frente al Cambio Climático en La margen derecha del Río Mapacho - Distrito De Challabamba, Cusco Perú.2012. UNESCO.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

tos realizados por ACUMAR para la confección del mapa de riesgo sanitario³, 625.829 personas están en situación de alta vulnerabilidad en toda la CMR (Fig. 1). Dicha situación deviene no sólo de las condiciones de vida y de la precariedad de sus viviendas, de la falta acceso a cloacas y agua potable, sino además del potencial riesgo a las amenazas ambientales que generan cambios en la composición y estructura de los ecosistemas que los rodean, afectando la salud y el acceso a los servicios ecosistémicos necesarios para poder vivir.

Tabla 1. Habitantes de la Cuenca con vulnerabilidad alta

CUENCA	PERSONAS CON VULNERABILIDAD ALTA
Alta	16.418
Media	497.958
Baja	111.453

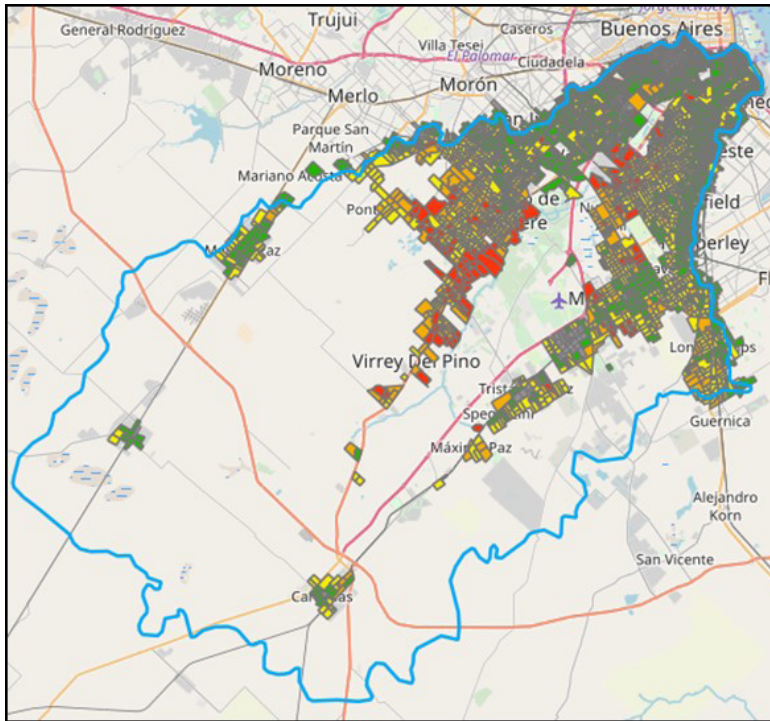


Figura 1. Vulnerabilidad en la CMR (en color rojo Vulnerabilidad ALTA)

3 <https://www.acumar.gov.ar/mapa-riesgo-sanitario/>

En la CMR, los arroyos presentan una gran variabilidad de caudal, que se encuentra en el rango de 0,213 m³/s (promedio Chacón aforos octubre de 2015 a septiembre de 2017) y 5,28 m³/s (promedio Matanza aforos octubre de 2015 a septiembre de 2017), a esta condición se suma la descarga de efluentes cloacales e industriales, lo cual impacta sobre la capacidad receptora del cuerpo de agua y requiere propiciar las condiciones y las acciones que permitan aumentar la resiliencia fluvial para que el proceso natural de autodepuración pueda llevarse a cabo.

En consonancia con lo expuesto hasta aquí, se afirma que los servicios ecosistémicos dependen del funcionamiento “saludable” de los ecosistemas y de la biodiversidad que estos contienen y, por lo tanto, cuando un ecosistema se degrada, también lo hacen los servicios que presta.⁴

Por ello, en 2018 se propuso como estrategia ambiental en la Dirección de Evaluación de Impacto Ambiental y Social (DEIAS) de ACUMAR desarrollar biocorredores nativos, reforestar áreas degradadas y recomponer humedales, planificando un diseño específico de servicios ecosistémicos que contribuyan a la recuperación y al saneamiento de la CMR y, al mismo tiempo, al mejoramiento de la calidad de vida de sus habitantes, medidos en términos de calidad de aguas, suelos y de aire.

Esta estrategia también incluye el monitoreo de bioindicadores de calidad de los recursos naturales y una metodología de cuantificación para la maximización, control y seguimiento de los servicios ecosistémicos en los sitios recuperados. De esta forma, es posible determinar el impacto positivo de las intervenciones a través de biocorredores y la recuperación de áreas degradadas.

En relación a la intervención ambiental propuesta en el Predio Batalla Villamayor ex Basural de Marcos Paz, ubicado en la Cuenca Media, se realizaron durante 2019 las identificaciones de los bioindicadores a través de dos campañas de muestreos en territorio, con el propósito de conocer la recuperación del ex basural en sus tres componentes a partir de estudios de suelo (retención hídrica), análisis de la cobertura vegetal, indicadores biológicos (comunidades vegetales, de anuros, de carábidos y afóidos), etcétera.

En esa misma línea, se trabajó en relación a la recuperación y puesta en valor de la Reserva Municipal Saladita Norte, en el Municipio de Avellaneda, localizada en la Cuenca Baja, en donde se realizó una línea de base con la medición de un bioindicador, en este caso las libélulas. Luego, se llevó adelante acciones de limpieza del espejo de agua y sus alrededores, y plantación de especies nativas y cobertura vegetal. Asimismo, se colocó cartelería con informa-

⁴ “Ordenación de los Recursos Naturales y del Patrimonio Ambiental”. Facultad de Geografía e Historia. Universidad de Sevilla. España.

ción sobre las especies fitorremediadoras que viven en la laguna e indicativos de la Reserva.

Todas estas acciones se dieron en el marco de la gestión de políticas públicas que lleva adelante ACUMAR para la recuperación de la CMR.

LINEAMIENTOS GENERALES

Uno de los principales desafíos que tiene la gestión pública en materia ambiental en la República Argentina consiste en integrar este concepto en la planificación y ejecución de políticas públicas que redunden en la conformación de indicadores y herramientas útiles para los procesos de toma de decisiones. Por otro lado, es importante tener en consideración que las relaciones sociales y ecológicas no son lineales: a medida que la resiliencia disminuye, el sistema socio-ecológico⁵ se hace más vulnerable y, progresivamente, aquellos cambios más pequeños podrán causar cambios mayores que afectan la provisión de los servicios ecosistémicos. Es así que incorporar un enfoque de servicios ecosistémicos es una forma más de contribuir a visibilizar los costos y los beneficios de las acciones humanas y evaluar cuáles serán los modos de llevar adelante las políticas para el mejoramiento de la calidad de vida de las personas.

La gestión ambiental y social del territorio es un pilar en la política pública ambiental que requiere del apoyo y del sustento del conocimiento técnico-científico para posibilitar la generación y la transferencia de conocimiento de las y los investigadores argentinos.

Desde esta mirada, ACUMAR propicia distintas líneas de trabajo con las universidades nacionales, fundamentalmente con aquellas radicadas en la Cuenca, desarrollando múltiples y diversos trabajos de investigación beneficiosos para la gestión ambiental del territorio, a partir de convenios específicos con dichas instituciones.

En esa misma línea, en 2018 se convocó a un equipo de científicos expertos del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a través de un Servicio Tecnológico de Alto Nivel (STAN) denominado “Evaluación de riberas con la elaboración de propuestas para su restauración”, para el ex basural ubicado en Marcos Paz mencionado anteriormente, a las orillas del arroyo Morales en Cuenca Alta.

5 Tomando la definición de Dratauro (2018), el sistema socio-ecológico vincula las interacciones entre los seres humanos y los ecosistemas sobre escalas físicas concretas (cuencas, regiones, territorios), el ser humano es parte integral de los ecosistemas. El estudio de los sistemas socio-ecológicos incluye desde la resiliencia y la vulnerabilidad asociadas a la teoría de complejidad de los sistemas, a la sustentabilidad, la equidad, la justicia y las relaciones de poder insertas en la toma de decisiones, así como el bienestar humano y la gobernanza.

Por otra parte, el 26 de agosto de 2019 se firmó un convenio específico con la Universidad Nacional de San Martín (UNSAM) para que su Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA) lleve adelante el monitoreo de indicadores de servicios ecosistémicos, evaluando el desarrollo y la recuperación de ecosistemas y biocorredores nativos que fueron dañados, degradados o destruidos, e intervenidos por ACUMAR durante el mes de diciembre de 2018, y cuyo estudio principal era el componente suelo, estudiando el mejoramiento del suelo y capacidad de captación hídrica.

ACUMAR viene trabajando desde 2008 con la Universidad Nacional de La Plata que lleva adelante el Programa de Monitoreo Integrado de Calidad de Agua Superficial y Sedimentos de la Cuenca Matanza Riachuelo y del Río de la Plata. El grupo de investigación es el Instituto de Limnología “Dr. R. A. Ringuelet” (ILPLA) y está focalizado en los descriptores bióticos. Para el caso del proyecto del primer biocorredor de la CMR, su participación se desarrolla en el componente agua, con el monitoreo de la calidad del agua superficial y sedimentos en el arroyo Morales (ACUMAR, 2019).

De la misma manera, en el caso de la Reserva Municipal de Saladita Norte, se convocó al equipo del Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BIOGEGA) de la Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV), para desarrollar el Proyecto “Recomposición y Conservación de la Reserva Municipal Saladita Norte y su Laguna – Dock Sud, Avellaneda” en la provincia de Buenos Aires. El 28 de noviembre de 2019, se firmó un convenio específico para el monitoreo de indicadores ambientales para la evaluación de la recomposición y conservación de la reserva y su laguna.

El objetivo principal de dicho convenio es la evaluación de la salud ambiental de la Laguna Saladita Norte y la estimación de los efectos de las tareas de recomposición sobre la biodiversidad acuática, mediante la elaboración de inventarios específicos, la aplicación de índices bióticos y el desarrollo de un Programa de Monitoreo de la biodiversidad.

PERSPECTIVAS A FUTURO

En el 2000, Kofi Annan, Secretario General de la ONU, encomendó la realización de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM). Con la participación de más de 1.360 expertos de todo el mundo, sus conclusiones han expresado el mayor consenso científico en la materia. Dicha evaluación, ha puesto de manifiesto las consecuencias de los cambios en la capacidad de los ecosistemas para proveer bienes y servicios para el bienestar humano, y propuso opciones para responder a esos desafíos.

En este sentido, es fundamental reconocer que los sistemas naturales son multifuncionales, ya que proveen un amplio rango de servicios de forma simultánea. Dichos servicios pueden traducirse en el filtrado y purificación de aguas residuales, la atenuación de las crecidas y la prevención de inundaciones, y a su vez, funcionar como sitio de recarga de acuíferos, prestar refugio a la biodiversidad, contribuir al control biológico de plagas, y permitir el esparcimiento y disfrute. También, ofrecen amplias oportunidades para la investigación y la educación ambiental.

Tal como se expresó en los apartados precedentes, ACUMAR ha adoptado un enfoque integral para la gestión ambiental de la Cuenca Matanza Riachuelo, en el cual se articulan distintas acciones y programas tendientes a mejorar la calidad del aire, el suelo y el agua. A medida que los múltiples desafíos y adversidades de la realidad ambiental de la Cuenca se han manifestado, se han planteado estrategias y acciones concretas con la finalidad de contribuir al saneamiento, entre las cuales se integran las de recuperación y conservación ambiental aquí enunciadas.

Estas acciones han contemplado la creación de biocorredores y el fortalecimiento de los servicios ecosistémicos que estos ambientes prestan. A su vez, se han definido tareas de limpieza de las márgenes, del cuerpo superficial del arroyo, del manejo de plantas exóticas invasoras, y de la readecuación industrial de las empresas, integrando todas ellas en un plan de monitoreo de los parámetros críticos de contaminación. El objetivo principal es recomponer el flujo normal del río y las interacciones entre los ambientes del ecosistema ribereño, es pos de aumentar su conectividad, y con la pretensión de beneficiar tanto a la flora y fauna como a la calidad de vida de los habitantes.

En este marco, y considerando los antecedentes descriptos en el presente artículo es que desde ACUMAR, nos encontramos trabajando en la planificación de nuevos proyectos de intervención territorial. Así, procuramos que a partir de la implementación de múltiples intervenciones, sobre un arroyo o un canal, logremos medir y evaluar impacto, costos, sustentabilidad y apropiación de soluciones organizativas, metodológicas y técnicas sobre la Cuenca. Comenzar a incluir el concepto de infraestructura verde en la gestión ambiental de la Cuenca, y desde allí planificar, permite fortalecer y proporcionar un amplio abanico de servicios ecosistémicos, protegiendo la biodiversidad tanto de los asentamientos rurales como de los urbanos.

De esta manera, ACUMAR propone iniciar un recorrido en la planificación, ejecución y evaluación de múltiples intervenciones, destacando entre ellas las siguientes:

- Restauración ecológica a través de Biocorredores.
- Instalación de microhumedales artificiales y bañados.
- Control de especies exóticas invasoras.
- Dispositivos para la retención y remoción de residuos sólidos.
- Tratamiento de efluentes en barrios sociales desvinculados.
- Mejoramiento del espacio público con infraestructura verde.
- Mejoramientos puntuales de infraestructura gris.
- Equipamiento de cooperativistas para las intervenciones.
- Integración del enfoque de servicios ecosistémicos en la educación ambiental.
- Fomento de la comunicación, de la participación ciudadana y de la concientización sobre la protección de los ecosistemas.
- Difusión de nuevos conocimientos que redunde en sustentabilidad por apropiación.

En conclusión, ACUMAR tiene un gran potencial de generar conocimiento científico, establecer buenas prácticas y constituirse en caso de éxito.

9.1

Restauración de riberas y bio-rollos. Intervención en área piloto “Puente Alsina”

Laura de Cabo, Ana Faggi, Sebastián Miguel,
Martha Mojica, Gabriel Basílico

Las áreas ribereñas actúan como barreras físicas y químicas que retienen nutrientes y contaminantes, evitando que ingresen a los cuerpos de agua. Las actividades humanas han provocado el deterioro de estos humedales, donde la contaminación de los suelos y sedimentos, son uno de los principales conflictos que surgen a la hora de plantear la rehabilitación de cuencas y su posterior recuperación para uso público.

La restauración de cuencas de ríos de áreas urbanas y periurbanas con una larga y compleja historia de degradación como el río Matanza-Riachuelo, debería ser lograda desde técnicas de la bioingeniería con el mínimo aporte de energía, manipulando elementos naturales del ecosistema y, preferiblemente, promoviendo procesos reversibles y sustentables. Sumado a esto, la revaloración de los aspectos social, económico, estético y cultural, es de gran relevancia en los ambientes con fuerte influencia antrópica (Schanze *et al.*, 2004). La rehabilitación basada en la revegetación con especies nativas favorece el restablecimiento de fauna, especialmente aves e insectos, los cuales utilizan la cubierta vegetal como áreas para reproducirse, anidar, alimentarse y refugiarse. Asimismo, la presencia de áreas riparias vegetadas favorece la acumulación de sedimentos principalmente en el entramado de raíces y además, promueve el establecimiento de los bancos de semillas (Dosskey *et al.*, 2010). La vegetación de las riberas estabiliza los contaminantes biodisponibles, acumulándolos fundamentalmente en sus tejidos subterráneos, disminuye la erosión y el ingreso de contaminantes a los cursos de agua superficiales y subterráneos, y consecuentemente, mejora la calidad del agua.

En el ambiente ribereño de la Cuenca Matanza-Riachuelo, la vegetación nativa corresponde a la del bosque y matorral ribereños dominada por árboles como: ceibo (*Erythrina crista-galli*), curupí (*Sapium haematospermum*), aliso de río (*Tessaria integrifolia*), sauce criollo (*Salix humboldtiana*), ombú (*Phytolacca dioica*) y un estrato arbustivo compuesto por *Lantana camara*, rosa de río (*Hibiscus cisplatinus*), sarandí blanco (*Phyllanthus sellowianus*) y colorado (*Cephalanthus glabratus*), chilca (*Baccharis salicifolia*), *Nassella hyalina* y acacia mansa (*Sesbania punicea*). Entre las herbáceas palustres pueden encontrarse saeta (*Sagittaria montevidensis*), junco (*Schoenoplectus californicus*), lagunilla (*Alternanthera philoxeroides*), cucharero (*Echinodorus macrophyllus*), junquillo (*Eleocharis bonariensis*), redondita de agua (*Hydrocotyle ranunculoides* e *H. bonariensis*), yerba del bicho (*Polygonum punctatum*), camalotes (*Pontederia cordata* y *P. rotundifolia*), margarita de bañado (*Senecio bonariensis*), junto a diversas ciperáceas, gramíneas (*Paspalum distichum*, *Echinochloa helodes*) y juncáceas, entre otras especies. Sobre el espejo de agua crecen plantas flotantes como lentejas de agua (Lemnáceas), helechitos de agua (*Azolla filiculoides*, *Salvinia biloba*), cucharitas de agua (*Limnobium spongia*) y repollito de agua (*Pistia stratiotes*) y camalotes (*Pontederia crassipes*) (Faggi y Breuste, 2015).

En la cuenca baja cerca de la mitad de las especies correspondieron al grupo funcional herbáceo (27% exóticas y 19% nativas) y las leñosas tuvieron una representación del 18% exóticas y 16% nativas y por último las palustres y helófitas nativas (17%). El álamo (*Populus nigra*), el ricino (*Ricinus communis*) y la morera (*Morus alba*) destacaron entre las leñosas exóticas y el ceibo (*Erythrina crista-galli*), el sauce criollo (*Salix humboldtiana*) y la chilca (*Baccharis salicifolia*) destacaron entre las nativas. Entre las herbáceas exóticas predominaron *Cynodon dactylon* y *Sorghum halepense* (invasora) y *Paspalum dilatatum* y *Bromus catharticus* entre las nativas. De las palustres nativas, las más representadas fueron *Schoenoplectus californicus*, *Hymenachne grumosa* y *Eryngium horridum* (Melnigani, 2017).

La cuenca del río Matanza-Riachuelo está altamente degradada. Recibe efluentes líquidos y desechos tanto de origen industrial como doméstico, sus características hidrológicas no facilitan la evacuación de las cargas de contaminantes. Además ha sido canalizado en varios tramos, fundamentalmente cerca de su desembocadura en el Río de la Plata, propiciando la pérdida de los humedales de áreas ribereñas. Las riberas han sido deforestadas y en algunas oportunidades revegetadas con especies exóticas, lo cual sumado a la acumulación de residuos, los efluentes contaminantes y los asentamientos desordenados han llevado al actual estado del ambiente ripario.

La restauración de cuencas degradadas es una prioridad en el manejo de recursos en muchos países. En el marco de la actualización del Plan Integral

de Saneamiento propuesto para la cuenca del río Matanza-Riachuelo (PISA) presentado en 2016¹, se han planeado acciones tendientes a poner en valor el camino de sirga que incluye el ordenamiento territorial a partir de la recuperación de espacios públicos y la mejora en las condiciones habitacionales de la población. En el ámbito de la Ciudad de Buenos Aires, la Agencia de Protección Ambiental (APRA) tiene como una de sus principales funciones, proponer políticas y diseñar planes y programas tendientes a mejorar y preservar la calidad ambiental de la Ciudad de Buenos Aires².

Para Cano y Vargas (2007), un ejemplo de modelo recíproco de restauración se basa en una visión de colaboración entre profesionales y comunidades y en donde todos los participantes implementan un proyecto de restauración y se benefician de él. Fue en este marco, que profesionales de la Universidad de Flores (UFLO) y del CONICET, fuimos convocados en 2015 por APRA para poner a prueba una propuesta de restauración ecológica, basada en la revegetación con especies nativas en un área piloto de la ribera norte de la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo.

A partir del estado de la ribera y del impacto positivo para la población y la visibilidad que podría tener la futura intervención en cada uno de los sitios, se identificaron seis posibles zonas de intervención: Puente La Noria, Desembocadura del Ao. Cildañez, Puente Alsina (Puente Uriburu o Puente Ezequiel Demonty), Villa 21-24 (aguas arriba del meandro de Brian), Puente Victorino de la Plaza y Puente del Ferrocarril Gral. Roca (Figura 1).

1 Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR). <http://www.acumar.gob.ar/wp-content/uploads/2016/12/PISA-2016.pdf>. Consultado en octubre 2020.

2 Agencia de Protección Ambiental. <http://www.buenosaires.gob.ar/agenciaambiental/misiones-y-funciones>. Consultado en octubre 2020.

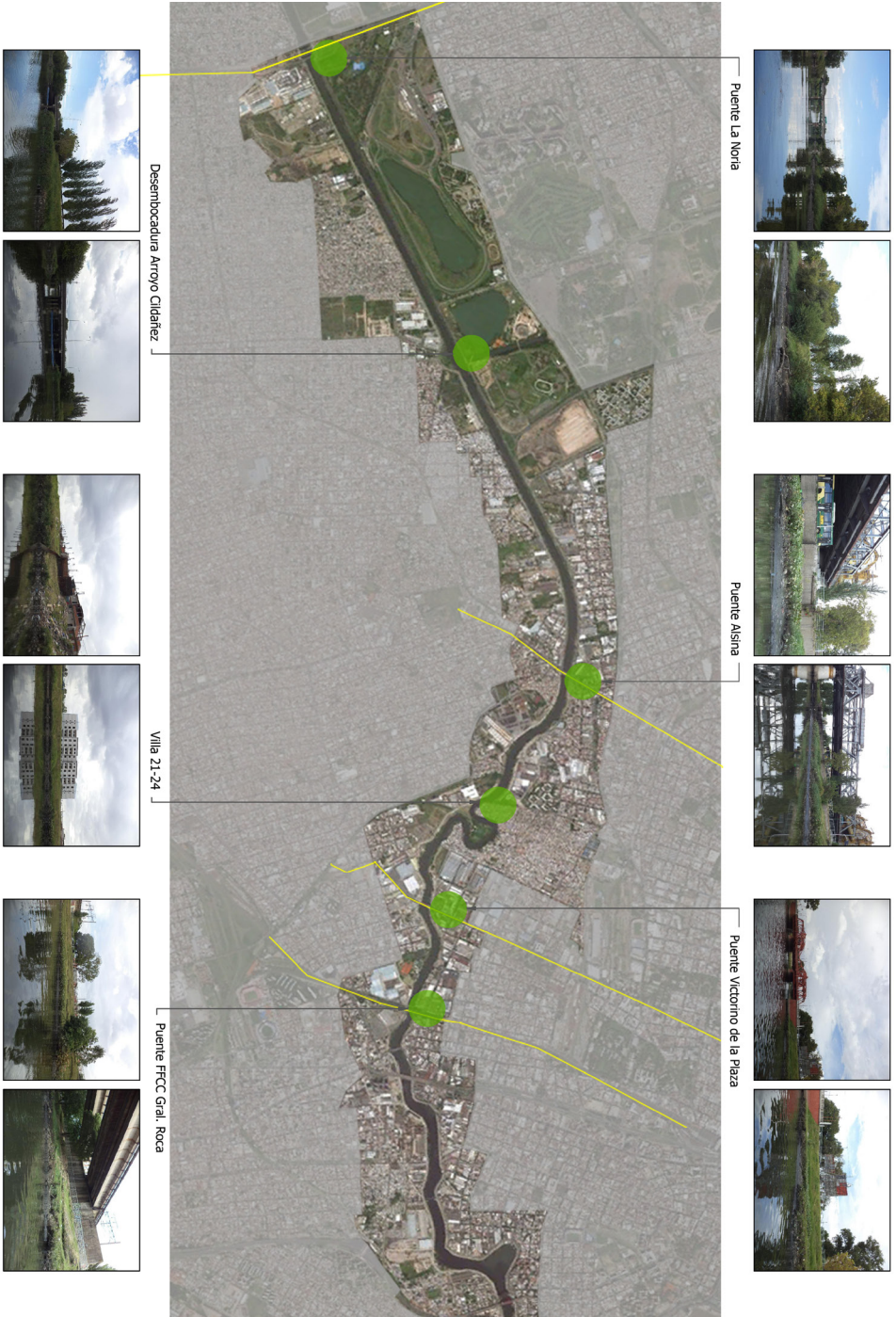


Figura 1. Selección de sitios plausibles de ser restaurados.

Para determinar su estado se aplicó el Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (ICRP) a cada uno. En este índice se tienen en cuenta la conectividad con ecosistemas adyacentes, los aportes laterales, tipo y uso de suelo en la ribera, grado de cobertura vegetal y calidad de la misma, pendiente del terreno y naturalidad del canal fluvial (Basílico *et al.*, 2015). El mismo arrojó calidades de ribera de muy malas a intermedias para los seis sitios (Tabla 1).

Tabla 1. Valores del ICRP total para los 6 sitios de muestreo y clasificación de la calidad de ribera.

Sitio	Valoración ICRP	Clasificación según ICRP
Puente La Noria	45	Intermedia
Desembocadura del Ao.Cildañez	34	Mala
Puente Alsina	34	Mala
Villa 21-24	20	Muy mala
Puente Victoriano de la Plaza	30	Mala
FFCC Gral. Roca cargas	23	Muy mala

A partir de los valores de ICRP obtenidos, se seleccionó el área piloto (Puente Alsina), que presentó un valor de índice correspondiente a Mala calidad (34).Dicho sitio es un buen ejemplo de ribera que en un contexto urbano tiene potencial para la rehabilitación socio-ambiental (Guida Johnson, 2015). Bajo este concepto se entiende que es plausible realizar medidas cuyo objetivo sea crear áreas verdes que puedan ser usadas con fines de recreación, participación social y/o educación ambiental. El área ribereña piloto se limitó a 200 metros en la ribera norte y aguas abajo del Puente Alsina (Puente Uriburu o Ezequiel Demonty). La elección del área tuvo en cuenta las siguientes características: cercanía a áreas pobladas, pendientes poco pronunciadas, baja cubierta vegetal, acceso seguro al área, área incluida en el camino de sirga habilitado. Al mismo tiempo, el sitio elegido se incluye en la puesta en valor de un ícono tan representativo como el viaducto Puente Alsina (Fig. 2). Por otra parte, los seis sitios estudiados podrían ser articulados de manera progresiva para establecer un sistema de intervención a lo largo del Riachuelo que otorgue una identidad al proyecto a una escala metropolitana.



Figura 2. Puente Alsina (Puente Uriburu o Ezequiel Demonty).

Se determinaron contenido de metales pesados en sedimentos y en tejidos aéreos y subterráneos de dos especies nativas que crecen en el área piloto: *Sagittaria montevidensis* y *Tradescantia fluminensis* y un árbol exótico *Morus alba*. Los niveles de cromo total y cobre en los sedimentos superaron los niveles guía propuestos para uso residencial por la legislación argentina (Decreto Reglamentario 831/93, Ley 24051). Los niveles de cromo, plomo y zinc se encontraron por encima de los valores PEL (valor más probable para que ocurran efectos biológicos adversos (de Cabo *et al.*, 2019). Las concentraciones de metales pesados medidos en *S. montevidensis* revelan que esta planta es capaz de absorber y acumular cromo, plomo, zinc y cobre en estructuras subterráneas. En el caso de *T. fluminensis*, absorbió cromo, zinc, plomo, níquel y cobre, los que quedaron acumulados principalmente en la estructura subterránea y secundariamente en hojas (de Cabo *et al.*, 2019). Para el caso de *Morus alba* tuvo mayor concentración de zinc y cobre, comparado con las hojas de *S. montevidensis* y *T. fluminensis*. Sin embargo, sus hojas no mostraban síntomas de toxicidad, aunque superaron los límites de toxicidad establecidos para otras plantas. Esto podría relacionarse con la mayor tolerancia a la presencia de metales en las hojas de esta especie exótica.

A partir de la información obtenida se generó un proyecto de restauración para el área seleccionada que aplicó técnicas de fitorremediación y de revegetación por plantación directa e instalación de bio-rollos (Basílico *et al.*, 2016).

PROYECTO DE RESTAURACIÓN

El trabajo colaborativo fue desarrollado entre Gerencia Operativa del Riachuelo y Borde Costero (GCBA, APRA), la Dirección de Limpieza, Policía Metropolitana (GCBA) y la Universidad de Flores. Consistió en la instalación de 75 bio-rollos de 1,00 m de largo por 0,20 m de diámetro ubicados en aquellos sectores relevados con falta de vegetación sobre la costa. Dichos bio-rollos fueron fijados al terreno en grupos de 3 y vinculados entre sí para absorber los posibles desplazamientos por crecidas y bajadas del nivel del Riachuelo. La técnica de armado de bio-rollos se describe en la Fig 3. Para el armado de bio-rollos se empleó tela arpillera y material vegetal seco. Una vez armados los cilindros, se introdujeron las plantas seleccionadas y se depositaron en agua de una laguna artificial construida para tal fin. Luego de dos meses, cuando las plantas habían enraizado lo suficiente, se llevaron los bio-rollos al área piloto y se fijaron con sogas y estacas a la línea de costa (Fig. 4). A partir de la información obtenida en los trabajos previos sobre tolerancia y capacidad fitorremediadora de las especies halladas en el sitio piloto se seleccionaron especies nativas y de rápido enraizamiento para colocar en los bio-rollos: saeta (*S. montevidensis*), junco (*Schoenoplectus californicus*), cucharero (*Echinodorus grandiflorus*), redondita de agua (*Hydrocotyle bonariensis*), Pontederia (*Pontederia cordata*), Tradescantia (*T. fluminensis*), Flor de Santa Lucía (*Commelina erecta*), *Tripogandra diurética*, entre otras.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

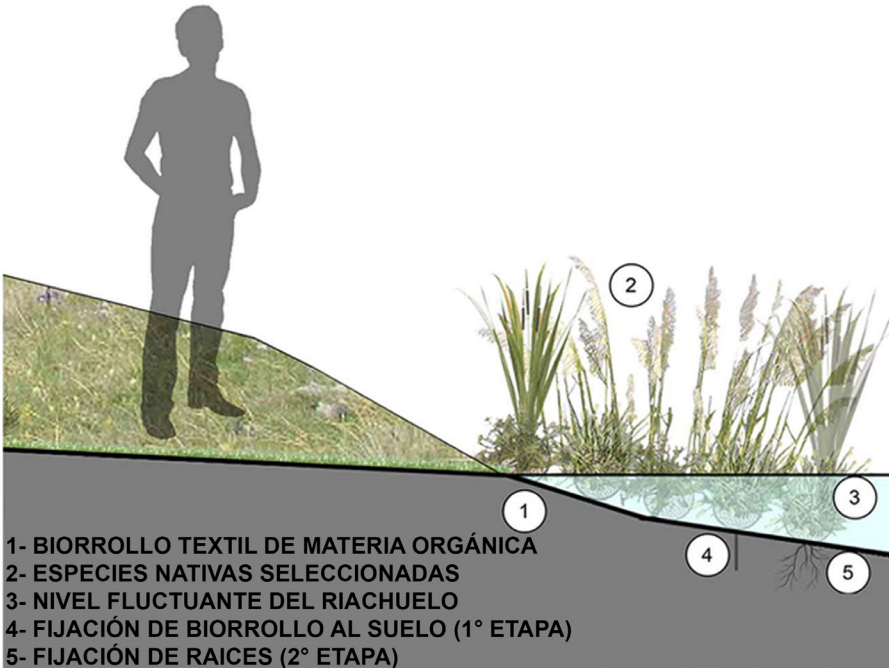


Figura 3. Diagrama de la construcción de bio-rollos para un rápido vegetado de las orillas.

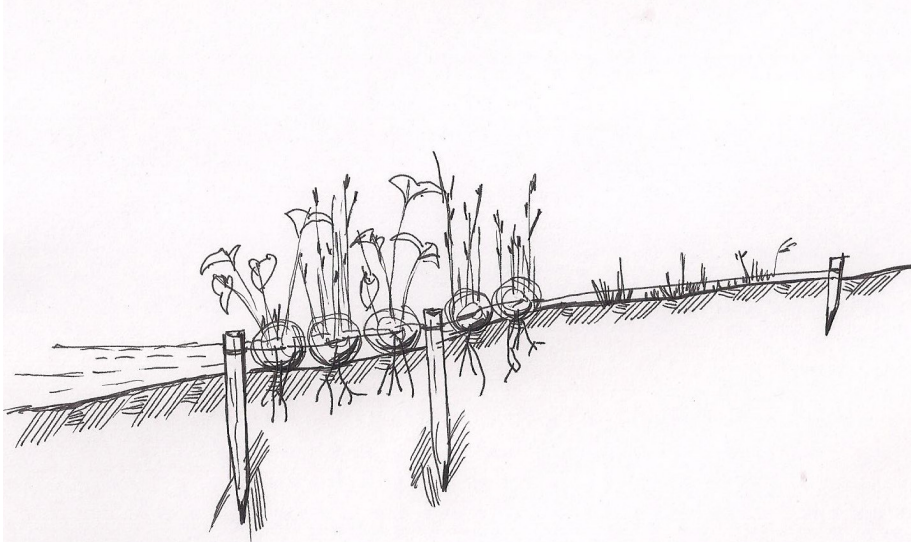


Figura 4. Esquema de plantación y fijación de bio-rollos.

En mayo 2015, se plantaron árboles y arbustos de mediano porte bajo el Puente Alsina: especies leñosas (árboles y arbustos) de bajo y mediano porte, de media sombra como saúco (*Sambucus australis*, 4 m), fumo bravo (*Solanum granuloso-leprosum*), murta (*Myrceugenia glaucescens*), chal-chal (*Allophyllus edulis*), acompañadas por *Lantana cámara* y *Cestrum parquii* y herbáceas como *Salvia procurrens*, *Tripogandra diurética* y *Tradescantia fluminensis*. En el talud se plantaron pioneras como ceibo (*Erythrina crista-galli*), sauce criollo (*Salix humboldtiana*), fumo bravo (*Solanum granuloso-leprosum*) o de rápido crecimiento como la palmera pindó (*Syagrus romanzoffiana*) (Fig. 5).



Figura 5. Día de intervención en la ribera de Puente Alsina (mayo 2015).

El día de la instalación de los bio-rollos se convocó a la Escuela Media EEM N°2 Arturo Jauretche de la zona para que los alumnos pudieran conocer la actividad y formar parte de ella (Fig. 6).

Figura 6. Actividades de construcción de bio-rollos junto a alumnos de una escuela secundaria de la zona.



El seguimiento posterior a la intervención demostró que los árboles y arbustos toleraron tanto los niveles de contaminación de los suelos como el prolongado periodo de inundación (3 meses) a los que fueron sometidos. En cambio, las helófitas resultaron afectadas por la presencia de basura flotante que se acumulaba sobre los bio-rollos. Por lo tanto, se propone para futuras intervenciones la implantación a través de bio-rollos de una banda de herbáceas de gran porte (*S. californicus*, *E. grandiflorus*, y *S. montevidensis*) en la línea de costa y a continuación una línea de helófitos rastreros (*H. bonariensis*, *T. fluminensis* y *T. diurética*).

Los estudios realizados en este proyecto demuestran la eficacia de la vegetación implantada para la estabilización de los contaminantes. La vegetación estudiada demostró ser buena acumuladora en la raíz y muestra un bajo transporte de contaminantes a la parte aérea. Por ello, es fundamental mantener la vegetación ribereña, evitando que los contaminantes migren al agua. Hay que impedir el corte innecesario de vegetación, tal como se está realizando en ambas orillas siguiendo el criterio de “limpieza” sostenido en el fallo judicial de la causa Mendoza³. Los resultados de este proyecto fortalecen la idea de que se debería redefinir el alcance del término “limpieza” y “parquización” de las riberas que no debería involucrar el corte superfluo de vegetación, en especial aquella fitorremediadora, e incluir la revegetación con especies nativas tolerantes y con capacidad de estabilizar los contaminantes.

Participar en el proyecto permitió el desarrollo de actividades complementarias y la integración de los sectores político y académico con la comunidad a través de actividades como charlas, exposiciones y la divulgación en distintos medios de comunicación de la acción realizada. Se presentaron 8 trabajos en reuniones científicas nacionales e internacionales. Se publicaron 2 trabajos científicos. El proyecto tuvo un importante repercusión en los medios de comunicación (prensa escrita y web) produciendo 48 publicaciones y 10 entrevistas en radio y televisión.

Además, propició la vinculación con el personal encargado del mantenimiento de la ribera, a través de charlas y la acción conjunta en la intervención. La intervención propuso una solución económica, eficiente y viable para restaurar hábitats, recuperando la biodiversidad, mejorando la calidad ambiental, convirtiéndose en un importante mecanismo de rehabilitación socioambiental.

3 Gobierno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. https://www.buenosaires.gob.ar/sites/gcaba/files/fallo_mendoza_0_0.pdf. Consultado en octubre 2020.



Figura 7. Proyecto piloto Puente Alsina, 6 meses después de la intervención (noviembre 2015).

RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN DE RIBERAS EN CUENCAS ALTAMENTE DISTURBADAS

- ▶ Identificar áreas con potencialidad de rehabilitación.
- ▶ Comunicar el proyecto a las autoridades y buscar consenso local. Concientización y difusión de los servicios eco sistémicos que brinda el río y su entorno.
- ▶ Realizar una caracterización de los suelos del área a rehabilitar.
- ▶ Identificar especies vegetales nativas en el área a rehabilitar.
- ▶ Identificar en la ribera las diferentes zonas. Considerar la pendiente, la distancia al cuerpo de agua, el flujo del agua, las áreas que se inundan. Tener en cuenta los requerimientos de las plantas para cada zona identificada (Tabla 2) en el espacio ribereño (Fig. 8).

- Ubicar las plantas palustres a través de bio-rollos cercanas al borde de agua y en las áreas inundadas. Según sus requerimientos: arbustos y pequeños árboles al pie o en la mitad del talud y los árboles de mayor porte en la terraza. No ubicar árboles al borde del agua, los que pudieran desmoronarse y obstruir el curso de agua.
- Considerar el espacio necesario entre plantas:
- Juncos: 4 plantas/ metro
- Plantas palustres (pontederias, sagitaria, etc): 2 plantas/m²
- Ciperáceas y juncáceas de menor tamaño: 15 plantas/ m²
- Arbolitos/arbustos: 1 planta/9 m²
- Árboles de gran porte: 1 árbol/25 m²
- Asegurarse en viveros la disponibilidad de las plantas que necesite al momento de la plantación. En determinados casos, deberá cultivar sus propias plantas o recolectarlas. Se recomienda plantar las palustres en verano, otoño y /o primavera; los árboles y arbustos en otoño y primavera;
- Preparar el sitio, quitar las plantas exóticas invasoras (ej: caña de Castilla, carda, ricino, mora). Limpiar los sitios a plantar. Si el suelo estuviera compactado, se debe carpir;
- Ubicar las plantas en las zonas correctas, cavando un pozo de profundidad adecuada para albergar las raíces. Colocar algo de tierra suelta en el fondo del pozo que estará en contacto directo con las raíces, tapar el orificio y comprimir el suelo alrededor del tronco;
- Monitoreo y mantenimiento. Periódicamente visitar y fotografiar el lugar para auditar la marcha del proyecto. Reemplazar las plantas enfermas o muertas y controlar malezas.

Tabla 2. Listado y principales características de las especies vegetales nativas identificadas en el espacio ribereño.

Nombre científico	Nombre vulgar	Condición lumínica	Condición hídrica	Nutricias de mariposas	Estabilizadoras de metales	Ecorregión de Argentina de origen	Reproducción	Preparación semilla
Juncal, tifal, pajonal, vegas de ciperáceas, césped								
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Lagumilla	Pleno sol	Muy húmedo			Pampa - Espinal - Chaco Húmedo - Selva Paranaense	Semilla - Esquejes	
<i>Asclepias curassavica</i>	Algodoncillo	Pleno sol	Muy húmedo	X		Pampa - Monte de Sierras y Bolsones - Chaco Húmedo - Chaco Seco - Espinal - Selva Paranaense - Altos Andes - Bosques patagónicos - Chaco húmedo	Semilla - Esquejes	
<i>Baccharis salicifolia</i>	Chilca	Pleno sol	Muy húmedo	X		- Espinal - Monte de sierras y bolsones - Monte de llanuras y mesetas	Semilla	Remojar 24 hs + germinador o en superficie de tierra
<i>Canna glauca</i>	Achira amarilla	Pleno sol	Muy húmedo	X		Chaco húmedo - Chaco seco - Esteros del Iberá- Delta e islas del Paraná	Semilla - División de Rizoma	Remojo - Calentamiento - Escarificación
<i>Cynanchum montevideense</i>	Borrachita	Pleno sol	Muy húmedo	X		Pampa		
<i>Cyperus giganteus y bonariensis</i>		Pleno sol	Muy húmedo	X		Delta e Islas del Paraná	Esquejes	
<i>Cyperus pollii, Eragrostis, giganteus</i>		Pleno sol	Muy húmedo	X	X (C. eragrostis)	Delta e Islas del Paraná	Esquejes	
<i>Echinodorus macrophyllus</i>	Cucharero	Pleno sol	Muy húmedo			Selva Paranaense	Estolones	

<i>Eichhornia azurea</i>	Camalote	Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná	Estolones	
<i>Eleocharis bonariensis</i>		Pleno sol	Muy húmedo			Amplia distribución		
<i>Eryngium eburneum</i>	Falso caraguatá	Pleno sol	Muy húmedo	X				
<i>Hibiscus cispaltinus</i>	Rosa del río	Pleno sol	Muy húmedo			Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá	Semillas - Esquejes	Sembrar en almacígo
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	Redondita de agua	Pleno sol	Muy húmedo		X	Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Pampa del Iberá	Semilla - División de Rizoma	
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Redondita de agua	Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná - Esteros del Iberá	Estolones - Esquejes	
<i>Leersia hexandra</i>	Pastito de agua	Pleno sol	Muy húmedo	X	X	Chaco seco - Delta e islas del Paraná - Esteros del Iberá - Selva de Yungas	División de Rizoma - Esquejes	
<i>Ludwigia elegans</i>		Pleno sol	Muy húmedo			Delta e islas del Paraná	Semilla	
<i>Ludwigia pepioides</i>	Duraznillo de agua	Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná		
<i>Mikania micrantha</i>	Guaco	Pleno sol	Muy húmedo	X	X	Estero del Iberá - Chaco húmedo - Chaco húmedo	Semillas - Esquejes	
<i>Polygonum punctatum</i>	Catay dulce	Pleno sol	Muy húmedo		X	Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Monte de sierras y bolsomes - Selva de yungas - Selva paranaense		
<i>Pontederia cordata</i>		Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná	División de Rizoma	

<i>Sagittaria montevidensis</i>	Saeta	Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná		
<i>Schoenoplectus californicus</i>	Junco	Pleno sol	Muy húmedo		X	Bosques patagónicos - Chaco húmedo - Chaco seco - Delta e islas del Paraná - Espinal - Estepa Patagónica - Esteros del Iberá - Monte de llanuras y mesetas - Monte de sierras y bolsones - Pampa húmeda - Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná	División de Rizoma - Semilla	Germinar en agua a 30° y con luz intensa
<i>Scirpus giganteus</i>	Paja brava	Pleno sol	Muy húmedo			Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná		
<i>Senecio bonariensis</i>	Margarita de bañado	Pleno sol	Muy húmedo	X	X	Pampa - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná	Semilla	Remojar 24 hs + germinador o en superficie de tierra
<i>Thalia geniculata</i>		Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná		
<i>Typha latifolia</i>	Totora	Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná		
<i>Verbena bonariensis</i>	Verbena	Pleno sol	Muy húmedo	X		Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná - Espinal - Pampa	Semilla - Esquejes	Sembrar en almácigo
<i>Zephyranthes candida</i>	Azucenita de campo	Pleno sol	Muy húmedo		X	Pampa	Semilla - Bulbos	Sembrar en almácigo
<i>Zizaniopsis bonariensis</i>	Espadaña	Pleno sol	Muy húmedo		X			

Bosque ribereño							
<i>Allophylus edulis</i>	Chal chal	Pleno sol	Muy húmedo	X	Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Delta e islas del Paraná - Selva de las yungas - Selva paranaense	Semilla	Sembrar en almácigo
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Anacahuita	Pleno sol	Muy húmedo	X	Selva de las yungas - Selva paranaense - Espinal	Semilla	Sembrar en almácigo
<i>Cestrum parqui</i>	Duraznillo negro	Pleno sol	Medio húmedo	X	Chaco húmedo - Chaco seco - Delta e islas del Paraná - Espinal - Selva de las yungas - Esteros del Iberá - Pampa - Puna	Semilla	Sembrar en almácigo
<i>Citharexylum montevidense</i>	Tarumá	Pleno sol	Medio húmedo	X	Pampa	Semilla - Raíces Gemíferas	Sembrar en almácigo
<i>Eugenia uniflora</i>	Ñangapití	Pleno sol	Muy húmedo		Pampa	Semilla	Sembrar en almácigo
<i>Eugenia uruguayensis</i>	Guayabo blanco	Pleno sol	Muy húmedo		Pampa - Espinal - Esteros del Iberá - Selva Paranaense		
<i>Erythrina crista-galli</i>	Ceibo	Pleno sol	Muy húmedo	X	Selva Paranaense - Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Selva Paranaense	Semilla	Escarificar + Remojor hasta hinchar
<i>Ficus laschni-thiana</i>	Higuerón	Pleno sol	Medio húmedo		Delta e islas del Paraná	Semilla - Esquejes	
<i>Inga uruguensis</i>	Ingá	Media sombra	Medio húmedo	X	Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Selva Paranaense	Semillas	A la sombra
<i>Lantana camara</i>	Camará	Pleno sol	Medio húmedo	X	Chaco húmedo - Espinal - Selva Paranaense	Semilla - Esquejes	
<i>Lonchocarpus nitidus</i>	Lapachillo	Media sombra	Medio húmedo		Delta e islas del Paraná	Semilla	

<i>Luehea divaricata</i>	Azota caballos	Media sombra	Medio húmedo		X	Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Selva Paranaense Delta e islas del Paraná	Semillas - Esquejes	Sembrar en almácigo
<i>Myrsine laetevirens</i>	Canelón	Pleno sol	Medio húmedo			Delta e islas del Paraná	Semilla	
<i>Nectandra angustifolia</i>	Laurel de río	Media sombra	Muy húmedo			Delta e islas del Paraná	Semilla	
<i>Passiflora caerulea</i>	Mburucuyá	Pleno sol	Medio húmedo	X		Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Pampa del Iberá - Selva Paranaense - Selva de Yungas	Semilla	Sembrar directamente
<i>Pouteria salicifolia</i>	Mataojo	Media sombra	Medio húmedo			Delta e islas del Paraná - Espinal - Selva de Yungas	Semilla	
<i>Salix humboldtiana</i>	Sauce criollo	Pleno sol	Medio húmedo		X	Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Selva Paranaense - Selva de Yungas	Semillas - Esquejes	
<i>Sapium haematospermum</i>	Curupí	Pleno sol	Muy húmedo	X		Chaco húmedo - Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Selva Paranaense - Selva de Yungas	Semilla	
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Lecherón	Pleno sol	Muy húmedo			Selva de las Yungas - Selva paranaense - Esteros del Iberá	Semilla	
<i>Senna corymbosa</i>	Sen de campo	Pleno sol	Medio húmedo	X	X	Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Pampa del Iberá	Semilla	Escarificar + remojar hasta hinchar
<i>Smilax campestris</i>	Zarzaparilla - Morenita brava	Pleno sol	Muy húmedo	X		Chaco húmedo - Chaco seco - Delta e islas del Paraná - Espinal - Selva de las Yungas - Esteros del Iberá	Esquejes - Semillas - Rizomas	-
<i>Sphaeralcea bonariensis</i>	Malva visco	Pleno sol	Medio húmedo	X		Delta e islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Monte de sierras y bolsones	Semillas	Sembrar en almácigo
<i>Solanum glaucophyllum</i>	Duraznillo blanco	Pleno sol	Muy húmedo			Chaco húmedo - Chaco seco - Esteros del Iberá - Pampa	Semillas - Rizomas	Sembrar en almácigo. Tóxica para el ganado.

<i>Solanum granulosum-leprosum</i>	Fumo bravo	Pleno sol	Medio húmedo	X	X	Chaco húmedo - Esteros del Iberá - Selva Paranaense Amplia distribución (centro y norte de Argentina)	Semillas - Esquejes	Sembrar en almáccigo	
<i>Solanum pseudo-capsicum</i>	Tomate enano - revienta caballos	Pleno sol	Medio húmedo				Semilla	Sembrar en almáccigo. El fruto es tóxico.	
<i>Syngnathus romanzoffiana</i>	Pindó	Pleno sol	Muy húmedo		X	Chaco húmedo - Espinal - Esteros del Iberá - Selva de yungas y Paranaense Delta e Islas del Paraná - Selva Paranaense	Semillas	Remojar fruto viejo + sembrar + esperar un año	
<i>Terminalia australis</i>	Palo amarillo	Media sombra	Medio húmedo				Semillas - Esquejes	Sembrar en almáccigos	
<i>Tessaria integrifolia</i>	Aliso de río	Media sombra	Muy húmedo	X	X	Chaco húmedo - Delta e Islas del Paraná - Esteros del Iberá - Selva de yungas	Semillas - raíces gemíferas	Sembrar en almáccigos	
Matorral ribereño									
<i>Baccharis salicifolia</i>	Chilca amarga	Media sombra	Muy húmedo	X	X	Amplia distribución	Semillas - Esquejes (con hormonas)	Remojar 24 hs + germinador o en superficie de tierra	
<i>Cephalanthus glabratus</i>	Sarandí colorado	Pleno sol	Muy húmedo		X	Delta e Islas del Paraná - Esteros del Iberá - Selva Paranaense - Espinal	Semillas - Acodos	Remojar 24 hs cambiando el agua + poner en germinador	
<i>Mimosa bonplandii</i>	Rama negra	Pleno sol	Muy húmedo			Delta e Islas del Paraná	Semillas	Escarificar + Remojar hasta hinchar	
<i>Mimosa pigra</i>	Carpinchera	Pleno sol	Muy húmedo	X		Delta e Islas del Paraná - Selva Paranaense - Chaco húmedo	Semilla	Escarificar + Remojar hasta hinchar	
<i>Mimosa pitulifera</i>	Espín mancebo	Media sombra	Muy húmedo			Delta e Islas del Paraná - Selva Paranaense - Chaco húmedo	Semillas - Esquejes	Escarificar + Remojar hasta hinchar	
<i>Myrcogenia glaucescens</i>	Murta	Media sombra	Muy húmedo	X		Selva Paranaense	Semillas - Esquejes	Sembrar en almáccigo	
<i>Pavonia hastata</i>	Malvasisco - Pavonia	Pleno sol	Muy húmedo	X	X	Delta e Islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá	Semillas - Esquejes	Sembrar en almáccigo	

<i>Phyllanthus selowianus</i>	Sarandí blanco	Pleno sol	Muy húmedo			Delta e Islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Chaco húmedo	Semillas - Esquejes	Sembrar en almácigo
<i>Sesbania punicea</i>	Ceibillo	Pleno sol	Muy húmedo	X		Delta e Islas del Paraná - Selva Paranaense - Chaco húmedo - Espinal	Semilla	Escarificar + Remojar hasta hinchar
<i>Sesbania virgata</i>	Rama negra	Pleno sol	Muy húmedo	X		Paraná - Selva Paranaense - Chaco húmedo - Espinal - Esteros del Iberá	Semilla	Escarificar + Remojar hasta hinchar
Bosque de albardón								
<i>Acacia caven</i>	Espinito - Aromito	Pleno sol	Seco	X		Amplia distribución (centro y norte)	Semilla	Sembrar en almácigo
<i>Aloysia gratissima</i>	Azahar de campo	Pleno sol	Seco			Delta e Islas del Paraná - Chaco húmedo - Espinal	Semillas - Esquejes	Sembrar en almácigo
<i>Celtis ehrenbergiana</i>	Tala	Media sombra	Seco	X		Amplia distribución (centro y norte)	Semillas - Esquejes	Sembrar en almácigo
<i>Geoffroea decor-ticans</i>	Chañar	Pleno sol	Seco			Chaco húmedo y seco - Espinal - Esteros del Iberá - Monte	Semillas	Sembrar en almácigo
<i>Jodina rhombifolia</i>	Sombra de toro	Media sombra	Seco			Pampa - Delta e Islas del Paraná - Espinal - Chaco seco - Monte	Semillas	Sembrar en almácigo
<i>Phytolacca dioica</i>	Ombú	Media sombra	Medio húmedo			Delta e Islas del Paraná - Chaco húmedo - Espinal - Esteros del Iberá	Semillas	Sembrar en almácigo con suficiente humedad
<i>Prosopis alba</i>	Algarrobo blanco	Pleno sol	Seco		X	Chaco húmedo y seco - Delta e Islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá - Monte	Semillas	Escarificar + Remojar hasta hinchar
<i>Sambucus australis</i>	Sauco	Media sombra	Medio húmedo	X		Pampa - Delta e Islas del Paraná - Espinal - Esteros del Iberá	Semillas - Esquejes	Sembrar en almácigo
<i>Schinus molle</i>	Molle	Media sombra	Seco	X		Pampa - Delta e Islas del Paraná - Chaco húmedo	Semillas	Sembrar en almácigo
<i>Scutia buxifolia</i>	Coronillo	Pleno sol	Seco	X		Pampa - Delta e Islas del Paraná - Esteros del Iberá - Espinal - Chaco húmedo	Semillas	Sembrar en almácigo

Coberturas de suelo en albardón (tauld)							
<i>Bromus unioloides</i>	Cebadilla criolla	Pleno sol	Medio húmedo			Semillas - Rizomas	Sembrar en tierra
<i>Commelina erecta</i>	Flor de santa lucía	Pleno sol	Medio húmedo	X		Semillas - Esquejes	Sembrar en almacigo
<i>Eupatorium inulifolium</i>	Mariposera - Chil-ca de olor	Pleno sol	Medio húmedo	X		Semillas - Esquejes	Remojar 24 hs + germinador o en superficie de tierra
<i>Opismenus hirtellus</i>	Pasto de selva - Pasto cubre suelo	Sombra	Medio húmedo			División de matas	-
<i>Paspalum dilatatum</i>	Pasto miel	Pleno sol	Medio húmedo	X		Semillas - Rizomas	Sembrar en tierra
<i>Sida rhombifolia</i>	Afata	Pleno sol		X		Semillas - Ramificación tallo subterráneo	Sembrar en almacigo
<i>Solidago chilensis</i>	Vara dorada	Pleno sol	Medio húmedo			Semillas - Ramificación tallo subterráneo	Remojar 24 hs + germinador o en superficie de tierra
<i>Stenotaphrum secundatum</i>	Gramillón	Pleno sol	Medio húmedo			Estolones	-
<i>Tradescantia fluminensis</i>	Santa lucía blanca	Sombra	Medio húmedo	X		Semillas - Esquejes	Sembrar en almacigo
<i>Tripogandra diuretica</i>	Santa lucía	Pleno sol	Medio húmedo	X		Semillas - Esquejes	Sembrar en almacigo



Figura 8. Diagrama de la ribera y sus principales comunidades vegetales.

BIBLIOGRAFÍA

- Basílico, G. (2015). *Evaluación del impacto de ingresos puntuales de contaminantes en arroyos de llanura y pautas para su remediación*. Tesis doctoral. Los Polvorines: Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Basílico, G. O., De Cabo, L., & Faggi, A. (2016). 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 nueva serie*, 17(2), 119-134.
- Basílico, G., L. de Cabo, Faggi, A., & Miguel, S. (2016). Low-tech alternatives for the rehabilitation of aquatic and riparian environments. En Ansari, Gill, Lanza & Newman, (eds.): *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*, Volumen 4. .349-364. Cham: Springer. ISBN: 978-3-319-41810-0.
- Cano, J., & Vargas, O. (2007). Lograr la participación comunitaria. En O. Vargas (Ed.) *Guía metodológica para la restauración ecológica del Bosque Al-*

- toandino*. (pp. 47-50). Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- de Cabo, L., Faggi, A., Miguel, S., & Basílico, G. (2019). Rehabilitación de las riberas de un sitio de la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo. *Biología Acuática* 33: 1-14. DOI 10.24215/16684869e005.
- Dosskey, M., Vidon P., Gurwick N. P., Allan, C. J. Duval, T. P., & Lowrance, R. (2010). The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association*. Vol. 46, No. 2. 261—277.
- Faggi, A. M., & Breaste, J. (eds.) (2015). La cuenca Matanza-Riachuelo: una mirada ambiental para recuperar sus riberas. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Universidad de Flores.
- Guida Johnson, B. (2015). Potencial y prioridad de rehabilitación. En A. Faggi y J. Breuste. (Ed.): *La cuenca Matanza-Riachuelo. Una mirada ambiental para recuperar sus riberas*. (pp.31-34). Buenos Aires: Universidad de Flores.
- Melignani, E. (2017). *Pautas para la remediación y recuperación de áreas sujetas a contaminación mixta de cuencas urbanas y periurbanas de llanura*. Tesis doctoral. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires.
- Schanze, J., Olfert, A., Tourbier, J. T., Gersdorf, I., & Schwager, T. (2004). Existing urban river rehabilitation schemes. WP2 Final Report. Urban River Basin Enhancement Methods. RUBEM EU FP5 Project.

9.2

Cuenca baja, la acción de la Agencia de Protección Ambiental

Juan Manuel Mercadé, Roxana Bigi

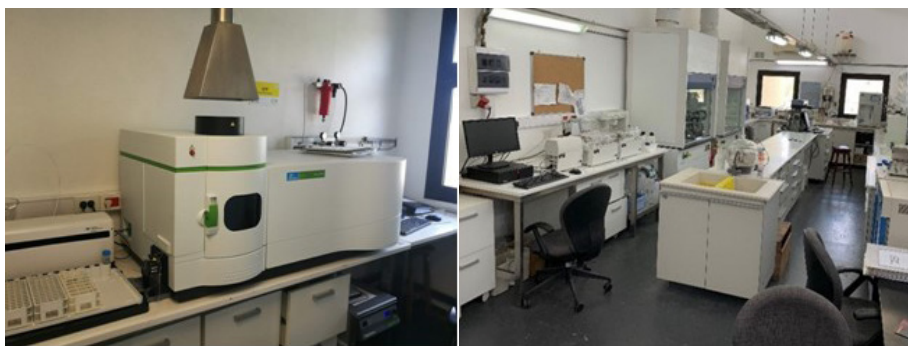
La Dirección General de Control Ambiental (DGCONTA) de la Agencia de Protección Ambiental (APRA), a través de la Gerencia Operativa de Determinaciones Ambientales y Laboratorio (GODAYL) cuenta con una amplia trayectoria nacional e internacional en materia de análisis ambientales, sus comienzos se remontan al 5 de enero de 1957, y fue este un laboratorio modelo pionero, no sólo en Buenos Aires sino en el país y en América Latina siendo el primer Laboratorio Ambiental de la República Argentina. En aquellos años, dependía de la Secretaría de Salud Pública de la Municipalidad de Buenos Aires, en la Dirección Técnica de Higiene. Desde sus inicios estuvo integrada por profesionales y técnicos de amplia trayectoria. Surgió por la unión de dos grupos de trabajo que redactaron la primera ley ambiental que tuvo la Argentina y la segunda de América Latina, después de México.

En la década de '60, el Laboratorio realizó las primeras mediciones de contaminación atmosférica del país, con nuevas tecnologías para medir contaminantes atmosféricos hasta entonces desconocidos en la Argentina. El Laboratorio conformó -con el aval de la Organización Mundial de la Salud- el primer equipo especializado en análisis ambientales, enmarcados en un Programa Internacional de la Oficina Sanitaria Panamericana. En ese contexto, el Laboratorio crea en la Ciudad de Buenos Aires la Primera Red de Contaminantes Atmosféricos de la República Argentina.

En el año 2007, se crea la Agencia de Protección Ambiental (APRA), ente autárquico dependiente del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires cuyo fin es organizar las políticas ambientales de la ciudad. En 2009, se inaugura la actual

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

sede de la Dirección General de Control Ambiental (DGCONTA) en el Centro de Formación e Información Ambiental (CIFA), y con ello, la conformación del laboratorio ambiental de la Gerencia Operativa de Determinaciones Ambientales y Laboratorio (GODAyL) con la consiguiente incorporación de nuevos equipos y tecnologías que permitieron un importante crecimiento en el control de los parámetros ambientales de la ciudad.



En el año 2018, el laboratorio de la GODAyL se acredita ante el OAA (Organismo Argentino de Acreditación), siendo este un hito fundamental que permitió reconocer la capacidad técnica del laboratorio y poner en funcionamiento la norma ISO 17025.

La Dirección General de Control Ambiental (DGCONTA) desarrolla a través de la Gerencia Operativa de Determinaciones Ambientales y Laboratorio (GODAyL), los siguientes Programas de Monitoreo de la calidad de agua, relacionados con la cuenca baja Matanza Riachuelo:

- ▶ Monitoreo de la calidad de agua del Riachuelo.
- ▶ Monitoreo de la calidad de agua del Arroyo Cildáñez.
- ▶ Monitoreo de la calidad de agua del Lago Lugano.

Sus objetivos son:

- ▶ Determinar la calidad física química y bacteriológica de las aguas superficiales de la Ciudad de Buenos Aires, a fin de obtener información confiable y representativa para su aplicación en una adecuada estrategia local de protección de la salud y del ambiente.
- ▶ Conocer la calidad del agua que ingresa al territorio de la CABA a través de los arroyos entubados en el área de incidencia de la Cuenca Matanza Riachuelo.

- ▶ Conocer la calidad del agua del Arroyo Cildañez afluente del Riachuelo.
- ▶ Generar información para el accionar coordinado con las demás autoridades municipales y de la Provincia de Buenos Aires para lograr un control integrado de la contaminación en el Área Metropolitana de Buenos Aires.

De los Programas de monitoreo de calidad en cursos de agua superficial y arroyos entubados de la CABA se estableció que además de la contaminación del Riachuelo, la contaminación ambiental en la zona del Barrio Lugano, en especial Lago Lugano y Arroyo Cildañez, había alcanzado un grado de deterioro altamente preocupante. Por ello, se desarrollaron programas de biorremediación y fitorremediación de aquellos sitios en los que el impacto de la contaminación era todavía reversible y económicamente viable. Esta obra aborda la experiencia de este ente autárquico estatal -APRA- en asociación con organismos de ciencia y técnica (CONICET y UBA) para recuperar zonas marginadas debido al grado de contaminación alcanzado.

LAGO LUGANO

El Lago Lugano, ubicado dentro del sector C del Parque Polideportivo Pte. Julio A. Roca, en el barrio Villa Soldati, forma parte de La Reserva Ecológica Lago Lugano (RELL), la misma tiene como objetivo principal contribuir en la conservación, revitalización y remediación de las ecorregiones rioplatenses, creando así un espacio para la educación, investigación e innovación ambiental.

El proyecto desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental (APrA) a través de la Sugerencia Operativa de Recuperación y control de ecosistemas (SGORCE) en la Reserva Ecológica Lago Lugano (RELL) tiene un importante potencial para trabajar sobre la historia del Riachuelo y su cuenca, las características originales del ambiente, sus componentes bióticos y las formas de mitigar los impactos ambientales negativos generados por el crecimiento del sistema urbano. Por dicho motivo en esta área se llevan a cabo políticas y estrategias integradas con un enfoque educativo promoviendo el conocimiento de los múltiples beneficios ambientales a través de la protección de los ecosistemas, comunidades y/o elementos biológicos que, por su rareza, fragilidad, interés o singularidad merecen una valoración especial.

La Sugerencia Operativa de Recuperación y control de ecosistemas (SGORCE) realiza acciones de revitalización con vegetación que represente los ambientes naturales autóctonos, mediante biorremediación, mantenimiento de plantaciones previas, control de vegetación exótica, recolección de basura en

las costas de los cuerpos de agua, armado de balsas sustentables (hechas con cañas de Castilla) para crear islas de biodiversidad, reemplazo de protectores de los árboles plantados y plantaciones de especies autóctonas.

El lago fue construido como uno de los reservorios de agua de lluvia en la ciudad, permite la exploración y reconocimiento de especies cuya visualización no es habitual en otras áreas de la Ciudad. Cumple la función de aliviar el agua de escorrentía para evitar anegamientos, con una abundante vegetación ribereña que combinada con flora y fauna asociadas.

La GODAyL efectúa monitoreos periódicos del Lago Lugano con frecuencia estacional, para determinar su calidad físico químico y microbiológico, los muestreos y determinaciones *in situ* son realizados por la Subgerencia Operativa de Analítica de Campo y Muestreo y los parámetros de laboratorio son analizados por la Subgerencia de Operativa de Análisis Físico Químico y Biológicos.

Los parámetros de calidad de agua monitoreados son:

- ▶ Medidos *in-situ*: temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH, turbidez, conductividad eléctrica (CE) y sólidos disueltos totales (SDT).
- ▶ En laboratorio: alcalinidad total, dureza, salinidad, cloruros, nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal total, demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO), detergentes, fenoles, sólidos sedimentables 1 h, sólidos totales 105° (ST), sólidos fijos (SF), sólidos volátiles (SV), sulfatos, sulfuros totales, aluminio, fósforo total, níquel, cobre, zinc, hierro, manganeso, cobalto, cromo, cadmio, plomo, plata y arsénico. Bacteriológicos: *Escherichia coli*, Coliformes totales, Coliformes fecales, *Streptococcus fecales*, *Enterococcus*, bacterias aerobias mesófilas y presencia de *Pseudomonas aeruginosa*.

Del resultado de los monitoreos se observa que el Lago Lugano se encuentra en estado eutrófico a hipereutrófico, esto es algo común en estanques debido a sus escasas dimensiones, la gran cantidad de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en el agua facilita el desarrollo de floraciones algales principalmente en primavera, como así también el crecimiento de plantas acuáticas en superficie.

Paralelamente, se desarrollaron proyectos de biorremediación (Capítulo 9.3) acompañados de tareas de limpieza de costa, plantaciones con vegetación autóctona, control de vegetación exótica y despeje.

CAMBIOS REALIZADOS EN EL PREDIO ACTUAL LAGO LUGANO

Desde su creación en el año 2017, La Sugerencia Operativa de Recuperación y control de ecosistemas (SGORCE) de la DGCONTA realiza diferentes

actividades para la “Reserva Ecológica Lago Lugano”, desde la formación de los senderos peatonales con el objetivo de sumar un acceso para manejo del área protegida, limpieza del espejo de agua, y control de vegetación exótica. La SGORCE a través de sus programas de voluntariados, aportando el equipo técnico, los insumos, la logística y la producción de plantas, lograron la reforestación con especies autóctonas.

Las personas que circulan por los senderos tienen la posibilidad de conocer un ambiente ribereño bonaerense (rioplatense) y su transición hacia un bosque seco, donde predomina el árbol emblemático de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires: el Tala. Además, este sitio cuenta con la presencia de la Orquídea Ribereña o del Talar, declarada recientemente flor de la Ciudad. Gracias a la vegetación presente, es posible avistar un gran número de animales silvestres, tal como Lagartos Overos, Tortugas de Laguna, Tortugas Pintadas, aves acuáticas como por ejemplo Garzas, Jacanas y Gallaretas y aves rapaces como Gavilanes Mixtos, Chimangos, Taguató y Halconcito Colorado, entre muchas otras.

Se construyó un mirador que permite avistar una variedad de flora y fauna, que incluye más de 200 especies de plantas, 37 especies de mariposas, insectos, aves, peces, mamíferos, anfibios y reptiles, además de ofrecer una visión panorámica del lago lugano, el cual posee unas 20 hectáreas aproximadamente.



Todos los trabajos realizados permitieron que la SGORE desarrollara visitas guiadas, dándole la oportunidad de recorrer dicho espacio a la comunidad. Teniendo en cuenta que la finalidad es ofrecerle al ciudadano una explicación del legado cultural, histórico y natural dentro de un marco conceptual común

en un territorio concreto se realizan actividades de restauración con especies autóctonas, así como también relevamientos de la biodiversidad de la Reserva Ecológica Lago Lugano, que año a año sigue registrando cada vez más especies de mariposas; peces; flora autóctona; anfibios y aves.

ARROYO CILDAÑEZ

El Arroyo Cildañez posee una cuenca que se extiende más allá de los límites administrativos de la Ciudad. El mencionado arroyo se encuentra dentro del área de la Cuenca Matanza Riachuelo. Se realiza el monitoreo periódico con frecuencia estacional, de la calidad físico química y bacteriológica del agua, con dos puntos de muestreo a fin de conocer la calidad del agua que ingresa a la ciudad y su calidad en la descarga al Riachuelo.

Sitios de toma de muestra:

- ▶ Ingreso Cildañez, coordenadas GPS: -34.670757, -58.504407.
- ▶ Desembocadura Cildañez, coordenadas GPS: -34.675416, -58.441243.

La DGCONTA a través de la GODAyL efectúa monitoreos periódicos del arroyo con frecuencia estacional, los parámetros de calidad de agua monitoreados son los mismos que para el Lago Lugano. Los muestreos y determinaciones *in situ* son realizados por la Subgerencia Operativa de Analítica de Campo y Muestreo y los análisis en laboratorio son realizados por la Subgerencia de Operativa de Análisis Físico Químico y Biológicos.

El Arroyo Cildañez se encuentra conectado con el Arroyo Maldonado, que recibe los pluviales del gran Buenos Aires y también aguas cloacales sin tratar. La DGCONTA realiza el control de efluentes de pluviales que desembocan en el arroyo a fin mitigar el grado de contaminación.

Se trabajó en proyectos de investigación de técnicas de biorremediación (Capítulo 9.3).

Asimismo, la Subgerencia Operativa de Recuperación y control de ecosistemas (SGORCE) desarrolló un proyecto de biorremediación para el último tramo a cielo abierto del arroyo Cildañez, además de realizar tareas de limpieza de costa, plantaciones con vegetación autóctona, control de vegetación exótica y despeje en ambas márgenes de arroyo.

TECNOLOGÍAS DE BIORREMEDIACIÓN IMPLEMENTADAS

Con el objeto de recuperar los ecosistemas del Lago Lugano y el arroyo Cildañez la Subgerencia Operativa de Recuperación y control de ecosistemas, de-

sarrolló la implementación de una técnica llamada fitorremediación. El término fitorremediación puede definirse como una tecnología sustentable que se basa en el uso de plantas para reducir *in situ* la concentración de contaminantes orgánicos e inorgánicos de suelos, sedimentos, agua o aire. A partir de procesos bioquímicos realizados por las plantas y microorganismos asociados a su sistema radicular, se puede lograr la reducción, mineralización, degradación, volatilización y/o estabilización de los diversos tipos de contaminantes (Capítulo 4).

La Subgerencia de Recuperación y Control de Ecosistemas puso en marcha el programa de regeneración de ecosistemas urbanos de la CABA y para cooperar con el saneamiento de la desembocadura del arroyo Cildañez se desarrolló de un proyecto de biorremediación, a través de dos técnicas:

Técnica 1: Balsas

Aplicando el concepto de fitorremediación, se diseñó el proyecto de islas de balsas a instalarse en las márgenes del arroyo Cildañez, empleando diversas plantas autóctonas características de este ecosistema.



Estas islas están conformadas por 6 balsas construidas con caños de PVC, a los que se une una malla plástica y se las cubre con fundas hechas de tela Media

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Sombra. La malla plástica y la tela dan el sustrato o soporte para colocar las plantas, cuyas raíces se desarrollan en el cuerpo de agua, ejerciendo acciones de fitodegradación, fitoestimulación, fitoestabilización y fitoacumulación. Estas balsas tienen por objetivo generar islas de biodiversidad, donde pueda situarse fauna asociada a su vegetación, como ser aves, peces, insectos, tortugas, etc. El efecto se visualiza en las poblaciones de “garcitas blancas”, “horneros” (*Furnarius rufus*), “calandrias grandes” (*Mimus saturninus*), “zorzales colorados” (*Turdus rufiventris*), entre otras, que recorren los bordes y el interior de las mismas, alimentándose de varios insectos. También se pueden observar “tortugas de río o laguna” en las balsas.

Técnica 2: Planta piloto de Humedales

Los objetivos de la planta de tratamiento por humedales artificiales son, entre otros, mejorar las condiciones de anoxia y alta carga orgánica que tiene el curso hídrico. La misma consta de 5 humedales, 4 de ellos vegetados. El régimen de ingreso del agua es continuo. Los humedales contienen plantas palustres (ej: Junco, Sagitaria), arraigadas (ej: Camalote), flotantes (ej: Repollito y Lentejita) y sumergidas (Cola de Zorro).



Durante el 2017 y 2018 se realizaron monitoreos, los muestreos y determinaciones *in situ* fueron realizados por la Subgerencia Operativa de Analítica de

Campo y Muestreo y los parámetros en laboratorio fueron analizados por la Subgerencia de Operativa de Análisis Físico Químico y Biológicos.

Las determinaciones fueron: temperatura, pH, turbidez, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales, con frecuencia mensual a quincenal y análisis de laboratorio de 25 parámetros, con una frecuencia de 45 días aproximadamente.

De los resultados obtenidos de los principales parámetros de calidad de agua monitoreados en la planta piloto de humedales artificiales, se concluyó que dicho sistema de saneamiento representa un mecanismo efectivo para la mejora de la calidad de agua del arroyo Cildañez.

El proyecto de biorremediación fue acompañado con tareas de limpieza de costa, plantaciones con vegetación autóctona, control de vegetación exótica y despeje.

Paralelamente se realizó un trabajo coordinado y realizado por equipos profesionales de la Agencia de Protección Ambiental del Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires (APRA), CONICET, CEBBAD (U. Maimonides), Fac. de Farmacia y Bioquímica (UBA). El objetivo global del trabajo fue poner a punto una tecnología que permita biorremediar las aguas de la cuenca Matanza-Riachuelo y de otros cursos de agua de la ciudad, los que actualmente presentan un preocupante grado de contaminación química y biológica (Capítulo 9.3).

9.3

Tecnologías de biorremediación implementadas hasta el momento en Lago Lugano y arroyo Cildáñez

M. Daniela Groppa, Patricia L. Marconi

CULTIVO DE ALGAS INMOVILIZADAS EN PERLAS DE ALGINATO

El crecimiento demográfico con la consecuente urbanización, industrialización y el desarrollo de la agroindustria en las cuencas de los alrededores de la Cdad. de Buenos Aires (CABA) y conurbano de la Prov. de Bs. As. (AMBA) son los principales factores de producción de residuos y desechos. La actividad antropogénica genera grandes cantidades de contaminantes orgánicos e inorgánicos no biodegradables, que a menudo son desechados al medio ambiente sin tratamiento previo. En CABA, la Agencia de Protección Ambiental -APRA- dependiente del Gobierno de la Ciudad, realiza monitoreos ambientales sobre los cuerpos de agua de la ciudad. Así, ha detectado en el lago Lugano y arroyo Cildáñez desperdicios provenientes de efluentes industriales y contaminación cloacal, diversos compuestos inorgánicos que impactan de forma negativa sobre el medio ambiente (APRA 2017). Estos cuerpos de agua desembocan en el Riachuelo a la altura de los barrios de V. Lugano y V. Soldati. En particular, el lago Lugano es clave en el marco de un proyecto del Gobierno porteño ya que es un área protegida dentro de la Ciudad, con un centro educativo y de

investigación. En el parque Lugano, un predio de 40 hectáreas con senderos se encuentra el lago artificial que se conecta con el arroyo Cildáñez integrando la cuenca Matanza-Riachuelo (Parte A y cap. 9.2).

Por su parte, el arroyo Cildáñez es un arroyo entubado hasta casi su desembocadura junto al Lago Lugano en el Riachuelo. La Lic. Susana Boragno describe como era al arroyo Cildáñez previo a la conquista española en un artículo para el diario La Nación (14/04/2018): “...un conjunto de zanjas que serpenteaban en un vasto territorio y en tiempo de lluvias, desaguaban en forma natural en el Riachuelo. Integraba un bañado con una belleza natural propia con sus lagunitas bordeadas de sauces y ceibos, junto a una fauna acuática de anguilas, bagres, tarariras y pobladas de patos, teros, ranas, nutrias.” Sin embargo, en la época colonial este arroyo comienza a sufrir un alto índice de contaminación debido al vertido masivo de sangre desde los mataderos ubicados en sus márgenes. Por muchos años se lo denominó en forma despectiva “arroyo de la sangre”, con el consiguiente problema sanitario que ello producía. En 1919, se decide entubar el arroyo con la esperanza de controlar las inundaciones que sufría esta zona de la ciudad. Además, la aparición de los frigoríficos hacia fines del siglo XIX controló el vertido de desperdicios hacia el arroyo. Aunque no del todo, ya que se describe que el cauce natural del arroyo iba por la Av. Gral. Eugenio Garzón pero durante el entubamiento (1939/1940) lo desviaron hacia la calle Remedios para empalmar el desagote de un frigorífico, “... y así podían verter mejor los desperdicios”.

La cuenca del Cildáñez es un buffer para las inundaciones por lluvias o por las crecidas cuando hay sudestadas. En este último caso, la corriente del arroyo puede ser revertida desde el Riachuelo hacia la cuenca alta. Estos cambios en las corrientes generan, también, cambios bruscos en los contaminantes que pueden hallarse en esta zona (ver Capítulo 9.2). Para biorremediar tanto el lago Lugano como el Ao. Cildáñez, se propuso una estrategia de fitorremediación. Más precisamente en el campo de la fitorremediación, se le asigna un valor creciente a la bioaumentación, es decir, a la adición de microorganismos especializados, exógenos al medio, con el fin de optimizar la remediación. Estos microorganismos tienden a hacer más eficiente la biorremediación a través de diferentes mecanismos, entre los que se pueden incluir mecanismos directos, como la capacidad de acumular metales (en el exterior de las células adheridos a la pared celular o en matrices poblacionales complejas, como biofilms) o de utilizar compuestos orgánicos como fuente de nutrientes, o bien por mecanismos indirectos, como la posibilidad de promover el crecimiento (Shao y col., 2014; Zhou y col., 2016; Long y col., 2016; Lema y Martínez, 2017; Yao y col., 2019).

Dentro de estas biotecnologías surge la ficorremediación, la utilización de cultivos de macro y microalgas para remediar ambientes contaminados. Aunque hace ya muchos años que se sugiere el uso de microalgas para el tratamiento terciario de aguas contaminadas (Ledda y col., 20415; Wang y WU, 2016; Lema y Martínez. 2017; Ferraro y col., 2018; Moghazy, 2019), en los últimos tiempos se ha reactivado su estudio debido al incremento de contaminantes como nitrato, amonio y fosfato derivados de desechos industriales, por el uso de agroquímicos y/o por descargas de desagües cloacales. Las microalgas en particular, presentan la ventaja de remover los contaminantes ricos en N y P para transformarlos en biomasa con beneficios adicionales como el secuestro de CO₂ y la liberación de O₂, de y hacia la atmósfera, ayudando a mitigar el efecto invernadero. De los primeros trabajos reportados se encuentra el de Tuantet y col. (2014) con cultivos de *Chlorella sorokiniana* en un fotobiorreactor de funcionamiento continuo (8 meses) alimentado con orina humana como sustrato. En estas condiciones, la productividad de biomasa llegó a 14,8 g/L d, con una tasa de eliminación de N de 1,3 g/L d y P de 0,15 g/L d. Así, *Chlorella* sp. se ha transformado en la especie de preferencia, seguida de *Scenedesmus* sp., a ser utilizadas en el tratamiento avanzado de aguas residuales de diferentes orígenes: aguas municipales, tratamientos de aguas vertidas en criaderos de ganado, avícolas, lácteas finalizando con su uso a partir de la biomasa generada para la producción de biodiesel o proteínas y la recuperación de nutrientes (revisión de Wang y col., 2019).

CULTIVO DE ALGAS LIBRES O INMOVILIZADAS EN PERLAS DE ALGINATO

A partir de la experiencia recabada en la Bibliografía se iniciaron una serie de ensayos para estudiar una cepa nativa de *Chlorella vulgaris* (Chl) y ver si era posible utilizarla para biorremediar aguas del Lago Lugano y el Ao. Cildáñez. En una primera etapa, se realizaron cultivos con el alga en suspensión en Erlenmeyers con condiciones controladas de luz y temperatura y medios de cultivo sintéticos. El crecimiento de los cultivos se estimó por múltiples parámetros como peso seco, peso fresco o contenido de clorofila (Fig. 1), densidad óptica medida a 600 nm de longitud de onda, número de células utilizando la cámara de Neubauer entre otras (Trentini y col., 2017; Groppa y col., 2019).

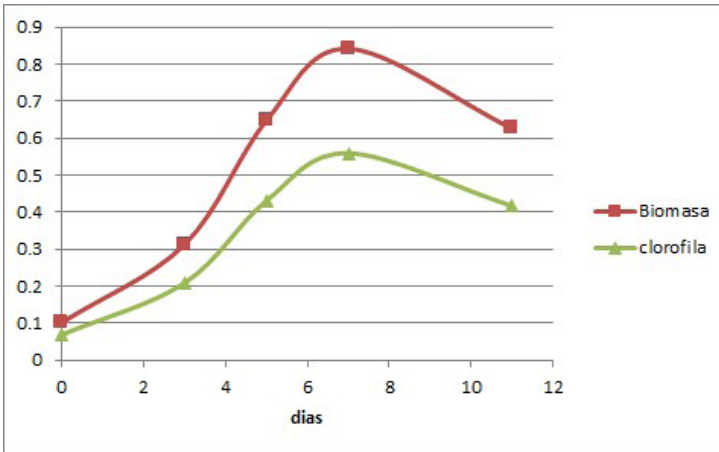


Figura 1. Comparación de dos estimadores de crecimiento en los cultivos de microalgas de *C. vulgaris* alimentados con agua del Lago Lugano. Los cultivos se mantuvieron en Erlenmeyers a 24°C y agitación constante (1900 rpm) en luz no PAR. Biomasa, estimación por peso seco (mg/L); clorofila, estimación de la concentración de clorofila (µg/mL).

Teniendo en cuenta que la literatura reporta mejores resultados inmovilizando los cultivos de microalgas, se estudió el crecimiento de las células de *C. vulgaris* inmovilizadas en perlas de alginato (Fig. 2). Los soportes que se han utilizado para la inmovilización de biomasa microalgal son diversos; cabe citar el alginato, agar-agar, celulosa y sílica-gel, entre los más utilizados (Bashan y col., 2002; Bashan y Bashan, 2008 y 2010; Perrulini y col., 2014; Durrieu y col., 2016). El alginato es una matriz de polisacáridos especialmente útil para la elaboración de cápsulas esféricas, comúnmente denominadas “perlas”. La inmovilización en alginato protege a las microalgas de los efectos tóxicos de los contaminantes presentes en el agua, manteniendo el pH y evitando temperaturas extremas, permitiendo una mayor eficiencia en la producción de biomasa y sobrevida (El-Sheekh y col., 2017).

Además, las células entrampadas en la matriz ocupan un volumen pequeño y definido -las perlas tienen un tamaño de 1 a 1,5 cm de diámetro- y son fáciles de manipular confiriendo una estabilidad operacional al sistema (Fig. 2A).

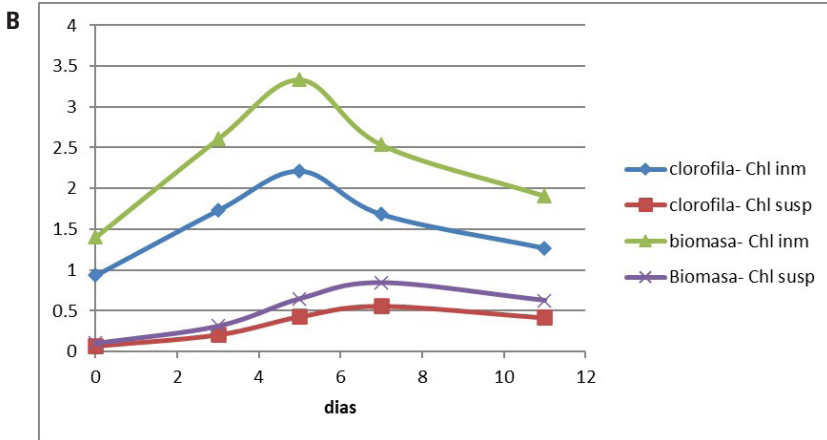


Figura 2. Cultivos de microalgas de *C. vulgaris* alimentados con agua del Lago Lugano. A, perlas de alginato conteniendo células al 2% (P:V); B, comparación del crecimiento obtenido por cultivos en suspensión (Chl susp) o inmovilizados (Chl inm) en perlas de alginato. Biomasa, estimación por peso seco (mg/L); clorofila, estimación de la concentración de clorofila (µg/mL).

Otra ventaja, es mantener una comunicación célula-célula generalmente obtenida por moléculas señal disueltas en la matriz que las contiene. En nuestro caso, la principal ventaja de la inmovilización de las microalgas en alginato fue obtener mayor biomasa y facilitarnos su recuperación (Fig. 4). Las perlas no sólo contribuyen a la resolución de aspectos estrictamente técnicos de ingeniería del proceso (scaling-up), sino que evita la liberación de células al medio y, por ende, los potenciales peligros de eutroficación del sistema.

El continuo aporte de materia orgánica y microorganismos a los que están sujetos estos cursos de agua periurbanos va reduciendo drásticamente los niveles de oxígeno disuelto y alterando el equilibrio ecológico natural. Así, pasan de predominar los procesos oxigénicos a predominar los procesos anoxigénicos. Estos cambios suelen traer aparejados aumentos de la microflora y pH, se elevan las concentraciones de nitritos, nitrógeno amoniacal y fósforo total por encima de las concentraciones admisibles de acuerdo al consenso internacional (Australia and New Zealand Guidelines Vol. 1/2000; Resolución 42/2006. Autoridad de agua, Guía Conama 2004. Chile, INA 02/1207/11, Resolución Acumar 03/2009, Anexo I, APHA 2005).

Entre los contaminantes que más impactan en el medio ambiente se describe el exceso de las especies químicas nitrogenadas y fosforadas responsables de causar la eutroficación de las aguas trayendo aparejado un desbalance en el ecosistema. Utilizando el mismo sistema de cultivo con algas inmovilizadas en perlas de alginato, el consumo de amonio y fósforo aumenta, disminuyendo su concentración en forma significativa en el medio acuoso (Figura 3). Además, observamos que los resultados obtenidos con las algas inmovilizadas son mejores respecto a los cultivos de las algas en suspensión (Trentini y col., 2017)(Fig. 3).

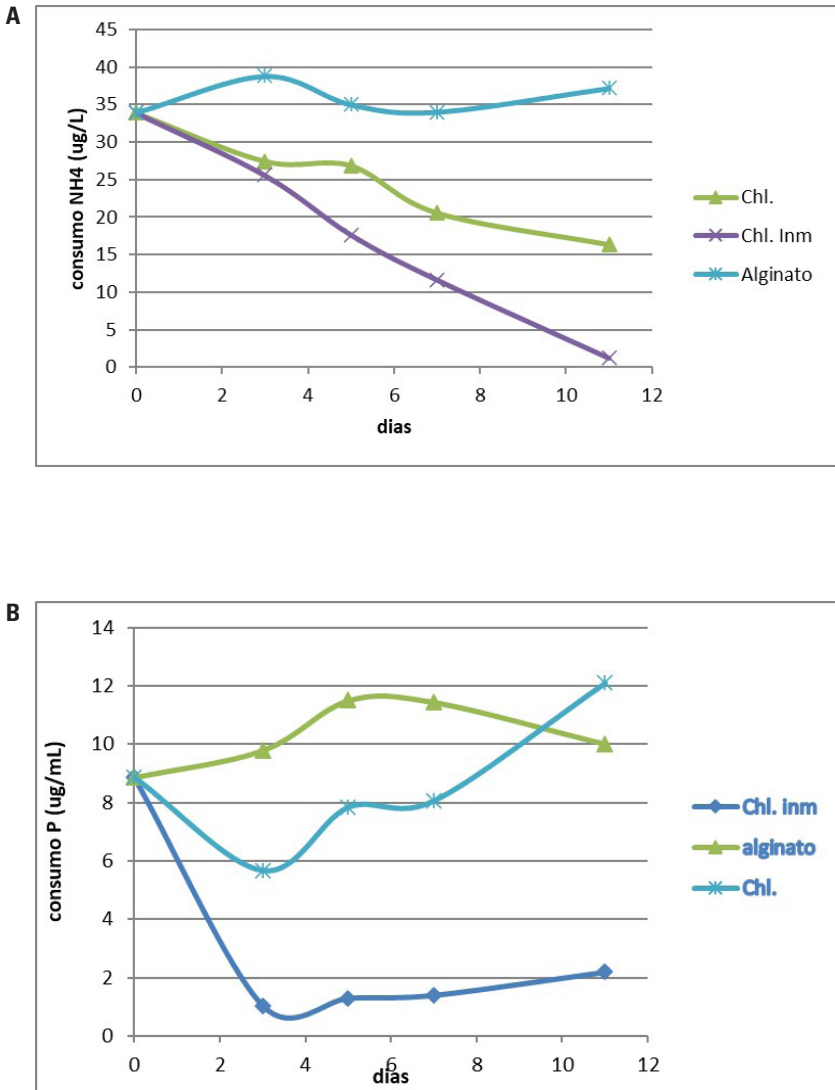


Figura 3. Consumo de nitrógeno amoniacal (A) y fósforo total (B) en agua del Lago Lugano luego de cultivar *C. vulgaris* en suspensión (Chl.) o inmobilizadas en perlas de alginato (Chl. Inm) respecto al control de perlas de alginato sin células (Alginato).

CULTIVO DE ALGAS EN ASOCIACIÓN CON OTRA ESPECIE

Existen varios trabajos en los que se menciona la influencia favorable de la inmovilización conjunta de la microalga con bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB, por sus siglas en inglés) dentro de las cuales se pueden mencionar cepas de *Azospirillum brasilense*, *Bacillus* sp. y *Azotobacter* sp. Estas bacterias no sólo estimulan el crecimiento de la microalga sino que aumentan la remoción de fósforo y nitrógeno del agua (de-Bashan y Bashan, 2004; Amavizca y col., 2017). Dentro de las PGPB, *Azospirillum* es utilizada ampliamente para mejorar el rendimiento de diversos cultivos como trigo, maíz, arroz a través de diversos mecanismos (Bashan y de-Bashan, 2010; Vogel y col., 2013; García y col., 2017). Además, se ha visto que la inoculación de plantas con esta PGPB las ayuda a hacer frente a diversos tipos de estrés abiótico. En este sentido, se realizaron una serie de ensayos para evaluar el crecimiento de *C. vulgaris* aislada o asociada a *A. brasilense* en cultivos inmovilizados en perlas de alginato esperando observar un mejor crecimiento del alga por el efecto de promoción del crecimiento y de protección frente al estrés.

Los resultados obtenidos mostraron que ambos microorganismos alcanzaron la mayor concentración de biomasa bajo el sistema de coinmovilización, lo que demuestra un efecto estimulador mutuo, no sólo de la bacteria sobre el alga (Fig. 4). Sin embargo, la asociación entre ambos microorganismos libres o inmovilizados en las perlas de alginato es menos efectiva para la remoción del amonio que el cultivo unialgal inmovilizado (misma figura). El mayor porcentaje de remediación de amonio se logra con las algas inmovilizadas en alginato al cabo de 10 días de cultivo (Trentini y col., 2017). Por el contrario, para la remoción de fósforo no se encontraron diferencias significativas para ninguno de los tratamientos aplicados.

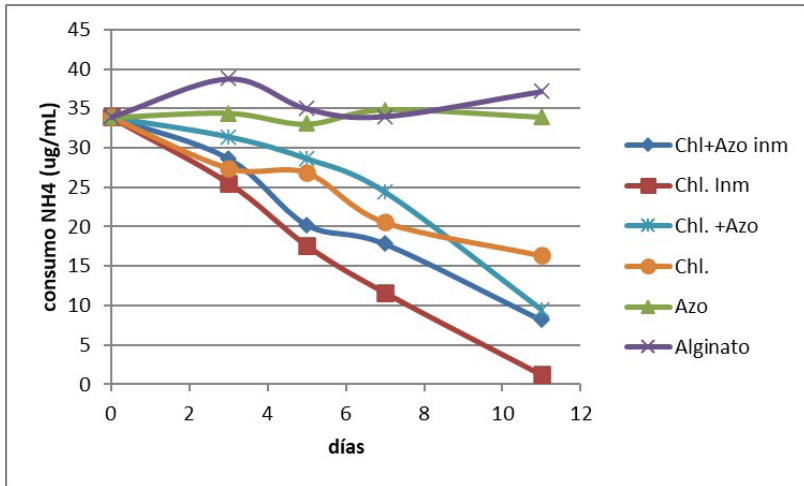


Figura 4. Consumo de amonio ($\mu\text{g NH}_4/\text{mL}$) en cultivos de *C. vulgaris* (Chl), *A. brasilense* (Azo) y en cultivos de estas especies en suspensión o inmovilizadas en perlas de alginato (Inm) alimentados con agua del Lago Lugano. Se utilizaron perlas de alginato sin organismos vivos como control (alginato).

CULTIVO DE ALGAS EN BIORREACTORES

A partir de estos resultados se decidió escalar el sistema a cultivos en biorreactores de 2 L utilizando solamente la microalga como sistema de biorremediación. El escalado del sistema permite estudiar cómo van variando los principales parámetros como biomasa, velocidad de crecimiento, remoción de contaminantes, entre otros que permitan establecer si el tratamiento de biorremediación es efectivo y, además, determinar si es plausible de llegar a un desarrollo a escala de campo.

Los ensayos fueron realizados en fermentadores tipo tanque agitado (Minifors, Infors HT®, Switzerland) con un volumen de trabajo de 1,5 L y agitación por propeler Rushton o marino (100 rpm). Estos equipos cuentan con sistema de control de pH y aireación por burbujeo (sparger) con una bomba a 0.5 vvm. El biorreactor fue alimentado con agua del Ao. Cildáñez e iluminado con un juego de luces LED alcanzando una irradiancia de 14,000 k ($400 \mu\text{mol photon}/\text{m}^2/\text{s}$) con un fotoperíodo de 16 h.

Se sabe que las algas son sensibles a concentraciones mayores a 100 mg/L de amonio (Capítulo 2.5). El amonio a pH mayores a 9 trae como consecuencia la formación de amoníaco y el desacople de la cadena de electrones en el

fotosistema II (Collos y Harrison, 2014). Esta competencia por el O_2 en la reacción de oxidación conduce su liberación (Muñoz y col., 2005). Sin embargo, rara vez se llegan a esas concentraciones de contaminantes en las aguas del Ao. Cildáñez. El oxígeno proveniente de la fotosíntesis es el que enriquece el medio acuoso estimulando el crecimiento de la microflora. Estos microorganismos se asocian a las microalgas por medio del proceso de nitrificación y por la fotosíntesis que libera O_2 . Los microorganismos autótrofos aeróbicos obligados conocidos como bacterias oxidantes de amonio (AOB) generalmente de los géneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosopira* presentes en estas aguas residuales incorporan amonio y liberan nitratos (Su y col., 2012; Liu y col., 2018; Sepehri y col., 2020).

También hay que tener especial cuidado con la relación N/P. La falta de cualquiera de estas especies químicas actuará de limitante del crecimiento para el sistema microalgal (Ledda y col., 2015; Sepúlveda y col., 2015).

En los ensayos realizados en los biorreactores alimentados con agua del Ao. Cildáñez, se observó una remoción significativa en la concentración de nitrógeno amoniacal (90 %) y fósforo total (73 %) del agua (Figura 5). Por el contrario, el contenido de nitritos no varió en forma significativa y se mantuvo por debajo de las concentraciones de referencia no representando un parámetro de riesgo ambiental (APHA 2005).

Los metales suelen encontrarse en valores cercanos a los límites permitidos (APHA, 2005). No representan peligros de toxicidad extrema, pero es conveniente removerlos para evitar su acumulación en el ambiente (EPA, 2017). Para ello, la adsorción de metales a determinadas superficies suele ser el método de elección por ser económico y efectivo. Los materiales biosorbentes tales como el salvado de trigo, polvo de algas y algas vivas como *Clamydomonas* sp., *Spirogyra* sp. y *Chlorella* sp., suelen ser utilizados por su fácil obtención y aplicación como un proceso adecuado para la eliminación de metales de las soluciones acuosas (Anastopoulus y Kyzas, 2015; Wang y Wu, 2016; Son y col., 2018; Ngah y col., 2018, Moghazy, 2018). Algunas microalgas tienen la capacidad de acumular en su interior metales pesados y de degradar algunos compuestos orgánicos. Está descrito que la microalga *C. vulgaris* tiene la capacidad de adsorber metales en su pared celular gracias a que se carga con una densidad negativa. Los grupos químicos funcionales como amino, hidroxilo, ácidos, entre otros, de la pared celular atraen por diferencia de cargas a los metales inmovilizándolos en la superficie celular (Monteiro y col., 2012; Kaplan, 2013; Ferraro y col., 2018; Sayadi y col., 2019).

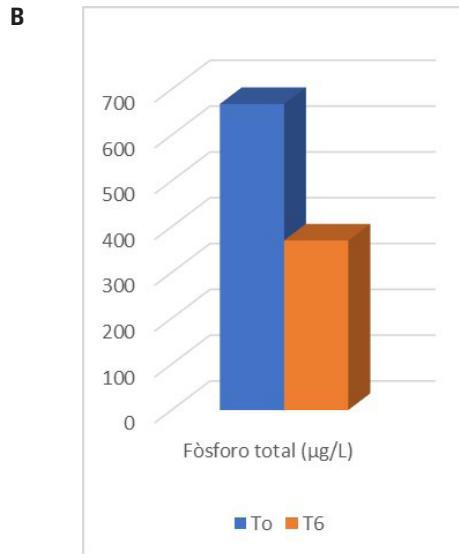
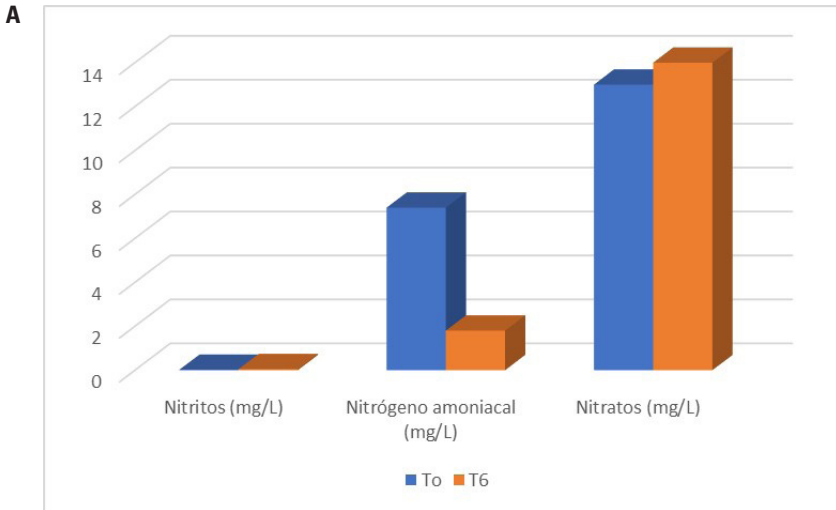


Figura 5. Concentración de nitritos, nitrógeno amoniacal y nitratos (A) y fósforo total (B) en agua del Ao. Cildañez (T0) y luego de 6 días (T6) de cultivar *C. vulgaris* inmobilizadas en perlas de alginato en un cultivo en batch en biorreactor.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Los resultados obtenidos en los ensayos llevados a cabo con agua del Lago Lugano y del Ao. Cildáñez son coincidentes. Esta cepa de *C. vulgaris* tiene la propiedad de secuestrar plomo en porcentajes superiores al 90 %, cobre (36%) y arsénico (42 %) (Fig. 6). No obstante, otros metales como cadmio están en los límites de detección de los equipos utilizados y por ello no se detectan porcentajes de remoción significativos (misma figura).

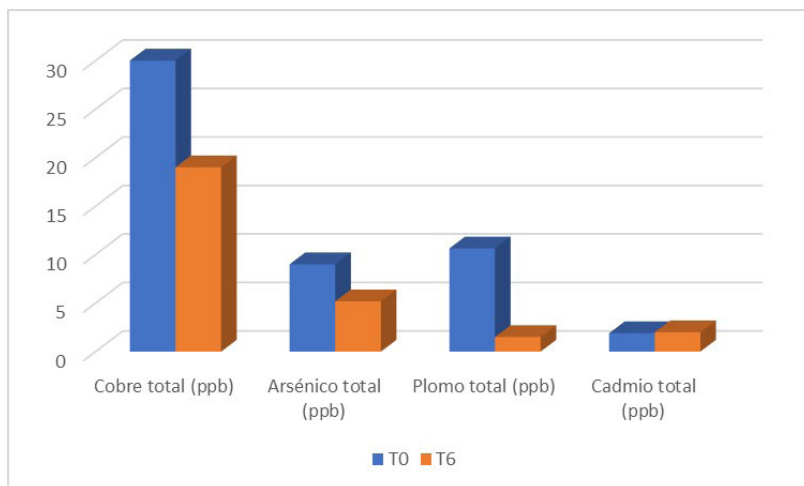


Figura 6. Concentración de cobre, arsénico, plomo y cadmio (ppb) en agua del Ao. Cildáñez (T0) y luego de 6 días (T6) de tratamiento con *C. vulgaris* inmovilizada en perlas de alginato en un cultivo en batch en biorreactor.

También se ha observado que las microalgas son efectivas en la remoción de bacterias coliformes y ayudan a reducir la demanda química y biológica de oxígeno (Abdel-Raouf y col., 2012). El exceso de microbiota patógena (coliformes, estreptococos, enterococos, entre otras) proveniente de los desechos cloacales hacen que estos cuerpos de agua sean altamente peligrosos para el humano (Sayadi y col., 2015; EPA, 2017). Durante el proceso de biorremediación de aguas contaminadas con efluentes cloacales se debe controlar la concentración de microorganismos tendiendo a aumentar la oxigenación y disminuyendo la concentración de nitrógeno y fósforo del medio y las fuerzas de corte generadas por los flujos del fluido (Mujtaba y col., 2017).

ENSAYOS DE CITO Y GENOTOXICIDAD

Para probar si el agua tratada por esta metodología es biorremediada se realizaron test citotóxicos y genotóxicos utilizando semillas de *Allium cepa* (cebolla). Estos test son clásicos y económicos. Las plantas vasculares son ampliamente reconocidas como excelentes modelos genéticos para evaluar y detectar compuestos con potencial citotóxico y genotóxico (Silveira y col., 2018). Así, se puede estimar el potencial citotóxico y el poder genotóxico del agua contaminada siguiendo el índice mitótico y el índice germinativo, respectivamente. Los efectos citoestáticos son valorados a partir de la inestabilidad del DNA e inhibición de la división celular provocados por xenobióticos. Las semillas de *A. cepa* son usadas para evaluar estos daños del ADN, como alteraciones cromosómicas y mitóticas y daños en las células meristemáticas. Estas semillas tienen la ventaja de ser poblaciones homogéneas en términos genéticos y fisiológicos, y disponibles durante todo el año (Leme y Marin, 2009). La primera estructura expuesta a los contaminantes del medio externo son los tips de las raíces que sufren rápidamente las consecuencias del ambiente (Leme y Marin-Morales, 2009). Además, los tips de raíz emergidos presentan células con un reducido número de grandes cromosomas ($2n=16$) que facilitan su observación al microscopio óptico.

La tabla 1 muestra los resultados obtenidos en los índices de germinación (IG) y mitótico (IM) a partir de semillas de cebolla regadas con agua del Ao. Cildáñez sin tratar y agua del Ao. Cildáñez previamente tratada con las microalgas inmovilizadas en perlas de alginato. Además, se utilizó un lote de semillas regadas con agua destilada como control del proceso de germinación. Tanto a las 48 h como a los 7 d de haber iniciado el experimento se observaron diferencias significativas ($p<0,05$) para el IG entre los tratamientos. El IG obtenido con las semillas embebidas con el agua del “Cildáñez” fue significativamente menor respecto de los otros 2 tratamientos. Lo mismo se observó para el IM, también fue significativamente menor en los tips de raíces regados con agua del Ao. Cildáñez sin tratar ($p<0,05$). Por otro lado, no se registraron diferencias significativas entre el tratamiento “Cildáñez tratada” y tratamiento control para todos los parámetros medidos. Estos resultados corroboraron que el tratamiento del agua del Ao. Cildáñez mediante un bioproceso de remediación utilizando *C. vulgaris* inmovilizada en perlas de alginato revierte el efecto tóxico del agua sin tratar.

Tabla 1. Efecto de biorremediación en la citotoxicidad del agua del Ao. Cildáñez. Índice de germinación (IG) y mitótico (IM) en semillas de *A. cepa* utilizando agua proveniente del Ao. Cildáñez sin tratar (Cildáñez), agua tratada (Cildáñez tratada) y agua destilada (control agua). Se utilizó un diseño experimental aleatorio de 10 unidades experimentales con 10 semillas cada una por tratamiento (Groppa y col., 2019; Orozco, 2020). Diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Tratamiento	IG (%) 48 horas	IG (%) 7 días	IM (%) 48 horas
Cildáñez	55 B	70 B	6,09 B
Cildáñez tratada	74 A	93 A	11,01 A
Control agua	86 A	96 A	9,88 A

CONCLUSIONES

En las últimas décadas, se ha tomado conciencia de la importancia de aumentar la protección de los recursos naturales y de remediar los sitios contaminados, a fin de mantener los servicios ecosistémicos. Numerosos autores han estudiado esta problemática y cómo abordarla. En nuestros trabajos, hemos estudiado la posibilidad de utilizar una cepa autóctona de *C. vulgaris* para biorremediar aguas contaminadas. Nuestro modelo de contaminación ambiental fue el agua proveniente del lago Lugano y arroyo Cildáñez de CABA. El conjunto de trabajos publicados permitió demostrar que esta cepa de microalga inmovilizada en perlas de alginato permite biorremediar estas aguas en el término de 5 días en sistemas confinados como son los Erlenmeyers y los biorreactores. Lo interesante es que se produce biomasa algal la cual puede ser utilizada en otros procesos a expensas de metabolizar altas concentraciones de CO_2 , N y P, nutrientes que remueve del ambiente (Trentini y col., 2017; Groppa y col., 2019). Otras ventajas observadas fueron el secuestro de metales pesados y la disminución de microorganismos patógenos. Así, esta tecnología se presenta como una alternativa potencialmente aplicable a espacios abiertos para su posterior remoción, evitando la eutrofización del sistema. Futuros ensayos tenderán a demostrar la eficiencia de este bioproceso a campo (Capítulo 11).

BIBLIOGRAFÍA

- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. A., & Ibraheem, I. B. M. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi journal of biological sciences*, 19(3), 257-275.
- Amavizca, E., Bashan, Y., Ryu, C. M., Farag, M. A., Bebout, B. M., & de-Bashan, L. E. (2017). Enhanced performance of the microalga *Chlorella sorokiniana*.

na remotely induced by the plant growth-promoting bacteria *Azospirillum brasilense* and *Bacillus pumilus*. *Scientific reports*, 7(1), 1-11.

- Anastopoulos, I., & Kyzas, G. Z. (2015). Progress in batch biosorption of heavy metals onto algae. *Journal of Molecular Liquids*, 209, 77-86.
- Acién, F.G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M.M., Fernández-Sevilla, J.M., Molina-Grima, E., 2016. Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 100, 9013–9022. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7835-7>.
- APHA, American Public Health Association, Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st Ed., Washington DC: American Public Health Association. Accessed 2005.
- APRA 2017, Agencia de Protección Ambiental, Gob. Cdad. Autónoma de Buenos Aires, LEY N° 303 DE ACCESO A LA INFORMACIÓN AMBIENTAL. Eds. Patricia Himschoot y Jesica Paletta.
- Bashan L.E., Bashan Y., Moreno M., Lebsky V.K. y Bustillos J.J. (2002) Increased pigment and lipid content, lipid variety, and cell and population size of the microalgae *Chlorella* spp. when coimmobilized in alginate beads with the microalgae-growthpromoting bacterium *Azospirillum brasilense*. *Can J Microbiol* 48: 514–521
- Bashan L.E. & Bashan Y. (2008) Joint Immobilization of plant growth-promoting bacteria and green microalgae in alginate beads as an experimental model for studying plant–bacterium interactions. *Appl Environ Microbiol* 74: 6797–6802
- El-Sheekh, M. M., Metwally, M. A., Allam, N. G., & Hemdan, H. E. (2017). Effect of algal cell immobilization technique on sequencing batch reactors for sewage wastewater treatment. *International Journal of Environmental Research*, 11(5-6), 603-611.
- De-Bashan, L. E., & Bashan, Y. (2004). Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). *Water research*, 38(19), 4222-4246.
- Durrieu, C., Ferro, Y., Perullini, M., Gosset, A., Jobbágy, M., & Bilmes, S. A. (2016). Feasibility of using a translucent inorganic hydrogel to build a biosensor using immobilized algal cells. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 9-13.

- EPA WEB Archive 2017, United States Environmental Protection Agency, Ground Water and Drinking Water, Basic Information about Lead in Drinking Water, retrieved from <https://www.epa.gov/>. Accessed on 12/07/2018.
- Ferraro G, Toranzo RM, Castiglioni DM, Lima Jr E, Mansilla MV, Fellenz NA, Bagnato, C (2018) Zinc removal by *Chlorella* sp. biomass and harvesting with low cost magnetic particles. *Algal Research* 33:266-276.
- García, J. E., Maroniche, G., Creus, C., Suárez-Rodríguez, R., Ramirez-Trujillo, J. A., & Groppa, M. D. (2017). In vitro PGPR properties and osmotic tolerance of different *Azospirillum* native strains and their effects on growth of maize under drought stress. *Microbiological Research*, 202, 21-29.
- Groppa MD, Trentini A, Zawoznik M, Bigi R, Nadra C, Marconi PL (2019) Optimization of a bioremediation strategy for an urban stream of Matanza-Riachuelo basin. *Int J Environ Ecol Eng* 13:418-424.
- Kaplan, D (2013) Absorption and adsorption of heavy metals by microalgae. In: Richmond A, Hu Q (Ed) *Handbook of microalgal culture: Applied Phycology and Biotechnology* John Wiley & Sons, New York.
- Ledda C, Romero Villegas GI, Adani F, Acién FG, Molina E (2015) Utilization of centrate from wastewater treatment for the outdoor production of *Nanochloropsis gaditana* biomass at pilot-scale. *Algal Res* 12:17–25
- Lema, J. M., & Martinez, S. S. (Eds.). (2017). *Innovative wastewater treatment & resource recovery technologies: impacts on energy, economy and environment*. IWA publishing.
- Leme DM, Marin-Morales AM (2009) *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. *Mutat Res* 682:71–81.
- Long, S. L., Gahan, C. G., & Joyce, S. A. (2017). Interactions between gut bacteria and bile in health and disease. *Molecular aspects of medicine*, 56, 54-65.
- Moghazy, R. M. (2019). Activated biomass of the green microalga *Chlamydomonas variabilis* as an efficient biosorbent to remove methylene blue dye from aqueous solutions. *Water Sa*, 45(1), 20-28.
- Monteiro CM, Castro PM, Malcata FX (2012) Metal uptake by microalgae: underlying mechanisms and practical applications. *Biotechnol Progress* 28:299-311.
- Mujtaba, G., & Lee, K. (2017). Treatment of real wastewater using co-culture of immobilized *Chlorella vulgaris* and suspended activated sludge. *Water research*, 120, 174-184.

- Ngah, W. W., & Hanafiah, M. M. (2008). Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 3935-3948
- Orozco Daniel, Tesis de grado “Ingeniería metabólica en *Chlorella vulgaris* como posible estrategia para aumentar la eficiencia en la remediación de aguas residuales”, Carrera de Biología, U. Maimonides, 2020.
- Perullini, M., Ferro, Y., Durrieu, C., Jobbagy, M., & Bilmes, S. A. (2014). Sol-gel silica platforms for microalgae-based optical biosensors. *Journal of Biotechnology*, 179, 65-70.
- Sayadi MH, Rashki O, Shahri E (2019) Application of modified *Spirulina platensis* and *Chlorella vulgaris* powder on the adsorption of heavy metals from aqueous solutions. *J Environ Chem Eng* 7:103169.
- Sepehri, A., Sarrafzadeh, M. H., & Avateffazeli, M. (2020). Interaction between *Chlorella vulgaris* and nitrifying-enriched activated sludge in the treatment of wastewater with low C/N ratio. *Journal of Cleaner Production*, 247, 119164.
- Sepúlveda C, Acién FG, Gómez C, Jiménez-Ruiz N, Riquelme C, Molina-Grima E (2015) Utilization of centrate for the production of the marine microalgae *Nannochloropsis gaditana*. *Algal Res* 9:107–116
- Shao, J., Jiang, Y., Wang, Z., Peng, L., Luo, S., Gu, J., & Li, R. (2014). Interactions between algicidal bacteria and the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*: lytic characteristics and physiological responses in the cyanobacteria. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(2), 469-476.
- Silveira, M. A. D., Ribeiro, D. L., Vieira, G. M., Demarco, N. R., & d'Arce, L. P. G. (2018). Direct and indirect anthropogenic contamination in water sources: evaluation of chromosomal stability and cytotoxicity using the *Allium cepa* test. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(2), 216-220.
- Son, E. B., Poo, K. M., Mohamed, H. O., Choi, Y. J., Cho, W. C., & Chae, K. J. (2018). A novel approach to developing a reusable marine macro-algae adsorbent with chitosan and ferric oxide for simultaneous efficient heavy metal removal and easy magnetic separation. *Bioresource technology*, 259, 381-387.
- Su, Y., Mennerich, A., Urban, B., 2012 Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: influence of algae and sludge inoculation ratios. *Bioresour. Technol.* 105, 67–73
- Trentini A, Groppa MD, Zawoznik M, Bigi R, Perelman PE, Marconi PM (2017) Biorremediación del lago Lugano de la Ciudad Autónoma de Bue-

nos Aires por algas unicelulares – estudios preliminares para su posterior utilización. Terra Mundus 4 <http://dspace.uces.edu.ar:8180/xmlui/handle/123456789/4302>.

- Tuantet, K., Temmink, H., Zeeman, G., Janssen, M., Wijffels, R. H., & Buisman, C. J. (2014). Nutrient removal and microalgal biomass production on urine in a short light-path photobioreactor. *Water research*, 55, 162-174.
- Vogel, G. F., Martinkoski, L., Bittencourt, H. V. H., & Grillo, J. F. (2013). Agronomic performance of *Azospirillum brasilense* on wheat crops. *Applied Research & Agrotechnology*, 6(3), 111-119
- Wang J, Wu L (2016) Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process. *Biotechnol Proc* 34: 1103-112. doi:10.1016/j.biotechadv.2016.07.001.
- Wang, L., Addy, M., Lu, Q., Cobb, K., Chen, P., Chen, X., ... & Ruan, R. (2019). Cultivation of *Chlorella vulgaris* in sludge extracts: Nutrient removal and algal utilization. *Bioresource technology*, 280, 505-510.
- Yao, S., Lyu, S., An, Y., Lu, J., Gjermansen, C., & Schramm, A. (2019). Microalgae–bacteria symbiosis in microalgal growth and biofuel production: a review. *Journal of applied microbiology*, 126(2), 359-368.
- Zhou, J., Lyu, Y., Richlen, M. L., Anderson, D. M., & Cai, Z. (2016). Quorum sensing is a language of chemical signals and plays an ecological role in algal-bacterial interactions. *Critical reviews in plant sciences*, 35(2), 81-105.

9.4

Experiencia piloto: el predio “Batalla de Villa Mayor”

Patricia E. Perelman, Patricia L. Marconi, Laura I. de Cabo

PREDIO “BATALLA DE VILLAMAYOR” EX-BASURAL DE MARCOS PAZ

En la Cuenca alta del río Matanza Riachuelo (CMR) se ubica la subcuenca Morales que recorre parte de los partidos de Las Heras, Marcos Paz y La Matanza con una superficie de 343,63 km². Su principal arroyo, el Morales, es un arroyo de agua clara, lento, cauce angosto y poco profundo. En varias zonas de su recorrido se puede observar crecimiento excesivo de algas filamentosas vinculadas a procesos de eutroficación y mucha vegetación que impide el libre fluir del mismo. A orillas de este arroyo se encuentra el predio “Batalla de Villamayor”. Un predio de 7 ha que funcionó durante 50 años como el basural a cielo abierto de Marcos Paz.

¿POR QUÉ PREDIO BATALLA DE VILLAMAYOR? UN POCO DE HISTORIA.

Estas tierras pertenecían al Sr. Pedro de Villamayor hacendado de La Matanza. En 1856, época de la Confederación Argentina, se produjo el enfrentamiento entre unitarios y federales en este predio denominado hoy “Batalla de Villamayor” en conmemoración de ese enfrentamiento. Durante décadas funcionó el basural a cielo abierto de Marcos Paz, que luego de la apertura de la Planta de Tratamiento de Residuos (Ecopunto de Marcos Paz), fue abandonado como sitio de arrojo de basura y comenzó el proceso de remediación del lugar. Para ello, ACUMAR desarrolló el Programa de Recomposición y Conservación de los Recursos Naturales que propone como principal estrategia desarrollar biocorredores que brinden Servicios Ecosistémicos que contribuyan al saneamiento y al mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes de la cuenca.

El lugar elegido para desarrollar el primer biocorredor de la cuenca fue este predio con una importante carga histórica cuyo impacto ambiental debido a la basura acumulada por 30 años hacía que los servicios ecosistémicos fueran nulos.

Por un acuerdo entre ACUMAR, el Municipio y la Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE) se cerró definitivamente el basural en 2017. La basura en superficie fue removida y en junio de 2018 fue colocada la cubierta de tierra final, iniciando un proceso de restauración. Por su parte, el Municipio de Marcos Paz, puso en marcha el Espacio Recreativo y Didáctico “Paseo Batalla de Villamayor”, dónde se recrea su historia para que gane un lugar en la memoria colectiva de la comunidad (<http://www.marcos-paz.gov.ar/la-ciudad/sobre-marcos-paz/item/2707-batalla-de-villamayor.html#:~:text=En%20las%20tierras%20de%20Villamayor,historia%20tiene%20un%20final%20at%C3%ADpico>).

EL DISEÑO INICIAL DE LA INTERVENCIÓN

Para el desarrollo del biocorredor, se estudió la zona donde se encuentra emplazado el terreno. Un primer análisis muestra un paisaje rural con re-sabios de las diferentes ecorregiones, baja densidad poblacional y presencia fundamentalmente de actividades primarias y las agroindustrias. En las zonas cercanas, se observan parches de bosques nativos como es el caso del bosque ribereño del Río de la Plata o la selva en galería.

Así, en el marco de la construcción de un biocorredor para la cuenca, profesionales del CONICET fuimos convocados en 2018 por la Dirección de Impacto Ambiental y Social de ACUMAR para poner a prueba una propuesta de restauración ecológica en el predio “Batalla de Villamayor”. La misma, se basó en la revegetación con especies nativas que incluya especies comunes al bosque ribereño del Río de la Plata, bajo diferentes tipos de intervenciones que a su vez permita estudiar los distintos servicios ecosistémicos aportados por la misma.

El predio de 7 ha fue subdividido en parcelas para un diseño de plantación de especies teniendo en cuenta las condiciones del terreno y los requerimientos ambientales de las especies:

- ▶ Sector principal (4 ha): zona alta que comienza entre 4 a 6 m de altura sobre el nivel del Ao. Morales con una planicie a casi 100 m de altura sobre el nivel del mismo arroyo con una pendiente pronunciada hacia el mismo (Fig. 1). Para este sector se eligieron especies más tolerantes a la sequía, minimizando los costos de mantenimiento, es decir costos de riego.

- ▶ Sector secundario (3 ha): situado en el vértice más lejano respecto de la entrada. Este sector es una planicie a unos metros sobre el nivel del arroyo (no más de 30 m).
- ▶ Sector de bordes y taludes del Arroyo Morales: esta franja de terreno al borde del arroyo es una zona inundable en la base de la ladera del sector principal con un talud desnudo a 45° que presenta terrazas a nivel del agua. Es una zona húmeda y protegida con orientación Sur-Sudeste. Este sector representa un riesgo para la calidad de agua del arroyo dado que por efecto de las lluvias se arrastrarían sedimentos y contaminantes asociados por efecto de la escorrentía y se perdería la línea de costa. Así, para esta zona se pensó en aplicar la tecnología de biorrollos en la ribera del arroyo (Capítulo 9.1) y plantación y siembra de especies tolerantes a ambientes húmedos e inundaciones periódicas.

Además, se inició un ensayo controlado sobre una parcela mostrativa de pastizales para evaluar el comportamiento de dos especies de pasturas nativas y naturalizadas respectivamente: *Dichondra* sp. y *Lotus tenuis*.

Para la posterior evaluación del proceso de recuperación se recopilieron imágenes satelitales que permitieran medir la cobertura vegetal desde el inicio del proceso de restauración.

PROCESO DE INTERVENCIÓN EN EL EXBASURAL

Para la intervención, se colectaron 346 individuos de 20 especies de plantas nativas procedentes de los viveros de APRA, CEAMSE y del jardín Botánico de Marcos Paz (Tabla 1). Teniendo en cuenta el número de individuos arbóreos (204) se decidió realizar una intervención solo en el sector principal. Por otro lado, el jardín botánico de Marcos Paz cedió numerosos ejemplares de ombúes (más de 50 individuos). Estos individuos fueron plantados en el sector secundario formando un bosque más denso.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tabla 1. especies implantadas en el sector principal

ESPECIE	CANTIDAD
<i>Acacia caven</i> (espinillo, aroma)	10
<i>Caesalpinia gilliesii</i> (Barba de chivo)	10
<i>Myrsine laetevirens</i> (Canelon)	5
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (tala)	30
<i>Commelina erecta</i> (flor de Santa Lucia)	15
<i>Erythrina crista-galli</i> L. (ceibo)	27
<i>Ficus luschetiana</i> (higuerón)	2
<i>Lantana montevidensis</i> (Lantana)	2
<i>Lippia alba</i> (Salvia morada)	12
<i>Lycium cestroides</i>	10
<i>Ludwigia bonariensis</i> (duraznillo de agua)	50
<i>Schinus longifolius</i>	5
<i>Phytolaca dioica</i> – Ombu	115
<i>Rodophiala bifida</i>	8
<i>Senna corimbosa</i> (sen del campo)	10
<i>Sesbania punicea</i> (acacia mansa)	10
<i>Sesbania virgata</i> (acacia café)	10
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> - Fumo bravo o Tabaquillo del monte	5
<i>Tradescantia</i> sp.	10
<i>Uncaria tomentosa</i> (uña de gato)	25
TOTAL	371

La plantación del sector principal y del borde del arroyo fue realizada teniendo en cuenta la distancia entre individuos (arbustos: 1 planta/9 m² y árboles de gran porte: 1 árbol/25 m²). Se establecieron sitios de muestreo en los puntos de intersección (18) de varias transectas diseñadas en paralelo y perpendicular a la línea costera. En cada sitio se monitoreo el crecimiento y evolución fenológica en el tiempo de las especies presentes (Fig. 1). Cada especie fue cuidadosamente plantada según sus requerimientos y se registraron y midieron las siguientes variables de estudio a lo largo del tiempo: especie plantada y las especies vegetales presentes a su alrededor, porcentaje (%) de cobertura vegetal, presencia de hojarasca y presencia de basura. Para el individuo plantado se midió: la altura y diámetro de la copa proyectado en el suelo, presencia de frutos y flores, presencia de daño en tronco, presencia de hojas amarillas en pie.

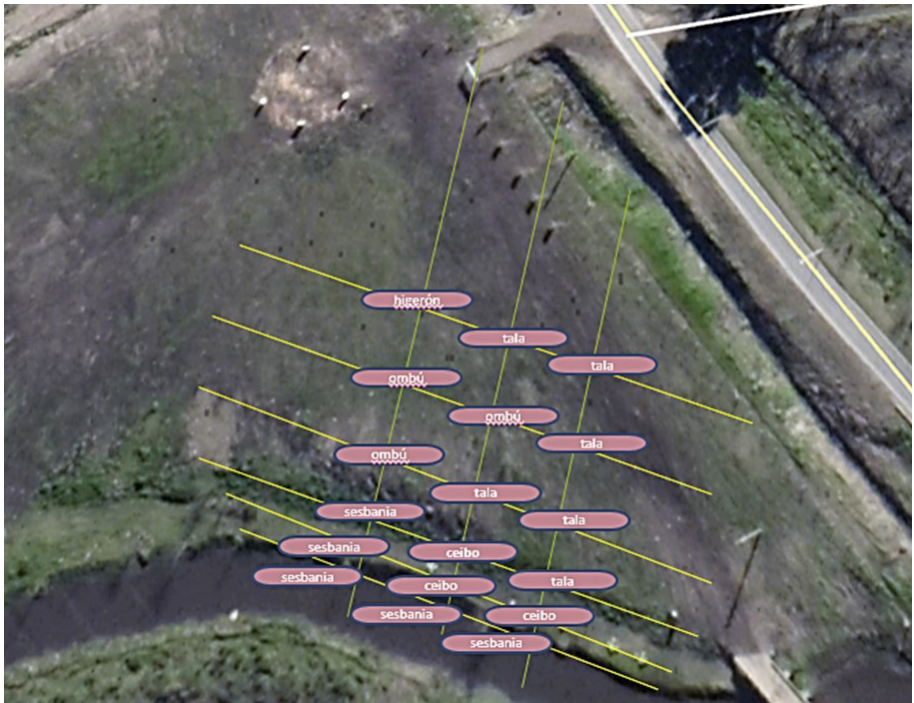


Figura 1. diseño de la plantación de las especies a seguir el registro de su crecimiento y fenología a lo largo del tiempo en el sector principal. Las líneas amarillas son las transectas que delimitan los lugares de implantación.

Las especies arbóreas fueron ejemplares jóvenes de un año de edad, aproximadamente. Las no arbóreas también fueron plantas jóvenes de porte aún pequeño. Las gramíneas y forrajeras se sembraron a partir de semillas bajo

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

dos modalidades: al voleo o bien en el caso de algunas gramíneas en forma de bombas de semillas (estructura redonda compuesta de arcilla, compost y con semillas en su interior).

Luego de la implantación, se hicieron viajes periódicos para estudiar la evolución del predio. Durante los primeros viajes fue notable el cambio observado. Lo primero que llamó la atención es el aire sin olores molestos, desagradables, típicos de un basural. Al pasar los meses, también nos fue llamando la atención los cambios en el paisaje: cada vez más verde y sin basura a la vista. La figura 2 muestra el paisaje al momento del basural y después de la intervención y los resultados obtenidos de medir el porcentaje de cobertura vegetal a lo largo del tiempo, reflejando en números las observaciones mencionadas. En mayo, el inicio del otoño, la cobertura vegetal comenzó a disminuir según lo previsto.

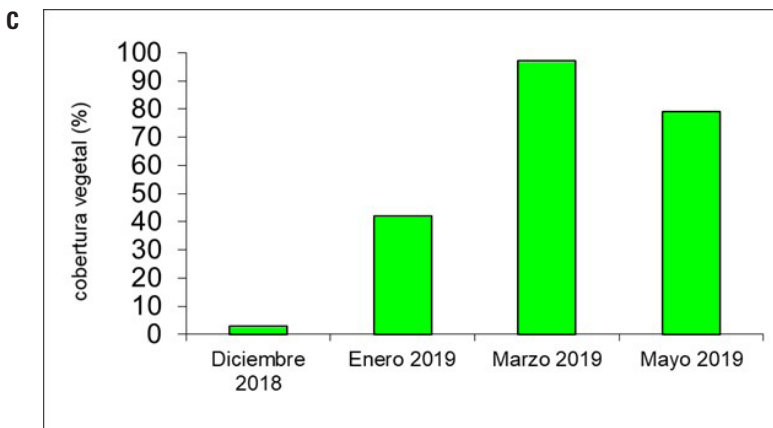


Figura 2. Cobertura del terreno antes de la intervención, en 2017 como basural (A); en mayo de 2019 (B); C) cobertura vegetal medida en porcentaje (%) en el sector principal desde el inicio de la intervención hasta los 6 meses posteriores.

La información recabada en el tiempo a partir de las especies implantadas en los 18 puntos de muestreo (Fig. 1) muestran un crecimiento sostenido durante los meses del verano. La figura 3 registra el crecimiento en alto y en diámetro de dos de las especies implantadas.

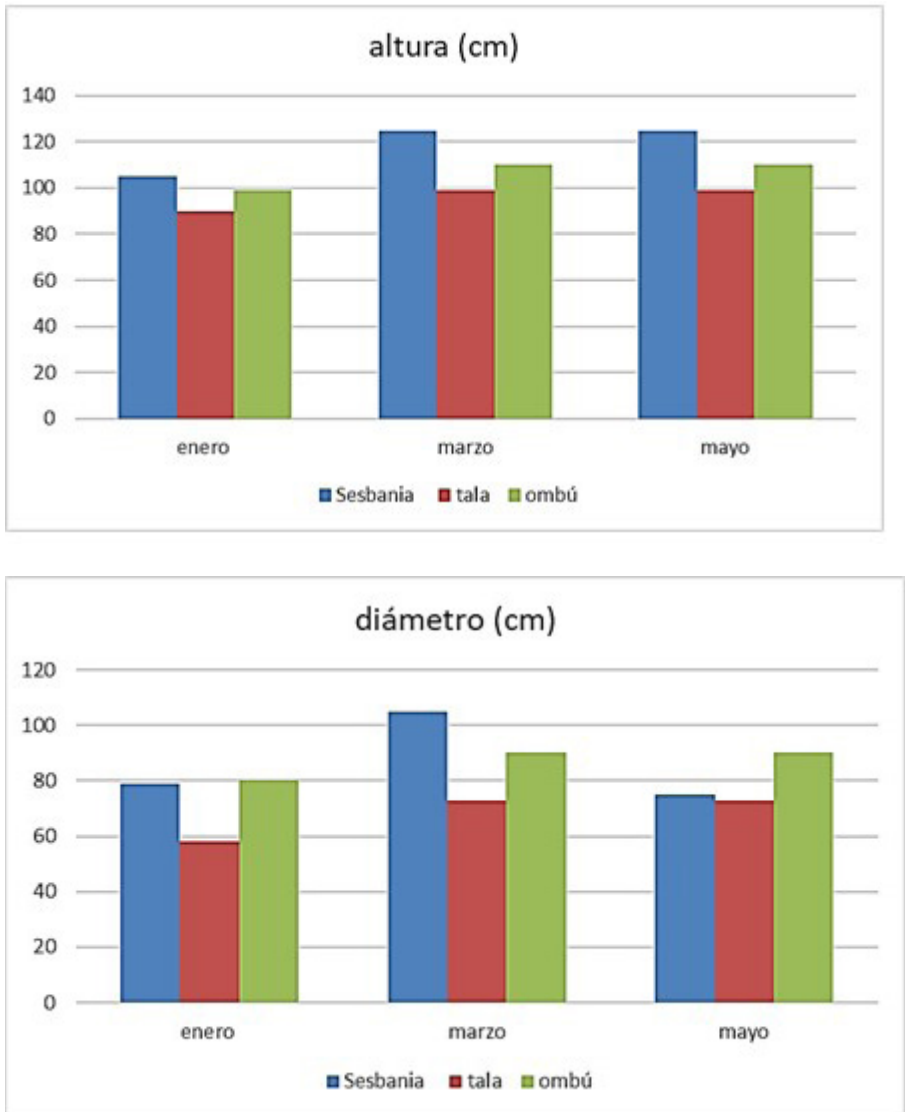


Figura 3. crecimiento en altura y diámetros de 3 especies implantadas en el sector principal medidos en cm.

Para el sector costero se decidió implementar una estrategia de restauración con biorrollos (ver capítulo 9.1). Para ello, se construyeron 40 biorrollos en el Ecopunto de Marcos Paz en colaboración con el personal del Municipio. Los biorrollos se mantuvieron en una laguna del Ecopunto para que la vegetación implantada alcanzara mayor porte y se enraizara en el sustrato contenido en el biorrollo. Las especies que se plantaron en los biorrollos fueron: *Commelina erecta*, *Tripogandra diurética*, *Hydrocotyleranunculoides*, *Hydrocotylebonariensis* y *Typha domingensis*.

De los 40 biorrollos construidos fueron instalados 36 en la orilla del arroyo Morales en el predio Batalla de Villamayor a principios del mes de Diciembre del 2018. Cada biorrollo fue fijado con sogas y estacas a la costa. Dado el pronunciado talud que delimita la línea costera con un desnivel de 3 a 4 m se debió contar con varios metros de sogas. Aún así, al mes se registró una importante crecida del Ao Morales (se calcularon 6 m por sobre el nivel inicial) quedando solo 18 biorrollos, de los cuales 11 se encontraban vegetados al cabo de 2 meses de su implantación. La desaparición de biorrollos pudo deberse al incremento del caudal y la importante corriente producida. Las sogas tan largas son propensas a enredarse durante las crecidas y cortarse por la presión de la corriente.

Las especies con mayor sobrevida creciendo sobre los biorrollos fueron *Polygonum* sp., *Commelina erecta*, *Tripogandra diurética*. Los biorrollos sirvieron de sustrato para el crecimiento de las plantas implantadas y no implantadas que comenzaron a cubrir el talud costero. Al cabo de 4 meses, de los 18 biorrollos instalados se contabilizaron 9 de los cuales 7 estaban vegetados por *Cyperus* sp., *Commelina erecta*, *Tripogandra diurética* e *Hydrocotyleranunculoides*. La arpillera se comenzó a degradar y luego de 4 meses las plantas cubrieron gran parte del talud.

RESULTADOS OBTENIDOS LUEGO DE 6 MESES DE LA INTERVENCIÓN

En el total del predio, se registró la supervivencia de casi todas las especies implantadas. Las especies con supervivencia superior al 80% fueron: *Sesbania* punicea, *Solanum granulosum-leprosum*, *Phytolaca dioica*, *Ficus luschetiana* y *Celtis ehrenbergiana*. Las especies con supervivencia inferior al 40% fueron: *Erythrina crista-galli*, *Ludwigia bonariensis* y *Acacia caven*.

También se tuvieron en cuenta otros parámetros que daban información sobre el grado de recuperación del predio como bioindicadores de integración del biocorredor a ecosistemas conexos. Así, constatamos el desarrollo de especies nativas propias de la región y que no formaron parte de la intervención

sino que surgieron espontáneamente a partir de una mejora en el sustrato. Entre las más vistosas se pudieron relevar verbenas (*Verbena bonariensis*), lirios del bajo (*Cypellaherbetii*), duraznillo de agua (*Ludwigiabonariensis*), canario rojo (*Diclipteratweediana*) y camambú (*Physalis viscosa*). Otras plantas que se desarrollaron espontáneamente fueron algunas especies de chilcas (*Baccharis latifolia*), y otras como *Senecio*sp. y *Saggitariamontevicensis*. En total, se contabilizaron 48 especies que crecieron en forma espontánea en el predio. Cada uno de los ejemplares fue determinado en forma sistemática y se elaboró una flora del predio indicando sus principales características: nombre científico, nombre común, familia, forma biológica, flores, frutos, relación con la fauna, usos, propagación, requerimientos (luz, humedad, tipo de suelo), velocidad de crecimiento, nativa o no de la región pampeana, hábitat natural y fotos de los ejemplares existentes en el predio.

Otro indicador de la recuperación fue la aparición de avifauna. En la confluencia de los arroyos Morales y La Paja, se observó un individuo de Tuyuyú (*Mycteria americana*), una especie de cigüeña, y varios individuos de Martín pescador grande (*Megaceryle torquata*) y Martín pescador mediano (*Chloroceryle amazona*), Biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) y Garza blanca (*Ardea alba*), todas especies de familias de aves asociadas a ambientes acuáticos comenzaron a poblar el predio. En el sector suelo se constató la presencia de una gran variedad de aves (teros, caranchos y benteveos) y de insectos (abejas; abejorros, mariposas, hormigas y arañas).

Por último, se realizó un cálculo de la oferta Total de Servicios Ecosistémicos ofrecidos por el predio al principio y a los 6 meses de iniciada la intervención estimada según Viglizzo y col. (2011). En una escala de 0 a 100, al inicio de la intervención el cálculo de servicios ecosistémicos era nulo y a los 6 meses fue de 76,82. Esto significa que el predio recuperado proporciona a la comunidad servicios ecosistémicos de regulación como la prevención de la erosión, retención de contaminantes evitando que pasen a las aguas superficiales y subterráneas, mejoramiento de la calidad del suelo y del aire, entre otros.

Agradecimientos: Dr. Carlos Nadra (U. Nacional de Tres de Febrero) por permitirme iniciar este trabajo y aportar valiosas ideas a muchos de los proyectos plasmados en el presente libro.

BIBLIOGRAFÍA

Biocorredores Nativos, Ed. ACUMAR, Basados en servicios ecosistémicos que contribuyen al saneamiento de la Cuenca Matanza Riachuelo. <https://www.yumpu.com/es/document/view/62929568/biocorredores-nativos>

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

de Cabo L., P. Marconi , P.Perelman, A. Santos Capra, A. Escala, E. Coconier, B. Itten y C. Nadra. Restauración ecológica de las riberas del ao. Morales (Cuenca Matanza-Riachuelo, municipio de Marcos Paz). IV Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental, Florencio Varela, Argentina. 2 al 5 de diciembre de 2019.

Viglizzo F., Carreño L., Volante J. y Mosciaro M. 2011. En: Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territoriales. J.M. Buenos Aires Laterra P, Jobbagy E.G., Paruelo eds. INTA 2011

9.5

Experiencia piloto sobre potencial captura de carbono y su contribución al cambio climático

Walter Bejar

1- Causas y consecuencias del cambio climático: breve resumen

El actual modelo económico de consumo de bienes y servicios con obsolescencia programada o percibida, oprime cada vez más al planeta, sobrexplotando los ambientes naturales y provocando desigualdades cada vez más crecientes en nuestra sociedad (tanto a nivel local, como regional y mundial). Este sistema de extracción permanente y creciente, conlleva inexorablemente a un desequilibrio global, donde todos estamos afectados, pues nuestra casa común se encuentra amenazada (Papa Francisco, 2015).

Paulatinamente, la deforestación, la erosión del suelo; la pérdida de la biodiversidad; la contaminación de los componentes agua, suelo y aire; la miseria; el hambre; la sequía; la inundación; el cambio en la salinidad de los océanos y/o la acumulación de dióxido de carbono en la atmósfera; entre otras amenazas, van modificando las condiciones de vida que conocemos, determinando nuestro presente y sobre todo nuestro futuro (NU-ODS).

La incapacidad constante de adoptar medidas urgentes, sumado a las políticas y decisiones cuyas tendencias son la continua degradación ambiental a un ritmo rápido, tienen repercusiones negativas sostenidas y potencialmente irreversibles, sobre los recursos ambientales esenciales y sobre la salud humana (ACUMAR, 2019), que:

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

- ▶ Generan desastres a causa de las complejas interacciones entre las amenazas naturales (entorno medioambiental) y las acciones antrópicas (entorno social, político y económico), (1996).
- ▶ Influyen en la susceptibilidad del medio físico, en la sensibilidad de los sistemas naturales y en la vulnerabilidad de los diversos grupos sociales (Ley 27520).
- ▶ Exhiben dificultades para toda nuestra sociedad, dando lugar a la extinción de las especies, a la pérdida de los medios de vida, al aumento de la mortalidad y a la desaceleración económica; causando certeros conflictos violentos, migraciones en masa y disminución de la resiliencia social (Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente, 2019).

Por todo esto, es imperioso aplicar medidas urgentes para revertir esas tendencias, restaurar la salud ambiental, recomponer la sanidad humana y restablecer la paz en el planeta.

2- Abordaje del tema

Hoy en día, además de las guerras, hay amenazas no tradicionales como el cambio climático, las hambrunas, las pandemias, el crimen organizado o el tráfico de drogas que pueden exacerbar los conflictos. En el debate sobre los retos a la paz y seguridad internacional, realizado por Naciones Unidas en el año 2017, se afirmó que “Es mejor prevenir conflictos que gestionarlos, evita el trágico sufrimiento humano e incluso ahorra dinero», (Antonio Guterres, (NU-ODS-Objetivo 1).

Considerando que de los grandes desafíos y a la vez nuestras mayores amenazas, como humanidad hayamos enfrentado, son la vertiginosidad de los cambios desencadenados en nuestra casa común y el aumento de las desigualdades y la miseria en nuestra sociedad; es que ACUMAR ha decidido efectuar una serie de trabajos tendientes a interpelar dichas problemáticas dentro de su área de competencia que es la cuenca Matanza Riachuelo. Entre dichas investigaciones, se encuentra esta primera visión de experiencia piloto para analizar el tema propuesto.

El del cambio climático que incrementa los fenómenos meteorológicos extremos más frecuentes (Global Footprint Network), como la ocurrencia de tornados, inundaciones, sequías, granizos, fríos o calores extremos, que ponen en peligro la producción de alimentos, que conducen al aumento del nivel del mar, y que propagan la dispersión de plagas y enfermedades (Naciones Unidas,

cambio climático). Como una propuesta es considerar los servicios ecosistémicos que brindan los espacios verdes restaurados y protegidos dentro de la Cuenca Matanza Riachuelo, analizando los aportes que generarían como sumideros de carbono (todo proceso o actividad, natural o artificial, que implica la remoción de los gases de efecto invernadero de la atmósfera (FAO, portal de suelos)) y los impactos positivos sobre la calidad de vida de los habitantes, mediante el análisis de un caso concreto como es el biocorredor de Marcos Paz.

Como resultado de esta primera experiencia, ACUMAR propuso iniciar un programa de recuperación de sitios afectados con basurales a cielo abierto o abandonados, para la recolección de datos, con la pretendida finalidad de generar herramientas para los decisores políticos a la hora de definir políticas públicas destinadas al desarrollo sostenible para aumentar el bienestar de los ciudadanos y al mismo tiempo reducir su impacto ambiental (ACUMAR, 2019).

La metodología utilizada para estimar la absorción de emisiones de una dada masa forestal, se determina mediante los cálculos y los parámetros propuestos por el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI), según Procedimiento 3B1aii – Bosque Cultivado, empleado por la Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nación (SyADS, 2019).

Dentro de la actividad de uso de la tierra, se encuentra determinado cada uno de los depósitos de carbono, que para el caso analizado, corresponde la categoría tierras forestales, debido a la implantación de numerosas especies arbóreas nativas durante la intervención (Capítulo 9.4). Para el cálculo de emisiones, se usa la subactividad bosque cultivado, realizado con el método de cálculo de Nivel 2. Dicho nivel requiere información sobre las especies plantadas, el crecimiento y la densidad (basados en datos nacionales, locales y/o de dictamen de experto) (SyADS, 2019). Dichos valores se originan de utilizar las fórmulas de cálculo que se describen a continuación.

El incremento anual promedio de la biomasa (G_{total}), se calcula multiplicando el incremento anual neto promedio (I_v) por el factor de conversión y expansión de biomasa en crecimiento de biomasa aérea (BCEFI) y por la relación entre la biomasa subterránea y la aérea (R), mediante la fórmula:

$$G_{total} = \sum [I_v * BCEFI * (1 + R)]$$

El incremento anual neto promedio (I_v), se obtiene de utilizar los valores de crecimiento a nivel local (para este caso Provincia de Buenos Aires), dentro de las especies autóctonas (SyADS, 2019).

El factor de conversión y expansión de biomasa en crecimiento de biomasa aérea (BCEFI), se deduce de los datos provenientes de los inventarios fores-

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

tales por grupo de especie y por provincia (como es el caso en cuestión) o en ausencia de datos locales por medio de la estimación del volumen maderable promedio (SyADS, 2019).

La relación entre la biomasa subterránea y la aérea (R), depende de la zona climática donde se encuentra establecida la plantación, que para el caso planteado es templado (SyADS, 2019).

El incremento anual de las existencias de carbono en la biomasa (ΔCg), o las capturas producidas por el crecimiento del bosque cultivado se calcula por provincia y grupo de especie, multiplicando la superficie de tierra (A) por el crecimiento medio anual de la biomasa (Gtotal) y por la fracción de carbono de materia seca (CF) (SyADS, 2019), mediante la siguiente fórmula:

$$\Delta Cg = \sum_{ij} (A_{ij} * Gtotal_{ij} * CF_{ij})$$

La fracción de carbono de materia seca (CF), es un valor que se obtiene por defecto de las Directrices 2006 del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático), dependiendo de la zona climática.

La superficie intervenida es de 7 hectáreas, donde se plantaron 293 ejemplares leñosos, repartidos en 204 árboles correspondientes a 8 especies y 89 arbustos de 7 especies distintas, además de 83 hierbas latifoliadas de 4 especies diferentes. Además, se sembraron 4 kilos de semillas de gramíneas al boleó o por bombas de semillas. Con una densidad de 42 especies por hectárea, conforme a la Tabla 1.

Especies		Cant.	Unidad	Densidad			
				Parcial	Unidad	Acumulada	Unidad
Leñosa	Árboles	204	Ejemplares	29,14	Ejem/ha	29,14	Ejem/ha
	Arbustos	89	Ejemplares	12,71	Ejem/ha	41,85	Ejem/ha
No leñosas	Hierbas latifoliadas	83	Ejemplares	11,86	Ejem/ha	53,71	Ejem/ha
	Gramíneas	4	Kg	0,57	Kg/ha	0,57	Kg/ha

Mediante la tabla 2 se resume los valores obtenidos según las fórmulas mencionadas conforme las Directrices 2006 del IPCC, para el total de las especies arbóreas.

Tabla 2. Valores obtenidos del incremento anual promedio de la biomasa (Gtotal) y de incremento anual de las existencias de carbono en la biomasa (ΔCg).

Origen	Iv	BCEFI	R	Gtotal	A	CF	ΔCg idad
Unidades	m ³ /ha/año	t ha/m ³ anual	t raíz/dm/t dm	t/ha año	ha	T C/dm	T C/año
Tabulado	20	0,6	0,23	14,76	7	0,47	48,6
Estimado	20	1,5	0,23	36,90	7	0,47	121,4
NU, cambio climático	Tabla 21	Tabla 21 y calculado	Tabla 10 y 18	Calculado	Dada	Tabla 19	Calculado

Según las observaciones efectuadas en las imágenes satelitales, respecto a la cobertura verde no leñosa sobre el área en estudio, representa 90 % sobre el total del predio. Esta biomasa posee un gran potencial de sumidero de carbono, convirtiendo hasta 53 toneladas de CO₂ por hectárea al año (Fisher y col., 2017).

Además, el suelo en los bosques nativos establecidos genera un gran potencial de captura de CO₂ relacionado a la gran variedad de procesos bioquímicos llevados a cabo por la biota constituyente del mismo. Existen muchos trabajos sobre la incidencia en la captura de CO₂ por parte del suelo en bosques tropicales, si bien la complejidad de procesos bioquímicos que ocurren en suelos es mucho mayor a la que se produce en las especies arbóreas, en términos generales podemos inferir que, en relación al componente arbóreo, el suelo tiene la potencialidad de fijar una y media veces al acumulado por aquel (Burbano-Orjuela, 2016).

El predio, en su conjunto, representa una fijación de CO₂ total de aproximadamente 436 toneladas de CO₂ por hectárea al año considerando una densidad de 42 especies por hectárea. La Tabla 3 resume los datos estimados.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Tabla 3. Captura estimada de CO₂.

Sumidero		Fijación	Unidad
Leñoso		121,4	Ct C/ha/año
Cobertura verde		53	t C/ha/año
Suelo 1,5 veces	Leñoso	182,1	t C/ha/año
	Pradera	79,5	t C/ha/año
Total		436	t C/ha/año

La implementación de los biocorredores, permite materializar múltiples objetivos como ser:

- Ambientales: entre las más significativas, el aumento del arbolado nativo, la fijación de carbono, el mejoramiento de la calidad del aire, la amortiguación de inundaciones y el asentamiento de fauna silvestre (pequeña y mediana). Mediante la recuperación de espacios verdes y la restauración de áreas degradadas, que a lo largo de la Cuenca Matanza Riachuelo su suma representará un área significativa, siendo verdaderos oasis dentro de la gran superficie antropizada.
- Sociales: destacándose los aportes recreativo, interpretativo, científico, comprensivo y de aprendizaje, la mejora en la calidad de vida y en las relaciones entre la actividad antrópica y la naturaleza.

Dichas acciones son coincidentes directamente con algunos de los Objetivos de Desarrollo Sostenible como los que se considera a continuación:

- De lograr ciudades y asentamientos humanos que sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles (Objetivo 11), a través de la:
 - Meta 11 a: el apoyo de los vínculos económicos, sociales y ambientales positivos entre las zonas urbanas, periurbanas y rurales, fortaleciendo la planificación del desarrollo local, regional y nacional. Potencialmente medibles a través de la proporción de población residente en dichas urbes o lugares que aplican planes de

desarrollo urbano local que integren las proyecciones demográficas con las necesidades de recursos y servicios ecosistémicos.

- Meta 11 b: la implementación de políticas y planes integrados para promover la inclusión, el uso eficiente de los recursos, la mitigación del cambio climático, la adaptación a dicho cambio y la resiliencia ante desastres, desarrollando y poniendo en práctica la gestión integral de los riesgos de desastres a todo nivel, como en el ámbito de la Cuenca que es una llanura, con la protección y limpieza de las márgenes de los cursos de agua y las áreas de amortiguación de inundaciones.
- ▶ De adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos (Objetivo 13), mediante la:
 - Meta 13.2: la incorporación de medidas relativas al cambio climático en las políticas, estrategias y planes nacionales y locales, con la captura de los gases de efecto invernadero a través de los biocorredores.
 - Meta 13.3: el mejoramiento de la educación, la sensibilización y la capacidad humana y de las instituciones respecto al problema planteado, con la instalación en las áreas incorporadas al sistema de biocorredores, de centros de interpretación o cartelera indicativa sobre el tema en cuestión y los objetivos de las áreas, además de las visitas guiadas y estudios científicos realizados.
- ▶ De proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres (Objetivo 15), con la observancia de la:
 - Meta 15.1: conservando, restableciendo y usando sosteniblemente los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce y sus servicios, en particular los humedales de la Cuenca, con el aumento de la superficie de espacios verdes con el desarrollo de los biocorredores proporcionando lugares para la diversidad biológica terrestre y de agua dulce que forman parte de zonas protegidas, desglosada por tipo de ecosistema.
 - Meta 15.2: promoviendo que forman parte de zonas protegidas, desglosada por tipo de ecosistema, aumentando considerablemente la forestación y la reforestación a nivel local, con especies autóctonas.
 - Meta 15.5: adoptando medidas urgentes y significativas para reducir la degradación de los hábitats naturales, detener la pérdida de biodiversidad a nivel local y regional.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

- Meta 15.8: tomando medidas para prevenir la introducción de especies exóticas invasoras y reducir significativamente sus efectos en los ecosistemas terrestres y acuáticos.
- Meta 15.9: integrando los valores de los ecosistemas y la biodiversidad en la planificación, los procesos de desarrollo, las estrategias de reducción de la pobreza.

De esta manera la contribución de la Cuenca, al compromiso nacional para con el cambio climático, marca el rumbo a seguir para lograr cumplir con las metas propuestas y pretendidas.

BIBLIOGRAFÍA

ACUMAR (2019) Biocorredores nativos: basados en servicios ecosistémicos que contribuyen al saneamiento de la Cuenca Matanza Riachuelo. CABA: ACUMAR, Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia; San Martín: 3iA Universidad Nacional de San Martín; La Plata: Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet.

Burbano-Orjuela, Hernán. “El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria.” *Revista de Ciencias Agrícolas* 33.2 (2016): 117-124.

FAO, portal de suelos, <http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/sequestro-de-carbono-en-el-suelo/es/>

Fisher, Myles J., et al. “Another dimension to grazing systems: soil carbon.” *Tropical Grasslands* 41.2 (2007): 65.

Global Footprint Network, <https://www.footprintnetwork.org/>

Ley de presupuestos mínimos de adaptación y mitigación al cambio climático global.

Naciones Unidas, Argentina: <https://www.onu.org.ar/agenda-post-2015/>

Naciones Unidas, Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS): <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

Naciones Unidas, ODS, Objetivo 1: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/poverty/>

Naciones Unidas, Cambio Climático: <https://www.un.org/es/sections/issues-depth/climate-change/index.html>.

Papa Francisco (2015) Carta Encíclica Laudato si, del sobre el cuidado de la casa común .http://www.vatican.va/content/francesco/es/encyclicals/documents/papa-francesco_20150524_enciclica-laudato-si.html

Piers Blaikie, Terry Cannon, Ian David y Ben Wisner. Vulnerabilidad, en entorno social, político y económico de los desastres (1996).

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2019): Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27652/GEO6SPM_SP.pdf?sequence=6&isAllowed=y

SyADS (2019): Sistema Nacional de Inventario de Gases de Efecto Invernadero de Argentina. Procedimiento 3B1aii – Bosque Cultivado – Versión 00.

9.6

Proyecto de intervención y recomposición ambiental saladita norte

Anahi Escala, Walter Bejar, Eugenio Coconier, Liria Alonso

INTRODUCCIÓN

La Reserva La Saladita Norte está ubicada en el municipio de Avellaneda en la localidad de Dock Sud, provincia de Buenos Aires (Fig. 1). Se originó junto con la Saladita Sur a principios del siglo XX con las excavaciones realizadas para la construcción del Puerto de Dock Sud. A partir de la Ordenanza Municipal N° 13703 sancionada el 25 de octubre de 1999, quedó categorizada como “Zona de Reserva Ecológica”.

Esta Reserva está conformada por una antigua cava que estuvo durante muchos años abandonada y se había convertido en un lugar de arrojado de residuos y materiales de relleno tanto en el cuerpo de agua de la laguna como en sus márgenes.

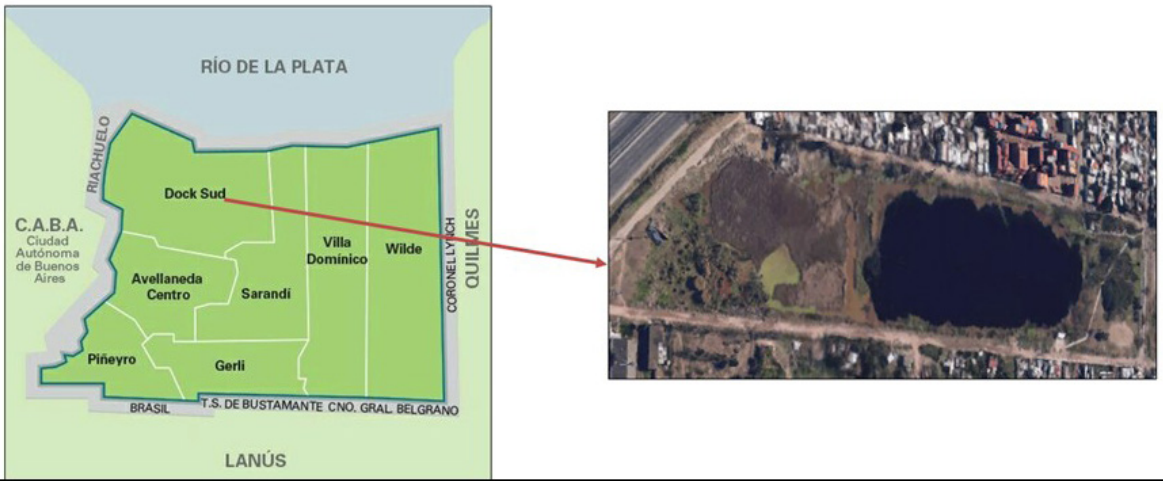


Figura 1. Ubicación geográfica de la Laguna Saladita Norte. Coordenadas: 34°39'55" Latitud Sur y 58°20'25" Longitud Oeste en la localidad de Sarandí, limitando al norte por la calle Manuel Ocantos, al este la Avenida Juan Díaz de Solís, al oeste la calle Morse y al sur con la colectora del «acceso sudeste».

OBJETIVO

La Dirección de Evaluación de Impacto Ambiental y Social (DEIAS) de ACUMAR, tiene entre sus misiones y funciones la recomposición ambiental con la finalidad de poder dar respuesta a la obligación legal dada por la Corte Suprema de Justicia de la Nación de recomponer el daño ambiental existente en la cuenca, satisfaciendo los objetivos fijados en la sentencia, para garantizar, de manera simultánea la mejora de calidad de vida de los habitantes, la recomposición del ambiente en todos sus componentes (agua, aire y suelo) y la prevención de daños con suficiente y razonable grado de predicción.

En este sentido, la DEIAS propone recomponer y desarrollar Ecosistemas Nativos que brinden servicios que contribuyan al Saneamiento de la Cuenca Matanza Riachuelo (CMR). Para el caso particular de Saladita Norte se propuso el desarrollo del Primer Humedal Urbano con intervención Técnico-Científico en el país a través de la puesta en valor y recomposición de la misma.

DESCRIPCIÓN

El área asignada para la intervención fue de 1.5 ha, del total de 3 ha que tiene el área alrededor de la laguna. La laguna presenta una biota acuática fitorremediadora que, según los estudios físico-químicos, autodepuran permanentemente las aguas a través de su capacidad para absorber, acumular y

metabolizar contaminantes, metales pesados o compuestos orgánicos. Esta capacidad remediadora es una gran propiedad benéfica para el ecosistema acuático de estas plantas. Un ejemplo de ellas son las elodeas (*Elodea canadensis* o Anacharis), Helechito de agua (*Azolla filiculoides*), Duraznillo de agua (*Ludwigia peploides*), Cola de zorro (*Ceratophyllum demersum*), Camalote (*Eichhornia crassipes*) y Redondita de agua (*Hydrocotyle bonariensis*), todas ellas presentes en el cuerpo de agua de la laguna.

Las jornadas de intervención se llevaron adelante en tres días realizando tareas de limpieza del espejo de agua y sus márgenes, plantación de especies nativas en los primeros metros, colocación de cartelería, realización de un mural y sembrado de semillas.

Durante la primera jornada de limpieza y con la colaboración de Prefectura Naval Argentina y las Cooperativas de limpieza de pasillos y márgenes de ACUMAR se extrajeron 6 autos del cuerpo de agua, además, de varios residuos voluminosos (Fig. 2). Por otro lado, se realizó la limpieza de la sirga y ribera recolectando un total de 210 tn de residuos con 18 camiones volcadores y 2 camiones almejas que luego se trasladaron al Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE).

Figura 2. Uno de los seis autos sacado de la laguna con la retro pala.



Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Durante la siguiente jornada, se plantaron herbáceas en los bordes y áreas riparias y árboles en los alrededores de la Laguna, entre ellos 30 Ceibos (*Erythrina crista-galli*) y 30 Fumo bravo (*Solanum granuloso-leprosum*) (Fig. 3).



Figura 3. Proceso de plantación de herbáceas.

Asimismo, durante la jornada de plantación de nativas, se colocó la Cartelería indicativa de la Reserva y carteles alrededor de la laguna para informar acerca de sus especies y su importancia ecológica.

En la última jornada, se realizó el sembrado de semillas de Cebadilla criolla (*Bromus unioloides*) en donde la ribera se encontraba desprovista de vegeta-

ción. Luego, se agregó una mezcla de tierra negra con chipeado para mejorar la fertilidad del suelo y favorecer el crecimiento de las plantas y semillas.

TRABAJO DE INVESTIGACIÓN SOBRE LA BIODIVERSIDAD EN SALADITA NORTE

En la actualidad, la Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV), con su equipo del Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BioGeA) dirigido por el Dr. Javier Muzón, está llevando a cabo el trabajo técnico científico de evolución de especies macrófitas y monitoreo de calidad a través de bioindicadores biológicos, como son las libélulas. Se ha comprobado que estos odonatos son buenos indicadores de la biodiversidad de una zona, y también aportan información muy importante sobre el estado de conservación de los hábitats. La relación de los adultos, las larvas o ninfas con el medio acuático, aportan una gran información sobre la calidad del agua de humedales o cursos de agua.

El monitoreo de la evolución de la laguna y su capacidad autodepuradora a lo largo del tiempo a través de la medición de parámetros físico químicos es importante para establecer el grado de biorremediación alcanzado. Una vez que se tengan resultados promisorios sobre la funcionalidad de la matriz de autodepuración de las aguas mediante las distintas interacciones entre las macrófitas presentes, se pretende replicar en humedales de la Cuenca.

Esto se complementa con el trabajo de monitoreo de la calidad del agua superficial y sedimentos llevado adelante por la Coordinación de Calidad Ambiental de ACUMAR, en tres puntos de monitoreo de Saladita Norte, siguiendo la evolución hídrica de veinte parámetros físico-químicos y biológicos desde el año 2013.

RESULTADOS

La intervención fue realizada durante el mes de agosto 2019, en invierno, por lo tanto, los resultados de todas las actividades llevadas adelante se verán en los meses de primavera-verano de 2020/2021.

El equipo de la UNDAV comenzó los trabajos de investigación durante octubre de 2019. Se realizó un inventario específico de hidrófitas y plantas riparias y un inventario preliminar de especies del orden odonata. Respecto a los muestreos cuantitativos fueron realizados en los meses de noviembre y diciembre de 2019.

La última visita realizada a la laguna por parte del equipo de ACUMAR fue en febrero de 2020 donde se observó un cambio considerable del paisaje debido al crecimiento de los árboles y herbáceas plantadas. También se observaron

insectos, aves y tortugas en la laguna que no se veían antes de la intervención, y el crecimiento del pasto sembrado cuidado por parte de los vecinos que se encuentran rodeando la laguna.

Falta aún continuar con los estudios por parte de la Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV), y los cursos acordados por convenio para los vecinos de la zona, la colocación del *guardarail* para protección de la laguna sobre la calle Juan Díaz de Solís y la nueva cartelería informativa que se ha deteriorado.

CONCLUSIONES

La biodiversidad posee un valor intrínseco independiente de las necesidades de los seres humanos. Además, el ser humano le asigna valores intangibles, como son los valores éticos, estéticos, recreativos, culturales, educativos y científicos, así como generadores de bienes y servicios ecosistémicos.

Asimismo, constituye el sustento de la mayoría de las actividades humanas y la base de una gran variedad de bienes y servicios ambientales que contribuyen al bienestar social. Provee materias primas, alimentos, agua, medicamentos, materiales para la construcción, combustibles, entre muchos otros y también aporta servicios ecosistémicos relacionados con la regularización del clima, la fijación de CO₂, la recuperación de la fertilidad del suelo, la amortiguación de las inundaciones y la descomposición de residuos.

Con esta visión y la búsqueda de la recuperación ambiental de la Cuenca Matanza Riachuelo, la laguna Saladita Norte como humedal urbano y dado el valor agregado de los servicios ecológicos de soporte y regulación que brinda a la población, constituye un ecosistema estratégico, tanto para el municipio como para la región.



Figura 4. Saladita Norte luego de 6 meses de la intervención de ACUMAR

BIBLIOGRAFÍA

- Ministerio de Medio Ambiente de la República Argentina(2020). Estrategia Nacional sobre la Biodiversidad. Plan de Acción 2016-2020.
- Muzón, J. y otros (2019). Monitoreo de la biodiversidad acuática y salud ambiental de la laguna Saladita Norte, Municipio de Avellaneda. Protocolo Complementario al Convenio Marco de Colaboración y Cooperación entre ACUMAR y UNDAV.

9.7

Uso de libélulas para el monitoreo de la biodiversidad acuática y salud ambiental de la laguna saladita norte, municipio de Avellaneda, Buenos Aires, Argentina

Javier Muzón, Federico Lozano, Lucas Granato,
Alejandro del Palacio, Lia Soledad Ramos

INTRODUCCIÓN

El avance de la trama urbana sobre territorios naturales genera un profundo proceso de modificación ambiental que tiene como resultado la fragmentación y la homogeneización de ecosistemas y la consiguiente disminución de su biodiversidad.

Las ciudades pueden ser entendidas como ecosistemas específicos que ofrecen servicios ecológicos a través de sus áreas verdes y azules (ambientes acuáticos, humedales). Estas áreas, con mayor o menor grado de alteración o aislamiento, y a modo de parches o fragmentos, representan parcialmente lo que en el pasado integró una gran región natural. La restauración y conservación de estos parches ofrece la oportunidad de restituir o preservar la calidad ambiental local, necesaria para el mantenimiento de servicios ecológicos básicos.

Hoy en día, la escasez de áreas naturales urbanas las convierte en áreas claves para el mantenimiento y mejora de la calidad de vida de la población. Su restauración, conservación y protección son tareas de enorme importancia que requieren la integración de diversos niveles gubernamentales junto a actores sociales y productivos.

Las ciudades modernas tienden a albergar diferentes tipos de humedales, tanto naturales como modificados y artificiales. En términos generales, la urbanización tiende a su homogeneización, por lo que es esperable que, en una región determinada, aquel humedal ubicado dentro de una matriz urbana exhiba menores valores de biodiversidad que uno similar, ubicado en áreas rurales o naturales, con menor grado de antropización. En este sentido, una baja tasa de recambio (diversidad beta) entre ambos indicará una mayor similitud entre ellos, lo que permitirá asumir una menor afectación de origen antrópico en el humedal urbano.

La mayoría de los grandes grupos de organismos acuáticos son capaces de habitar humedales urbanos, excluyendo aquellos con mayor sensibilidad a impactos generados por contaminación química, homogeneización del hábitat o por ser grupos altamente estenoicos (Muzón et al., 2019). Esto significa que, si se generan las condiciones ambientales adecuadas, la mayoría de los principales componentes de la biodiversidad regional podrán desarrollarse en los espacios azules urbanos. Debe considerarse, sin embargo, que en todo grupo de nivel taxonómico superior, de nivel orden o familia, una proporción de sus especies serán generalistas y presentarán mayor tolerancia a las alteraciones antrópicas (e.g., especies sinantrópicas). Su presencia en un humedal urbano no indicará, necesariamente, buena calidad ambiental.

Si bien es sabido que el desarrollo urbano afecta negativamente a los humedales naturales, reduciendo su número, tamaño y heterogeneidad, es ocasiones también genera un aumento local en la disponibilidad de humedales artificiales. Estos humedales artificiales pueden llegar a mitigar, parcialmente, la pérdida o disminución de la biodiversidad (Schnack et al. 2000; Kadoya et al. 2004; Fontanarrosa et al. 2009; Holtmann et al. 2018). Si estos ambientes artificiales no son adecuadamente gestionados desde el punto de vista ambiental (e.g., baja calidad del agua, ausencia o reducción de la vegetación nativa, rectificación de riberas, incorrecta disposición de residuos, etc) solo ofrecerán hábitat para especies autóctonas generalistas o sinantrópicas y especies exóticas invasoras (Goertzen & Suhling, 2013).

El municipio de Avellaneda integra el ámbito geográfico conocido como Pampa Ondulada, en el noroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. La ciudad de Avellaneda, con una larga historia de desarrollo industrial, se desarrolla parcialmente sobre la planicie costera bonaerense, una franja inun-

dable de ancho variable que se extiende en forma paralela a la costa del Río de la Plata hasta aproximadamente la cota de 5 msnm (Figura 1). Dadas las características ambientales y la historia natural de la planicie de inundación en ella se desarrolla un complejo sistema de humedales de notable valor ambiental, destacándose áreas naturales de gran valor ambiental con juncales, bañados y bosques ribereños, todos ellos con una elevada biodiversidad. Este complejo de humedales brinda una importante cantidad de servicios ecosistémicos indispensables para mantener la calidad de vida de la población. Asimismo, estos ambientes costeros integran un corredor verde que transcurre a lo largo de aproximadamente 150 km sobre el margen derecho del Río de la Plata, desde el Delta hasta los partidos de Magdalena y Punta Indio. Estos ambientes se han diferenciado en el último siglo debido a los distintos usos de la tierra a que han sido sometidos, como por ejemplo la producción de vinos y frutales, rellenos sanitarios y urbanizaciones.

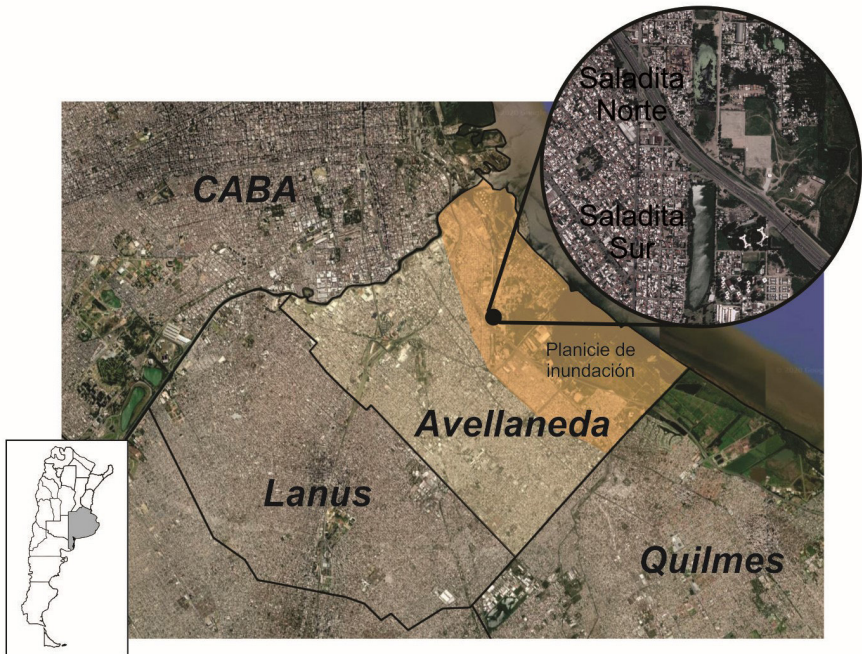


Figura 1. Ubicación del partido de Avellaneda. Planicie de inundación y ubicación de las lagunas Saladita Norte y Sur (CABA: Ciudad Autónoma de Buenos Aires)

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

En la actualidad, en Avellaneda persisten sobre su planicie de inundación áreas de notable valor biológico que corresponden al albardón costero ubicado al sur del canal Santo Domingo y a lagunas de origen antrópico como la Saladita Sur y la Saladita Norte (Figura 1).



Figura 2. Laguna Saladita Norte, Avellaneda. Vista Norte.



Figura 3. Laguna Saladita Norte, Avellaneda. Vista Sur.

La laguna Saladita Norte, en particular (Figuras 2-3) es un humedal de origen antrópico, que data de fines del siglo XIX. Fue excavado como parte de la construcción del Canal Dock Sud. Tanto la Saladita Norte como la Saladita Sur, representan lagunas artificiales actualmente aisladas, que reciben sus principales aportes de las precipitaciones y el agua subterránea. La laguna Saladita Norte, por su ubicación, y dado el valor agregado de los servicios ecológicos de soporte y regulación que brinda a la población, constituye un ecosistema estratégico, tanto para el municipio como para la región.

OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es la determinación del estado de salud ambiental de la laguna Saladita Norte de acuerdo al comportamiento de la taxocoenosis de libélulas (Insecta: Odonata) luego de las tareas de limpieza y plantación de autóctonas realizada por ACUMAR a fines de Agosto de 2019.

Se utilizaron especies de Odonata por su representatividad regional y alta sensibilidad a las principales características ambientales acuáticas y terrestres del área. Los odonatos, conocidos como aguaciles o libélulas, presentan atributos biológicos y un nivel de conocimiento local que los hace excelentes candidatos para ser utilizados como monitores de calidad ambiental (BioGeA, 2017).

La salud ambiental de un humedal puede estimarse mediante el cálculo de la riqueza específica de las libélulas en cada ecosistema. Conociendo el número de especies registradas en el área de referencia se establecen umbrales de acuerdo al nivel de riqueza esperado en cada humedal según su salud ambiental. Por otra parte, y con el fin de evaluar la importancia de un humedal en términos de su valor de conservación, las especies se podrán distinguir de acuerdo a su nivel de rareza; de este modo los humedales que alberguen mayor cantidad de especies raras serán más susceptibles a cambios en el ambiente y, por lo tanto, objeto de medidas de conservación más rigurosas.

Con el objeto de evaluar los efectos de las tareas de restauración en la laguna Saladita Norte se realizó un monitoreo sobre la biodiversidad local y se compararon sus niveles de riqueza con inventarios preliminares de humedales comparables en el ámbito del municipio (Ramos et al., 2016; Weigel Muñoz et al., 2019).

METODOLOGÍA

Los muestreos de adultos de Odonata se realizaron con redes aéreas y binoculares de corta distancia de enfoque, días soleados en el horario de 10 a 14 hs. Los muestreos cualitativos contemplaron la captura de individuos y su

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

posterior identificación a nivel específico en laboratorio. Los ejemplares recolectados se fijaron mediante una inyección con alcohol 96% y luego fueron deshidratados con sílica gel; una vez secos se guardaron en sobres plásticos. Se seleccionaron ejemplares voucher preservados en alcohol etílico absoluto para futuros estudios moleculares. Todos los ejemplares fueron depositados en la colección del Laboratorio de Biodiversidad y Genética Ambiental (BioGeA) de la Universidad Nacional de Avellaneda.

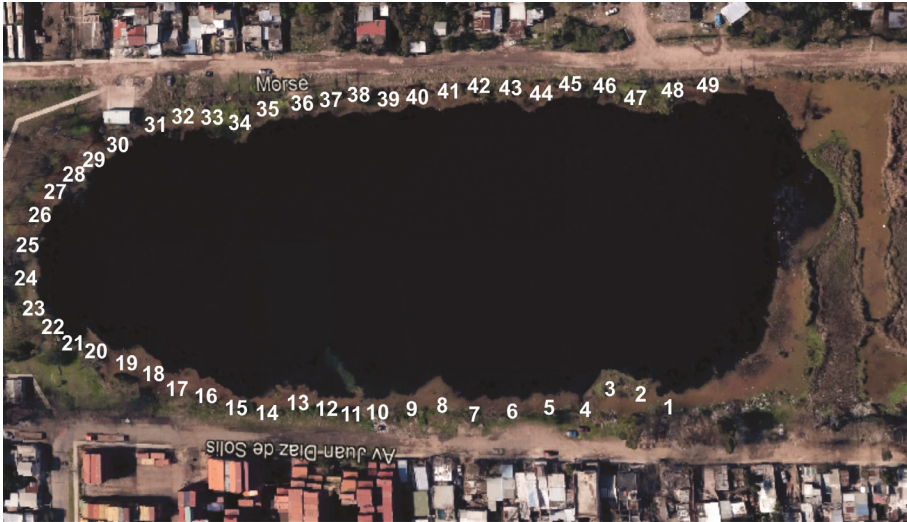


Figura 4. Laguna Saladita Norte, Avellaneda. Subdivisión de la línea de costa accesible en secciones de 10 metros.

Para los muestreos cuantitativos se procedió a dividir el perímetro accesible de la laguna en 49 secciones (Figura 4) de 10 metros de longitud, en cada fecha de muestreo se seleccionan al azar, mediante un generador de números aleatorios, 10 transectas donde se procede al conteo de los ejemplares adultos observados (Figura 5). Se realizaron, además, muestreos complementarios de larvas de Odonata y el resto de órdenes de insectos acuáticos en la carpeta flotante de hidrófitas (Figura 6). Estos muestreos complementarios se realizaron con red D-net y coladores de malla fina (Figura 7) en tres sectores de la laguna con tres réplicas.



Figura 5. Laguna Saladita Norte, Avellaneda. Muestreo cuantitativo de adultos de odonatos.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura



Figura 6. Laguna Saladita Norte, Avellaneda. Vegetación ribereña y carpeta flotante.

Figura 7. Laguna Saladita Norte, Avellaneda. Muestreo complementario de insectos acuáticos.



Se determinaron las siguientes variables ambientales: contorno de la laguna, tipo de costa (pendiente, material, etc), porcentaje de línea de costa con sombra; porcentaje de cobertura de la vegetación riparia, proporción de vegetación nativa y exótica; parámetros físico-químicos del agua (pH, temperatura, conductividad eléctrica, porcentaje de oxígeno disuelto, sólidos en suspensión). Las variables físico-químicas se determinarán mediante el uso de una sonda multiparamétrica Horiba U-50 y medidor de NO₃ Horiba B-74x.

Se realizaron seis muestreos cuantitativos (14 Nov 2019; 12 Dic 2019; 3 Ene 2020; 23 Ene 2020; 13 Feb 2020; 5 Mar 2020), todos posteriores a la intervención. El programa de muestreos fue suspendido debido al aislamiento social, preventivo y obligatorio decretado a partir del 20 de marzo por el gobierno nacional en respuesta a la pandemia de COVID 19.

Debido a que la intervención de ACUMAR se realizó durante el invierno, antes de la época de vuelo de los odonatos, no fue posible hacer una comparación con la situación previa de la taxocoenosis. Por tal razón se precedió a evaluar la diversidad de odonatos en relación a la información disponible sobre la biodiversidad de odonatos en el partido de Avellaneda (BioGeA 2017; Ramos et al., 2016; Weigel Muñoz et al., 2019).

RESULTADOS

Se obtuvieron los inventarios específicos preliminares de hidrófitas y plantas ribereñas y odonatos (Anexo). Con respecto al orden Odonata, se registraron 26 especies reunidas en tres familias y 15 géneros. Algunas de las especies previamente citadas en Avellaneda son de probable ocurrencia en la Saladita Norte pero no han sido registradas hasta el momento probablemente debido al tipo de muestreo (e.g., especies crepusculares) o la ausencia de hábitats específicos en el área de la laguna (e.g., charcas temporarias o pequeños arroyos).

Desde el inicio del monitoreo se registró un incremento de casi 100% de las especies de Odonata entre principios y fines de verano. Es evidente el aumento sostenido de la riqueza específica a lo largo del estudio, observándose a fines del verano una captura del 50% de la biodiversidad del partido (Figura 8).

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

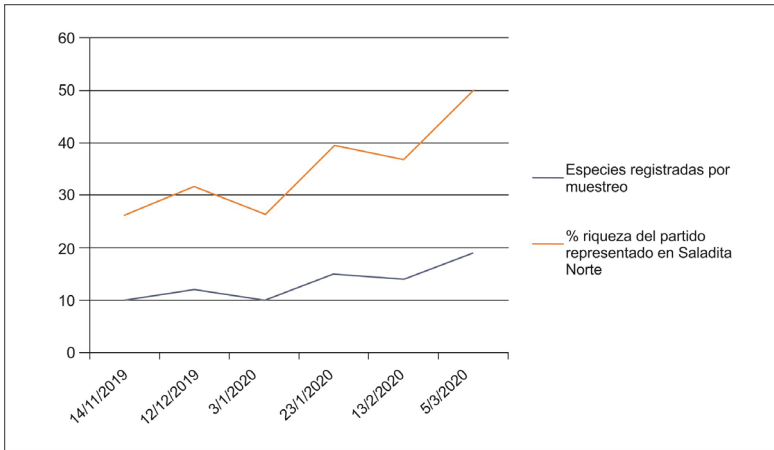


Figura 8. Evolución de la riqueza específica de Odonata en la laguna Saladita Norte y el porcentaje de especies registradas para el partido de Avellaneda en Saladita Norte.

Este incremento puede deberse a múltiples factores, como por ejemplo la mejora de las condiciones ambientales y el avance de la época de vuelo de los adultos de la mayoría de las especies de la región (especies de verano, con baja sincronización estacional). Dado que existen variaciones respecto a la duración de las épocas de vuelo, pueden existir solapamientos o exclusiones de varias especies a lo largo de una temporada (primavera – verano). Si bien, un porcentaje del incremento observado puede deberse a este factor, merece destacarse que varias de las especies registradas en febrero-marzo ya habían iniciado su época de vuelo en diciembre en otros humedales del partido de Avellaneda.

En particular, el registro de *Acanthagrion lancea*, *Homeoura chelifera*, *Oxyagrion terminale*, *Ischnura capreolus*, *Micrathyria longifasciata*, *M. hypodidyma* y *Erythrodiplax media* (Figuras 9 – 16) no pueden explicarse por el inicio tardío de la época de vuelo en el verano ya que estas mismas especies fueron registradas por el equipo de trabajo del BioGeA a partir de noviembre de ese año en distintos humedales de la Reserva Costera Municipal de Avellaneda, a pocos cientos de metros de la Saladita Norte.



Figura 9. Macho de *Acanthagrion lancea* (Coenagrionidae).



Figura 10. Macho de *Oxyagrion terminale* (Coenagrionidae)



Figura 11. Macho de *Homeoura chelifera* (Coenagrionidae)



Figura 12. Macho de *Ischnura capreola* (Coenagrionidae).



Figura 13. Hembra de *Ischnura capreola* (Coenagrionidae).



Figura 14. Macho de *Micrathyria longifasciata* (Libellulidae).



Figura 15. Macho de *Micrathyria hypodidyma* (Libellulidae).



Figura 16. Macho de *Erythrodiplax media* (Libellulidae).

CONCLUSIONES PRELIMINARES

La eficacia de los odonatos como monitores se debe a que sus especies, y las taxocoenosis que estas integran, son sensibles a los cambios de paisaje, a alteraciones de la estructura de los ambientes que habitan y las condiciones

físico-químicas del agua. Los odonatos responden rápidamente al cambio ambiental, pudiendo colonizar ambientes favorables en poco tiempo o retirarse cuando ya no lo son. Por esta razón podemos evaluar tanto la disminución de la calidad ambiental como su aumento, comparando el elenco específico en relación a una situación anterior o prístina (Muzón *et al.*, 2019).

Los resultados obtenidos indican preliminarmente que el estado de salud ambiental de la laguna Saladita Norte ha mejorado desde el inicio del monitoreo, luego de la intervención realizada, y que en comparación con ecosistemas similares su salud ambiental es notablemente superior.

El registro de nueve nuevas especies de Odonata para el partido de Avellaneda significa un notable incremento para un humedal urbano, mucho más si consideramos que el inventario registrado para la laguna Saladita Sur incluye solo ocho especies (Ramos *et al.*, 2016). Ambas lagunas tienen la misma edad y génesis, y similar superficie y profundidad. En la actualidad, se observan diferencias en la gestión de algunas variables ambientales, como por ejemplo, la eliminación de la vegetación pleustónica para la práctica de canotaje en la Saladita Sur y el control de la vegetación marginal. Estas diferencias son evidentes al comparar las taxocoenosis de odonatos, que muestran un incremento de más del 300% en la riqueza específica de la Saladita Norte versus la Sur. Quizá no sea aventurado suponer que una parte importante de esta diferencia en la riqueza específica es causada por el aumento de la heterogeneidad ambiental generado por la intervención de ACUMAR, en especial por el aumento de la diversidad vegetal en los márgenes de la laguna y de la superficie de la carpeta flotante, lo que resulta en el aumento de disponibilidad de nuevos micro-hábitats.

Finalmente, merece destacarse la presencia en Saladita Norte de *Acanthagrion cuyabae*, *Erythrodiplax pallida* y *E. paraguayensis*, lo que constituye, además de nuevos registros para Avellaneda, los registros más australes de cada una de estas especies (Figuras 17-19).



Figura 17. Macho de *Acanthagrion cuyabae* (Coenagrionidae).



Figura 18. Macho de *Erythrodiplax pallida* (Libellulidae).



Figura 19. Macho de *Erythrodiplax paraguayensis* (Libellulidae)

Acanthagrion cuyabae y *E. paraguayensis* son especies típicas de humedales de tipo léntico, tanto permanentes como temporarios, de presencia regular o abundante en las provincias de Corrientes, Chaco, Santa Fe y Entre Ríos. *Erythrodiplax*

pallida, por el contrario, es una especie rara con escasos y esporádicos registros en la Argentina en ambientes asinatópicos de los Esteros del Iberá y el Bajo Delta del Paraná (del Palacio & Muzón, 2016); su presencia en un humedal urbano como la Saladita Norte, a más de 100 km al sur de la localidad más austral conocida para la especie, es un registro inesperado y notable. Su presencia indica un grado de salud ambiental elevado debido a que es una especie catalogada como rara y asinatópica, que solo ha sido registrada anteriormente en humedales prístinos o con muy bajo impacto anatópico (del Palacio & Muzón, 2016).

BIBLIOGRAFÍA

- BioGeA 2017. Indicadores de Salud Ambiental. Las libélulas como indicadores de calidad ambiental en humedales de Avellaneda. Cuadernillo, 33 pp.
- delPalacio, A. & J. Muzón. 2016. Redescription of *Erythrodiplax pallida* (Needham, 1904) (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology* 19 (1–2): 23–30. <http://dx.doi.org/10.1080/13887890.2016.1143408>
- Fontanarrosa MS, Collantes MB, Bachmann AO (2009) Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. *J Insect Sci* 9:1–17. <https://doi.org/10.1673/031.009.1001>
- Goertzen D. y F. Suhling (2013) Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *J Insect Conserv* 17:399–409. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9522-z>
- Kadoya T, Suda SI, Washitani I (2004) Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecol Res* 19:461–467. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2004.00659.x>
- Muzón, J., L.S. Ramos & A. del Palacio. 2019. Chapter 14. Urban Aquatic Insects. En: K. Del-Claro & R. Guillermo (eds.), *Aquatic Insects*, pp 349-364. Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-3-030-16327-3_14
- Ramos, L., F. Lozano & J. Muzón. 2016. Odonata Diversity and Synantrophy in Urban Areas: A Case Study in Avellaneda City, Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology*. DOI: 10.1007/s13744-016-0443-5.
- Schnack JA, De Francesco FO, Colado UR, Novoa ML, Schnack EJ (2000) Humedales anatópicos: Su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. *Ecol Austral* 10:63–80.
- Weigel Muñoz, S., L. Ramos y J. Muzón. 2019. La Reserva Costera Municipal de Avellaneda (Buenos Aires, Argentina), una nueva área protegida dedicada al estudio de los odonatos. *Hetaerina* 1: 12-14.

ANEXO

INVENTARIO ESPECÍFICO DE HIDRÓFITAS Y PLANTAS RIBEREÑAS EN LA LAGUNA SALADITA NORTE

Nombre científico	Nombre vulgar
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Lagunilla
<i>Androtrichum giganteum</i>	--
<i>Asclepias curassavica</i>	Flor de sangre, algodoncillo
<i>Azolla filiculoides</i>	Helechillo de agua
<i>Canna glauca</i>	Achira amarilla
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Cola de Zorro
<i>Conium maculatum</i>	Cicuta
<i>Cyperus eragrostis</i>	Sombrilla
<i>Dipsacus fullonum</i>	Cardencha
<i>Eichhornia crassipes</i>	Lirio Acuatico
<i>Eryngium paniculatum</i>	Serrucheta, Caraguata
<i>Erythrina crista-galli</i>	Ceibo
<i>Galega officinalis</i>	Galega o Ruda cabruna
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	Redondita de agua
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Redondita de agua
<i>Iris pseudacorus</i>	Lirio amarillo
<i>Jaborosa integrifolia</i>	Flor de sapo
<i>Ludwigia peploides</i>	Duraznillo de agua
<i>Melilotus indica</i>	Meliloto amarillo
<i>Nerium oleander</i>	Adelfa, Laurel de flor, rosa laurel
<i>Nicotiana longifolia</i>	Tabaquillo, Flor de Sapo
<i>Salix sp.</i>	Sauce
<i>Schoenoplectus californicus</i>	Junco
<i>Senecio vulgaris</i>	Senecio común, flor amarilla
<i>Solanum chenopodioides</i>	Yerba Mora, Hierba mora, Hierba buena
<i>Solanum sisymbriifolium</i>	revientacaballos o espina colorada
<i>Solanum glaucophyllum</i>	Duraznillo Blanco
<i>Tessaria integrifolia</i>	Aliso de río
<i>Typha latifolia</i>	Totora
<i>Vervena bonaerensis</i>	Verbena

INVENTARIO ESPECÍFICO PRELIMINAR DEL ORDEN ODONATA EN LA LAGUNA SALADITA NORTE

El presente Inventario preliminar ha sido confeccionado sobre la base de las observaciones y capturas realizadas en los muestreos cuali y cuantitativos. Se incluyen además especies citadas anteriormente para el área de estudio (BioGeA 2017; Ramos et al., 2016; Weigel Muñoz et al., 2019) y de probable ocurrencia en la laguna Saladita Norte.

SUBORDEN ZYGOPTERA

Familia Coenagrionidae

Acanthagrion cuyabae (++)

Acanthagrion lancea

Argentagrion ambiguum

Cyanallagma bonariense

Homeoura chelifera (+)

Ischnura capreolus

Ischnura fluviatilis

*Oxyagrion rubidum**

Oxyagrion terminale

Telebasis willinki

Familia Lestidae

Lestes spatula *

Lestes undulatus *

SUBORDEN ANISOPTERA

Familia Libellulidae

Brachymesia herbida *

Brachymesia furcata

Erythemis attala (+)

Erythemis peruviana

Erythemis plebeja

*Erythemis vesiculosa**

Erythrodiplax melanorubra (+)

Erythrodiplax nigricans

Erythrodiplax corallina *

Erythrodiplax media (+)

Erythrodiplax pallida (++)

Erythrodiplax paraguayensis (++)

Erythrodiplax umbrata *
Miathyria marcella
Micrathyria hypodydima
Micrathyria longifasciata (+)
Orthemis ambinigra *
Orthemis nodiplaga (+)
Pantala flavescens
Perithemis icteroptera
Perithemis mooma *
Planiplax erythropyga *
Tauriphila risi *
Tremea cophysa *
Familia Aeshnidae
Rhionaeschna absoluta *
Rhionaeschna bonariensis
Rhionaeschna confusa
Rhionaeschna planaltica *
Triacanthagyna nympha *

(*) Especies citadas para el partido de Avellaneda y de probable ocurrencia en la laguna Saladita Norte; (+) nuevos registros para el partido de Avellaneda de especies presentes en la región; (++) nuevos registros para el partido de Avellaneda, los registros más australes de cada especie.

PARTE B

Características de la cuenca del río Reconquista: aspectos geográficos y ambientales

Gabriel O. Basílico

El Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) es un territorio heterogéneo y complejo atravesado por un gran número de cursos de agua, entre los que se destacan los ríos Luján, Reconquista y Matanza-Riachuelo. En este capítulo se describirán algunas características del río Reconquista y su cuenca de drenaje. La densidad de población, los usos del suelo, la flora y fauna presentes y la calidad de las aguas superficiales, entre otras características, permiten distinguir dos sectores marcadamente diferentes dentro de la cuenca: la cuenca alta, que aún conserva similitudes con el paisaje original de llanura Pampeana (Fig. 1) y las cuencas media y baja, sector completamente urbanizado y modificado (Fig. 2).

Se pone de relieve la necesidad de preservar los valores biológicos, paisajísticos y culturales de la cuenca alta, pero también la posibilidad de remediar y rehabilitar los ambientes de las cuencas media y baja.



Figura 1. Cuenca alta del río Reconquista.

Figura 2. Cuenca baja del río Reconquista.



ASPECTOS GEOGRÁFICOS

Ubicación y límites

La cuenca del río Reconquista (Fig. 3) se ubica íntegramente en el territorio de la Provincia de Buenos Aires (PBA), Argentina, abarcando una superficie de aproximadamente 1758 km² ¹. La cuenca limita hacia el noroeste con la cuenca del río Luján, hacia el sudeste con la cuenca del río Matanza-Riachuelo, hacia el sudoeste con la cuenca del río Salado y hacia el noreste con el bajo Delta del Río Paraná. Se halla conformada por 18 partidos del AMBA.

El territorio de la cuenca puede subdividirse en tres sectores, cuenca alta, media y baja (Fig. 3). La cuenca alta es un sector netamente rural con un único núcleo urbano de importancia, correspondiente a la ciudad de General Rodríguez del partido homónimo. Las cuencas media y baja se hallan caracterizadas por una densidad de población mucho mayor, con un uso del suelo predominantemente residencial, comercial e industrial.

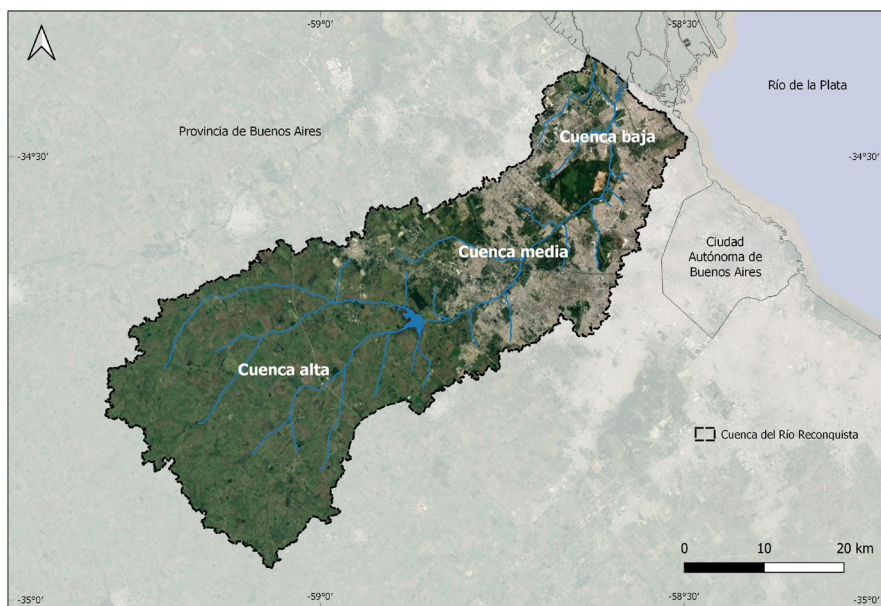


Figura 3. Cuenca del río Reconquista, Provincia de Buenos Aires, Argentina. El trazado de los límites de la cuenca fue realizado mediante algoritmos de geoprocesamiento del programa *QGIS 3.12.3-București with Grass 7.8.3*, tomando como base Modelos de Elevación Digital con resolución de 30 m disponibles en la plataforma MDE-Ar del Instituto Geográfico Nacional (<https://www.ign.gov.ar/NuestrasActividades/Geodesia/ModeloDigitalElevaciones/Busqueda>). Fuente de imágenes satelitales: Google Satellite.

¹ GEOINFRA.<http://www.geoinfra.minfra.gba.gov.ar/index.php>. Consultado en septiembre 2020.

Clima

De acuerdo a la clasificación de Köppen, la región se halla caracterizada por un clima templado húmedo, con una temperatura media anual de 17 °C y una precipitación media anual de aproximadamente 1100 mm.

El otoño y la primavera presentan días con temperaturas agradables y noches frescas o frías. El verano es cálido y húmedo, con algunas olas de calor. En invierno predominan condiciones de clima entre templado y frío, con nieblas y heladas. El mes más cálido es enero y el más frío es julio, con temperaturas medias de 23 °C y 11 °C, respectivamente (Borthagaray, 2002). En las cuencas media y baja la temperatura media puede resultar algunos grados superior debido al efecto de isla de calor, situación observada en menor grado en la cuenca alta, debido a la escasa superficie urbanizada.

La precipitación se distribuye de manera homogénea a lo largo del año (régimen isohigro), no obstante, existen algunas diferencias entre el verano, más húmedo, y el invierno, más seco. Los extremos climáticos se producen durante los fenómenos de “El Niño”, durante el que se registran lluvias torrenciales, y de “La Niña”, caracterizado por sequías (Iriondo, 1995).

En la región se registran dos vientos característicos, el Pampero Húmedo y la Sudestada. El primero se presenta normalmente acompañado de lluvias y tormentas eléctricas que provocan inundaciones de corta duración; es un viento fresco que puede tener velocidades superiores a los 40 km/h. La Sudestada es un viento proveniente del SE, caracterizado por una temperatura más baja y alta humedad relativa. Localmente, las sudestadas afectan el drenaje de las aguas del río de la Plata y sus principales afluentes dentro del AMBA, entre ellos los ríos Reconquista y Luján. Como resultado, el escurrimiento de estos ríos se ralentiza debido al efecto de embalsamiento que provoca el viento sobre las aguas, con el correspondiente anegamiento de las zonas bajas de ríos y arroyos (Pereyra, 2004).

Hidrología superficial

La cuenca se extiende sobre la Pampa Ondulada, una subregión de llanura Pampeana comprendida entre los ríos Paraná y Salado. El relieve característico de la región es suavemente ondulado, con presencia de ríos, arroyos y cañadas. Las pendientes son bajas, con un relieve prácticamente plano en el sector más alto de la cuenca. Es allí donde pueden encontrarse gran cantidad de pequeños bañados, depresiones del terreno que almacenan agua de manera transitoria y forman parte de los humedales característicos de la llanura.

El río y sus afluentes con típicos cursos de agua de llanura, sinuosos y caracterizados por bajas velocidades de corriente. El caudal base del río es bajo, entre 2 y 20 m³/s (Nader, 2015). Debido al relieve plano, el movimiento pre-

dominante del agua es vertical, mediante la evapotranspiración e infiltración y en detrimento del escurrimiento superficial hacia una red de drenaje (Pereyra, 2004). El río Reconquista es el curso de agua principal de la red de drenaje y comienza su recorrido a partir de la descarga de los vertederos de la presa de embalse Ing. C. Roggero, para desembocar en el río Luján unos 55 km aguas abajo. A lo largo de su recorrido el río recibe el aporte hídrico de varios afluentes, entre los que se destacan por su caudal los arroyos Las Catonas y Morón en la cuenca media. El río y algunos de sus afluentes también reciben un caudal hídrico importante desde distintas plantas depuradoras de líquidos cloacales (PDLC) que reciben aguas residuales desde áreas urbanas y suburbanas.

Geología

La región pampeana es una extensa planicie en la cual afloran sedimentos eólicos cuaternarios, parcialmente retrabajados por acción fluvial. La superficie es llana a ligeramente ondulada y refleja la deflación eólica y la acumulación de sedimentos limo-arenosos y limo-arcillosos de procedencia volcánica, durante el Cenozoico tardío (Zárate, 2003).

En la cuenca afloran sedimentos “pampeanos” y “post-pampeanos”. Dentro de los primeros se distinguen la Formación Ensenada, más profunda, y la Formación Buenos Aires, suprayacente a la anterior. En el AMBA, la Fm. Ensenada tiene espesores que oscilan entre 7 y 40 m, siendo el espesor más frecuente 20-25 m. La Fm. Buenos Aires tiene un espesor medio de aproximadamente 7 m y conforma el tope de la planicie loésica, salvo en los sectores en los que se halla cubierta por sedimentos post-pampeanos. En algunos cursos de agua afloran concreciones calcáreas denominadas “tosca”, que son difícilmente erosionables y por lo tanto generan pequeños resaltos en los cauces. Tanto la tosca como la arcilla y los limos presentes en el suelo y subsuelo son extraídos para diversos usos como la producción de ladrillos y la construcción de caminos (Pereyra, 2004).

El principal recurso hídrico subterráneo de la región es el acuífero Puelche, del cual extrae agua para usos domésticos, comerciales e industriales. Por encima de este acuífero existe otro denominado Pampeano, un acuífero libre alimentado localmente por las precipitaciones y del cual también se extrae agua. En sectores que no cuentan con redes de agua corriente la provisión de agua suele realizarse mediante perforaciones en cada vivienda, mientras en algunos sectores alejados del río de la Plata que cuentan con el servicio de agua corriente, las prestatarias también se abastecen del Puelche mediante perforaciones de mayor caudal. En este último caso, el tratamiento que reciben las aguas antes de su distribución es básicamente la desinfección.

En algunos sectores muy urbanizados de la cuencas media y baja pueden encontrarse situaciones de contaminación del acuífero Puelche, tanto de ori-

gen doméstico, debido a la falta de cloacas, como industrial. El acuífero Pampeano se halla frecuentemente contaminado por nitratos y microorganismos patógenos, entre otros (Herrero, 2006).

Suelos

En las grandes llanuras templado húmedas, las pequeñas variaciones del relieve dieron lugar a la formación de suelos muy diversos (Moscatelli y col., 2014). Los suelos de la región Pampeana se desarrollaron a partir de *loess* pampeano y son profundos y ricos en minerales, materia orgánica y arcillas. Se encuentran entre los más fértiles del mundo y por lo tanto constituyen el principal recurso económico de la región, dada su aptitud para la agricultura y la ganadería. En el AMBA, los suelos se hallan drásticamente modificados por la acción humana, sin embargo, aún son utilizados para la horticultura y la extracción de áridos (Pereyra, 2004).

Los suelos de la mayor parte de la cuenca del río Reconquista pertenecen al Orden Molisoles y pueden clasificarse dentro de los Grandes Grupos Argiudoles y Hapludoles, aunque en la cuenca alta también pueden hallarse suelos del Gran Grupo de los Argialboles. En sectores adyacentes a los cursos de agua los tipos de suelo predominantes son Natracuoles y Natracualfes (Basílico, 2008).

Paisaje y flora

Cabrera (1978) describe el paisaje original de la región Pampeana como una llanura en la que dominaban especies de gramíneas de distinto porte con elementos aislados del Espinal, principalmente en un cordón paralelo a la ribera del río de la Plata que se internaba, en algunos lugares, varios kilómetros tierra adentro. Aunque el paisaje predominante del AMBA es la llanura, la conformación de esta y de la franja ribereña originan ambientes variados. La heterogeneidad espacial de paisajes y ecosistemas resulta en una diversidad importante de especies de flora y fauna a nivel regional, con una amplia variedad de microambientes generados por las formaciones vegetales en cada paisaje físico-climático (Matteucci y col., 1999).

En la cuenca pueden encontrarse elementos de tres ecorregiones argentinas: Pampeana, del Espinal y del Delta e Islas del Río Paraná. Debido a los usos del suelo y la presencia permanente de nuestra especie en el lugar, el paisaje de la mayor parte de la cuenca, en especial las cuencas media y baja, ha sido drásticamente modificado, al igual que su flora autóctona. Debido a la proximidad con el delta del río Paraná y el río de la Plata, en algunos cursos de agua de la cuenca baja pueden encontrarse especies características de esa ecorregión, entre ellas macrófitas y algunos árboles como *Erythrina crista-galli* ("ceibo").

A partir de relevamientos realizados en el área natural protegida (ANP)

Dique Ing. Roggero – Reserva Municipal Los Robles (cuenca alta), Burgueño (2003) describió distintas comunidades vegetales presentes en la zona, que incluyen talares de *Celtis ehrenbergiana* (= *Celtis tala*, “tala”); sabana de *Parkinsonia aculeata* (“cina-cina”) con *Gleditsia triacanthos* (“acacia negra”, especie exótica invasora), *Baccharis* spp. y varias gramíneas; espinillar de *Vachellia caven* (= *Acacia caven*, “espinillo”); arbustales de *Baccharis* spp. con gramíneas; pastizal original con *Bothriochloa laguroides*, *Deyeuxia viridiflavescens*, *Nassehialina* (= *Stipa hyalina*), *N. neesiana* y otras; comunidad pionera de *Setaria* spp.; formaciones hidrófitas de *Schoenoplectus californicus* (“junco”), *Typha* sp. (“totora”), con *Eryngium* spp. (“falso caraguatá”), *Althernanthera* spp., *Ludwigia peploides* (“duraznillo de agua”) y otras; comunidades flotantes dominadas por *Pistia stratiotes* (“repollito de agua”) y bosques cultivados y de plantas adventicias exóticas, entre ellas *Eucalyptus camaldulensis* (“eucalipto”), *Casuarina cunninghamiana* (“casuarina”), *Fraxinus pennsylvanica* (“fresno”), *Liriodendron tulipyfera* (“tulipanero”), *Acer negundo* (“arce”), *Ligustrum lucidum* (“ligustro”), entre otros. Es importante resaltar el gran avance de *G. triacanthos* observado en los últimos años sobre parte de los bordes del embalse Roggero - lago San Francisco y otros ambientes ribereños de toda la cuenca.

En el embalse y en arroyos de la cuenca alta también pueden encontrarse *Lemna gibba* (“lenteja de agua”) e *Hydrocotyle ranunculoides* (“redondita de agua”) comúnmente asociadas, especialmente en sectores afectados por la contaminación por nutrientes y materia orgánica, como es el caso de los últimos kilómetros del arroyo La Chozza antes de su desembocadura en el embalse. Además de resultar indicadoras de eutrofización, estas especies y *Spirodela intermedia* (“lenteja de agua”), comúnmente hallada en la cuenca baja, han demostrado potencial en fitorremediación de efluentes mixtos y aguas contaminadas vertidas en este arroyo (Basílico, 2014; Basílico y col., 2013; 2016; 2017a; 2017b).

Faggi y col. (1999) describieron la variación de la composición florística de las riberas del río Reconquista a lo largo de su cauce principal. Sobre la base de la vegetación vascular registrada, los principales ambientes son: 1) ambientes rurales con flechillares de *N. hyalina*; 2) áreas suburbanas modificadas con comunidades ruderales de *Sonchus oleraceus*, *Amaranthus quitensis* y *Urtica urens*; y 3) ambientes suburbanos y urbanos con menor riqueza florística y mayor proporción de leñosas. Por otra parte se destaca la disminución de especies helófitas y el avance de especies exóticas desde los primeros kilómetros del río hacia la desembocadura, cambio relacionado con los efectos de la urbanización y el manejo de estos ambientes con criterios exclusivamente hidráulicos, en especial a través de la modificación física de las riberas (Fig. 4). Tomando como base el índice de calidad de bosques

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

de ribera desarrollado por Kutschker y col. (2009), Basílico y col. (2015) desarrollaron el Índice de calidad de Riberas Pampeanas (ICRP), aplicándolo en dos arroyos de la cuenca alta. Al igual que el primero, este índice tiene en cuenta el grado de la cubierta de la zona de ribera, la estructura de la vegetación, la calidad de la cubierta y el grado de naturalidad del canal fluvial, aunque considerando las particularidades de la vegetación riparia de la región Pampeana. Por otra parte, también considera otras variables como el tipo de suelo y la topografía, el uso del suelo adyacente a la ribera y los aportes laterales de aguas. Los mayores valores del ICRP correspondieron al arroyo El Durazno, y los más bajos al arroyo La Choza.



Figura 4. Modificación física de las riberas del río Reconquista.

Fauna

Posiblemente la mayor riqueza faunística se halla en la cuenca alta y algunos sectores del resto de la cuenca que representan parches aislados dentro de la mancha urbana, como es el caso de la reserva natural urbana (RNU) de Morón, la RNU “Río Reconquista”, la RNU “El Corredor” o Campo de Mayo. En la cuenca alta se han registrado 291 especies de vertebrados de las cuales el 76,3% son aves, mientras que los peces, mamíferos, reptiles y anfibios representan

el 23,7% restante (Morici, 2016). Las especies de aves que pueden avistarse en el lago San Francisco incluyen a *Polidiceps major* (“macá grande”), *Cygnus melancorypha* (“cisne de cuello negro”), *Platalea ajaja* (“espátula rosada”), *Coscoroba coscoroba* (“coscoroba”), *Dendrocygna viduata* (“sirirí pampa”), *Tachuris rubrigastra* (“sietecolores”) o *Ciconia maguari* (“cigüeña americana”), entre muchas otras (Morici, 2016). Entre los mamíferos, reptiles, anfibios, y peces, se destacan *Didelphys alviventris* (“comadreja overa”), *Lutrolina crassicaudata* (“comadreja colorada”), *Lycalopex gymnocercus* (“zorro pampa”), *Myocastor coypus* (“coipo”), *Salvator merianae* (“lagarto overo”), *Hypsiboas pulchellus* (“ranita del zarzal”); *Odontesthes bonariensis* (“pejerrey”) o *Hoplias* spp. (“tararira”). Además, pueden encontrarse numerosas especies de invertebrados.

La cuenca alta es el sector mejor conservado de toda de cuenca y merece una atención especial por parte de los gestores del territorio. En este sentido, es fundamental contar con una figura de conservación a nivel provincial para toda el área aguas arriba del embalse Roggero – lago San Francisco, que permita fortalecer las reservas y áreas naturales existentes y desarrollar aquellas proyectadas o con un nivel de implementación incipiente.

La gestión adecuada de los cursos de agua y sus riberas implica reconocer su complejidad, funciones e importancia. Los ríos y arroyos son más que simples canales a cielo abierto con la única función de transportar agua, por lo tanto es necesario desalentar el entubamiento, la rectificación, la canalización o la remoción de la vegetación (Fig. 4). A fin de incrementar la calidad de los ambientes ribereños en las cuencas media y baja, se requiere renaturalizar las riberas del río y sus afluentes, áreas clave que constituyen corredores biológicos y conectan los parches de naturaleza remanentes.

Calidad de vida

El AMBA es la región más poblada de la Argentina y una de las metrópolis más grandes y con mayor población de Latinoamérica. Según los datos del Censo de Población, Hogares y Viviendas de 2010, la población del área asciende a cerca de 15.000.000 de habitantes (Fernández, 2011). El número de habitantes de la cuenca ha sido estimado en más de 4 millones de personas², sin embargo probablemente el número real sea inferior, dado que se considera la población total de cada partido, aunque en la mayoría de los casos sus territorios no están incluidos íntegramente dentro de los límites físicos de la cuenca.

La descripción detallada de las características de la población de la cuenca del río Reconquista excede los objetivos de este capítulo, no obstante, si bien

2 Observatorio Metropolitano. <http://observatorioamba.org/planes-y-proyectos/cuencas/cuenca-rio-reconquista>. Consultado en octubre 2020.

posiblemente algunos indicadores de calidad de vida hayan mejorado en los últimos años, parte de la población vive en asentamientos precarios ubicados en su mayoría en las zonas inundables y áreas bajas adyacentes al río y sus afluentes, es decir en el valle de inundación de los cursos de agua.

Existen herramientas que permiten describir la calidad de vida de los habitantes de un territorio, entre ellas se destaca el Índice de Calidad de Vida (ICV). Éste índice fue desarrollado por investigadores del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y la Universidad del Centro de la Provincia de Buenos Aires, tomando como base información censal, otras fuentes estadísticas, imágenes satelitales y relevamientos en el terreno (Velázquez, 2016a). Puede considerarse que la distribución del ICV es una aproximación al mapa social (Baxendale y col., 2015).

El ICV considera dos grandes grupos de indicadores, los socioeconómicos y los ambientales. Los indicadores socioeconómicos incluyen datos sobre educación, salud y vivienda, mientras que los ambientales se encuentran relacionados con las condiciones contextuales que pueden impactar sobre el bienestar de las personas tanto de forma negativa, como la contaminación o la inundabilidad, o positiva, como la disponibilidad de recursos naturales y culturales. Estas variables permiten calcular un valor numérico para la calidad de vida en cada radio censal en una escala que va del 0 al 10³.

En la Tabla 1 puede observarse el valor del ICV promedio para cada uno de los partidos que conforman la cuenca. El valor máximo del ICV corresponde al partido de Vicente López (8,06), mientras que el mínimo corresponde a los partidos de José C. Paz y Marcos Paz (5,52 en ambos casos). Cabe destacar que los valores tabulados representan el valor promedio para cada partido calculado por Velázquez (2016b), sin embargo, no todos los radios censales que integran cada partido están incluidos dentro de la cuenca. Por otra parte, existen marcadas diferencias entre los partidos en relación a la variabilidad interna del índice, es decir que en algunos el ICV se distribuye de manera más homogénea en el territorio, mientras que en otros se observa mayor variabilidad.

3 CONICET, Índice de Calidad de Vida. <https://icv.conicet.gov.ar/>. Consultado en octubre 2020.

Tabla 1. Valores de ICV por partido de la cuenca del río Reconquista. Fuentes: Baxendale y col. (2016) y Velázquez (2016b).

Partido	ICV 2010	Categoría*	Cuenca**
Vicente López	8,06	Muy alto	Baja
San Isidro	7,94	Muy alto	Baja
Morón	7,00	Alto	Media
Tigre	6,99	Alto	Baja
Ituzaingó	6,95	Medio	Media
San Fernando	6,91	Medio	Baja
Luján	6,76	Medio	Alta
Tres de Febrero	6,64	Medio	Media
Hurlingham	6,44	Medio	Media
General San Martín	6,40	Medio	Media
San Miguel	6,36	Bajo	Media
General Las Heras	6,17	Bajo	Alta
Merlo	5,81	Bajo	Alta
Malvinas Argentinas	5,78	Muy bajo	Media
Moreno	5,75	Muy bajo	Alta
General Rodríguez	5,67	Muy bajo	Alta
José C. Paz	5,52	Muy bajo	Media
Marcos Paz	5,52	Muy bajo	Alta

*Según rangos propuestos por Baxendale y col. (2016) para la Región Metropolitana de Buenos Aires.

**Clasificación según criterios del Comité de cuenca del río Reconquista (https://www.gba.gov.ar/comirec/la_cuenca).

El valor promedio para todos los partidos de la cuenca es 6,48, resultando inferior al de la Región Metropolitana de Buenos Aires (ICV = 6,77, Velázquez, 2016c), aunque superior al valor promedio de todo el país (ICV = 6,09; Velázquez, 2016a). Los partidos de la cuenca baja y media obtuvieron en general los mayores valores del ICV, correspondiendo a las categorías “Muy alto”, “Alto” y

“Medio”; mientras tanto, 5 de los 6 partidos que conforman la cuenca alta en términos jurisdiccionales, fueron clasificados dentro de las categorías “Bajo” y “Muy bajo” (Baxendale y col., 2015) (Tabla 1).

ASPECTOS AMBIENTALES

Inundaciones

Con el objetivo de paliar las inundaciones que afectaban severamente y de forma periódica a la población e infraestructura de las cuencas media y baja, entre los años 1967 y 1972 se construyó la presa de embalse “Ing. C. Roggero” (Sadañiowsky, 2003). La construcción de esta obra de ingeniería, que constituye el límite entre la cuenca alta y media, originó un espejo de agua de más de 400 ha denominado embalse Roggero o lago San Francisco, que recrea el paisaje de una laguna pampeana. Para complementar la función reguladora de la presa también se construyeron dos estructuras de menores dimensiones sobre los arroyos La Choza (presa “Ing. Marín”) y El Durazno (presa “El Durazno”). Si bien el objetivo original de la presa Roggero fue la atenuación de las crecidas, el espejo de agua, sus bordes y el territorio adyacente constituyen un área muy importante para la conservación biológica, la investigación y la educación ambiental, no sólo en el ámbito de la cuenca sino del AMBA. Este sector de la cuenca se halla parcialmente protegido a través de ANP provinciales y municipales, entre las que se destaca la el ANP Dique Ing. Roggero – Reserva Municipal Los Robles⁴.

Además de las obras de regulación construidas en la cuenca alta, existen otras obras hidráulicas de importancia en el resto de la cuenca, tal es el caso del Canal Aliviador, en la cuenca baja, y varias estaciones de bombeo en las cuencas media y baja del río, las cuales regulan el caudal de algunos afluentes del río. En conjunto, estas obras han resultado en una disminución de la magnitud y frecuencia de las inundaciones en las cuencas media y baja. No obstante, en estos sectores aún persisten situaciones de anegamientos, en especial en barrios informales establecidos en la llanura de inundación del río o en sectores que no cuentan con una red de conductos pluviales adecuada. Este problema se agrava en barrios que no cuentan con sistema de recolección de residuos sólidos, los cuales suelen ser arrojados en microbasurales y cursos de agua. En ambos casos los residuos pueden obstruir los conductos pluviales e incluso los cauces de afluentes de bajo orden, dificultando el escurrimiento.

4 “Los Robles: El documental”. https://www.youtube.com/watch?v=ZhUbU_Kmpic. Consultado en octubre 2020.

En las últimas décadas, en la cuenca baja se han llevado a cabo emprendimientos inmobiliarios de gran envergadura que modificaron de manera irreversible la morfología de los cursos de agua y en algunos casos significaron directamente la pérdida de humedales. Posiblemente estas modificaciones resultaron en el agravamiento de los anegamientos e inundaciones en barrios vecinos. Otra modificación hidrológica de gran magnitud tuvo lugar en la desembocadura del río a partir de la habilitación del Canal Aliviador como principal vía de drenaje del agua.

Existen dos fenómenos naturales que condicionan el escurrimiento del río Reconquista en la cuenca baja y parte de la cuenca media, estos son las mareas astronómicas del río de la Plata y la sudestada. Las mareas astronómicas resultan en un ingreso de las aguas del río Luján, cambiando el sentido del escurrimiento en el tramo más bajo del río (Nader, 2015). Por otra parte las sudestadas retrasan o impiden el escurrimiento hacia el río de la Plata, aún sin la influencia de las mareas astronómicas, pero aumentando su efecto.

Los pronósticos climatológicos para Argentina, y en particular para la cuenca del Plata, indican un incremento de la frecuencia de precipitaciones extremas. En efecto, el número de casos registrados con precipitaciones superiores a los 100 mm en menos de 48 horas en el Centro y Este del país se ha triplicado con respecto a registros históricos y lo mismo ocurre si se consideran umbrales de 50 o 150 mm (Berbery y col., 2006). La concurrencia de eventos de precipitación extrema, en un “año Niño” con caudales de los ríos Paraná y Uruguay elevados, y sudestada, podría resultar en inundaciones de cierta magnitud en la cuenca baja.

Contaminación hídrica superficial

Si bien la calidad de las aguas superficiales es altamente variable tanto en el tiempo como en el espacio, el análisis de trabajos publicados en las últimas décadas permite realizar un meta análisis a fin de clasificar a los cuerpos de agua de acuerdo al nivel de contaminación. Esta clasificación se basa en los niveles de oxígeno disuelto, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y las concentraciones de nutrientes como el amonio y el fósforo total, entre otros contaminantes de interés.

La cuenca del río Reconquista puede dividirse en dos sectores bien diferenciados de acuerdo a la calidad del agua superficial. El sector que presenta la mejor calidad de aguas es la cuenca alta, mientras que la mayor parte de los cuerpos de agua de las cuencas media y baja presentan un grado de contaminación de moderado a muy alto (Fig. 5). No obstante, es necesario aclarar que incluso en la cuenca alta existen cursos de agua que se hallan afectados por contaminación puntual y difusa.

Por otra parte, es de destacar que prácticamente todos los cuerpos de agua de la cuenca presentan algún grado de contaminación de origen fecal, incluso aquellos que presentan un bajo nivel de contaminación orgánica.

Cuenca alta

La mayoría de los cursos de agua de este sector de la cuenca tienen un nivel de contaminación orgánica que podría clasificarse como “bajo” debido a la concentración elevada de oxígeno disuelto y la baja DBO₅ que suelen ser registradas (Basílico, 2014; Rigacci, 2018). Como excepciones se mencionan los casos del arroyo La Choza y la cañada Escobar, afluente de este arroyo. Ambos presentan un nivel de contaminación que puede considerarse “moderado” (Fig. 5). Por otra parte se detectaron distintas fuentes de contaminación difusa (Vilches y col., 2011).

La calidad del agua superficial en la cuenca alta ha sido estudiada desde hace más de una década (Arreghini y col., 2007; Basílico, 2008; Basílico, 2014; Basílico y col., 2013; Basílico y col., 2015; Rigacci, 2018; Vilches y col., 2011), evidenciando que existen situaciones de contaminación hídrica persistentes a lo largo del tiempo. Por ejemplo, la cañada Escobar recibe el vuelco de una PDLC y de camiones cisterna (“camiones atmosféricos”) (Basílico y col., 2017a). Aguas abajo de la desembocadura de esta cañada en el arroyo, éste recibe aguas residuales industriales mixtas, provenientes de una industria avícola y posiblemente otras industrias (Basílico y col., 2013). Dentro de la cuenca del arroyo La Choza, el arroyo Arias, su principal afluente, recibe algunos vertidos orgánicos, aunque se considera que aun presenta un nivel de contaminación bajo. En esta misma categoría pueden incluirse otros cursos de agua de escaso caudal como el arroyo Nutrias (Basílico y col., 2015).

La cuenca del arroyo El Durazno incluye varios cursos de agua entre los que se destacan el arroyo El Durazno chico y Eulalia. Al igual que estos afluentes, el propio arroyo El Durazno presenta un bajo nivel de contaminación (Basílico y col., 2015; Rigacci, 2018), y es considerado de referencia en relación a la calidad del agua para toda la cuenca (Arreghini y col., 2005 y 2007; Basílico, 2014), sin embargo, la calidad de sus aguas se ve afectada cerca de su desembocadura en el embalse Roggero debido a los vertidos intermitentes de un criadero de cerdos (Basílico, 2014).

El embalse Roggero presenta un nivel de contaminación bajo y además cumple la función de depurar algunos contaminantes que recibe principalmente del arroyo La Choza (Rigacci, 2018), sin embargo, no existen estudios detallados sobre la contaminación microbiológica de este espejo de agua ni tampoco sobre contaminantes emergentes que posiblemente se encuentren presentes.

Debido al uso del suelo predominantemente rural, a la baja densidad de población, y a los elevados valores biológicos, culturales y paisajísticos, es imperativo implementar políticas efectivas que tiendan a la preservación de la cuenca alta del río Reconquista y eviten el agravamiento de la contaminación hídrica y otros problemas ambientales derivados de usos incompatibles del suelo y las aguas superficiales. Un antecedente interesante en este sentido fue la creación y funcionamiento durante el año 2019 de una mesa técnica para la definición de criterios de manejo sustentable del embalse Roggero – lago San Francisco y su área de influencia. Este espacio contó con la participación de los municipios que comparten el embalse, organismos provinciales, ONGs y representantes del ámbito académico⁵.

La contaminación hídrica en las cuencas media y baja es reconocida y estudiada hace varias décadas (Arreghini, 2007; Castañé y col., 2006; de la Torre y col., 1999; Grinberg y col., 2018; Kuczynski, 2007; Lastra, 2007; Mondino, 2007; Nader, 2015; Nader y col., 2013; Salibian, 2006; Topalián y col., 1999, entre otros). La mayoría de los afluentes del río Reconquista y el propio río presentan un grado de contaminación orgánica de moderado a muy alto (Fig. 5 y Tabla 2). El vuelco de los efluentes líquidos de las PDLC es posiblemente la principal fuente de contaminación orgánica del río y algunos de sus afluentes. Es de destacar que el caudal de estas fuentes es similar al del propio río en estiaje, por lo tanto en buena parte del curso principal el agua que circula es básicamente líquido cloacal con un nivel de depuración primaria o secundaria, usualmente sin desinfección. En el escenario actual de ampliación de las redes cloacales y de agua potable que se lleva adelante en todo el territorio de la cuenca, será necesaria la construcción de nuevas plantas de tratamiento y la adecuación de las existentes. Es indiscutible que la ampliación del área servida mediante redes cloacales mejorará significativamente la calidad de vida de muchos habitantes de la cuenca que actualmente no cuentan con los servicios básicos de agua y cloacas, sin embargo, como contraparte, el volumen de efluentes líquidos vertidos en cuerpos de agua se incrementará de manera significativa.

Entre las fuentes industriales, Nader (2015) destaca a los rubros textil y curtiembres, en la cuenca media, y metal mecánica y textil en la cuenca baja. No obstante, los mataderos y frigoríficos también son fuentes muy importantes de contaminación orgánica en estos sectores de la cuenca. Otra fuente de contaminación hídrica relevante es el drenaje urbano, que muchas veces transporta efluentes líquidos industriales vertidos a las redes pluviales de manera legal o clandestina (Grinberg y col., 2018).

5 MINFRA, GBA. https://www.gba.gob.ar/comirec/noticias/unidos_por_la_presa_roggero. Consultado en septiembre 2020.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

El Canal Aliviador actualmente drena el mayor porcentaje del caudal del río, el cual lamentablemente se halla severamente contaminado a partir del tramo medio (Nader, 2015). Este canal desemboca en el río Luján, unos 3,7 km aguas arriba de la desembocadura original del río. Según Mondino (2007), la derivación de las aguas del río a través de este canal artificial, que también cumple la función de “Pista Nacional de Remo”, afectó al ecosistema del bajo Delta del Río Paraná en ese sector. Cabe destacar que el propio río Luján presenta un nivel de contaminación elevado aguas arriba de la desembocadura del río Reconquista (O’Farrell y col., 2002). El ingreso del agua del río de la Plata debido a las mareas diarias, podría tener el efecto de diluir la contaminación del río en este sector de la cuenca, sin embargo las causas que dan origen a esta situación no se han modificado significativamente, es decir que el río sigue exportando la contaminación cloacal e industrial que recibe a lo largo de su recorrido.

En la actualidad, posiblemente el tramo más crítico del río Reconquista en relación a la contaminación hídrica de origen orgánico sea el comprendido entre la desembocadura del A. Las Catonas y el A. Morón. Este sector del río recibe la descarga de seis PDLC, ubicadas tanto aguas arriba como en el propio tramo (Fig. 5).

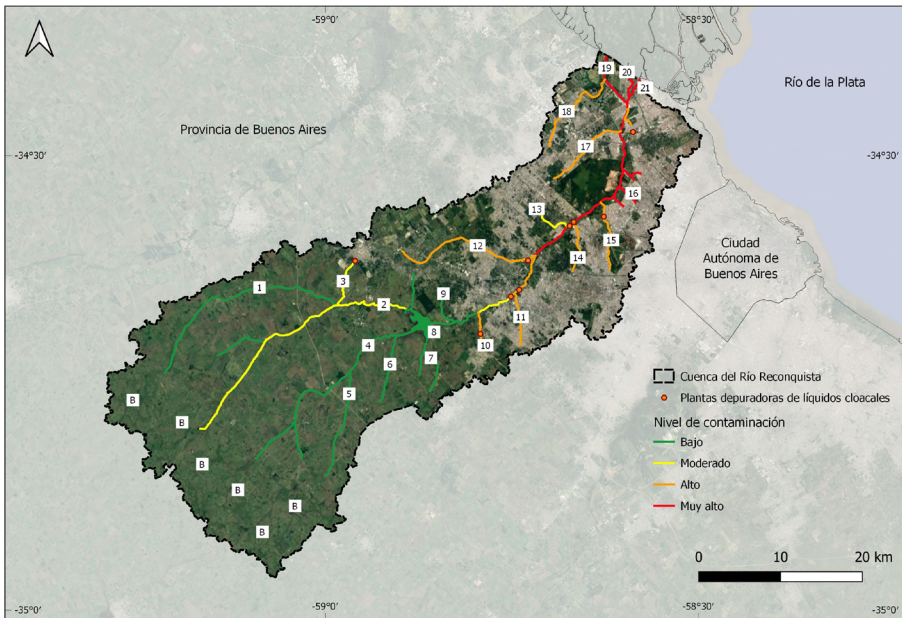


Figura 5. Niveles de contaminación en cuerpos de agua de la cuenca del río Reconquista. Elaboración propia basada en meta análisis de estudios publicados. Fuente de imágenes satelitales: Google Satellite.

Contaminación de los sedimentos

Los sedimentos del lecho acumulan ciertos contaminantes tales como los metales pesados, en este sentido pueden considerarse una matriz ambiental que actúa a modo de registro temporal de la contaminación de un sistema fluvial.

En varios tramos del río y sus afluentes de las cuencas media y baja, los sedimentos presentan concentraciones elevadas de cadmio, cobre, cromo y zinc producto de la actividad industrial (Grinberg y col., 2018); cuando estos materiales son removidos mediante dragado y refulado se incrementaría su biodisponibilidad debido a la resuspensión de las partículas (Mondino, 2007).

Tabla 2. Características de los principales cuerpos de agua de la cuenca del río Reconquista en relación a la calidad del agua.

Ref. Fig. 5	Cuerpo de agua	Observaciones
B	Bañados de la cuenca alta	Humedales con alto valor ecológico; normalmente drenados para utilización del suelo con fines agrícolas o ganaderos; posible contaminación difusa
1	A. Arias	Nivel de contaminación bajo; algunas descargas orgánicas puntuales; posible contaminación difusa
2	A. La Choza	Contaminación orgánica de origen cloacal; descargas de industrias avícolas y descargas mixtas
3	Cda. Escobar	Recibe la descarga de una PDLC, camiones cisterna (“camiones atmosféricos”) y drenajes urbanos
4	A. El Durazno	Nivel de contaminación bajo; posible contaminación difusa; descargas orgánicas de un criadero porcino en el último tramo
5	A. El Durazno chico	Nivel de contaminación bajo; posible contaminación difusa
6	A. Eulalia	Nivel de contaminación bajo; posible contaminación difusa
7	A. La Horqueta	Nivel de contaminación bajo; posible contaminación difusa
8	Embalse Roggero-Lago San Francisco	Nivel de contaminación bajo aunque presenta algunos signos de eutrofización, por ejemplo el crecimiento abundante de algas y macrófitas; recibe contaminantes del A. La Choza; actúa como depurador de los contaminantes recibidos
9	A. Del Sauce	Posible descarga de aguas residuales domésticas
10	A. Gregorio de Laferrere	Nivel de contaminación alto; recibe la descarga de una PDLC y un matadero

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

11	A. Torres	Recibe drenajes urbanos y posiblemente efluentes cloacales e industriales
12	A. Las Catonas	Nivel de contaminación alto; recibe la descarga de drenajes urbanos, efluentes de una PDLC y de una industria avícola
13	Ao. Los Berros	Recibe aguas residuales domésticas
14	A. Soto	Recibe drenajes urbanos
15	A. Morón	Nivel de contaminación alto; recibe la descarga de una PDLC, efluentes industriales, drenajes urbanos y aguas residuales domésticas
16	Can. J. L. Suárez y Can. J. Ingenieros	Nivel de contaminación alto; reciben la descarga de efluentes industriales, drenajes urbanos y aguas residuales domésticas. Sedimentos contaminados
17	A. Basualdo	Recibe la descarga de efluentes industriales, drenajes urbanos y aguas residuales domésticas
18	A. Las Tunas	Recibe la descarga de efluentes industriales, drenajes urbanos y aguas residuales domésticas
19	Can. Aliviador – Pista Nacional de Remo	Drena la mayor parte del caudal del río Reconquista, el cual se halla severamente contaminado en ese punto. Eventualmente se observa la dilución de los contaminantes por ingreso de las aguas del río Luján debido a las mareas
20	R. Reconquista chico	Drena parte del caudal del río Reconquista, el cual se halla severamente contaminado en ese punto
21	R. Tigre	Drena parte del caudal del río Reconquista, el cual se halla severamente contaminado en ese punto

Residuos sólidos urbanos

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) en el AMBA presenta múltiples desafíos, entre los que se destacan:

- ▶ Falta de incentivos para laproducción más limpia;
- ▶ Falta de incentivos para la separación en origen de los RSU;
- ▶ Escasez de planes de recolección o disposición inicial diferenciada;
- ▶ Problemas o inexistencia del servicio de recolección de RSU en barrios informales;

- Gestión orientada a la disposición final de RSU en rellenos sanitarios en detrimento de la reducción, la reutilización y el reciclaje;
- Infravaloración del trabajo realizado por recuperadores urbanos o “cartoneros”;
- Escasez de programas de educación ambiental tendientes a la reducción de RSU.

Los basurales, y en menor medida los rellenos sanitarios, constituyen una fuente de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, el suelo y la atmósfera. La disposición de residuos domésticos, áridos e incluso residuos especiales en basurales a cielo abierto, está asociada, además, a la proliferación de enfermedades, vectores y plagas. La quema de residuos genera gases tóxicos, olores, y material particulado, contribuyendo a la contaminación atmosférica.

Uno de los problemas más importantes observados en la cuenca en relación a los RSU lo constituye la proliferación de basurales y microbasurales en barrios periféricos de las cuencas media y baja, normalmente cercanos a los cursos de agua. Esta situación pone de relieve, además, la escasa valoración de los ambientes acuáticos por parte de gran parte de los habitantes del AMBA, por lo que desde hace varias décadas estos han sido considerados territorios marginales. La mayor densidad de basurales clandestinos se encuentra en el sector medio de la cuenca.

Cerca del 85% de los RSU generados en el ámbito del AMBA son enterrados en el relleno sanitario Norte III del CEAMSE, el cual se halla emplazado en la cuenca media del río Reconquista en terrenos cercanos al río, ocupando unas 500 ha. Este relleno recibe aproximadamente 16.100 t/día de RSU generados por 13.000.000 de habitantes de 37 municipios, incluyendo la CABA⁶.

Es importante destacar que más allá de los impactos ambientales, la gestión de los RSU insume una parte significativa de los recursos presupuestarios de los municipios.

Gestión de los ambientes acuáticos

La gestión de los ambientes acuáticos que atraviesan el AMBA se halla caracterizada por la multiplicidad y diversidad de actores territoriales, la diversidad de visiones en torno a los ambientes a gestionar y los intereses muchas veces contrapuestos en relación a los recursos hídricos y el uso del suelo. La gestión adecuada de las cuencas urbanas debería orientarse a la búsqueda de equilibrio entre estas tensiones.

⁶ CEAMSE. <https://www.ceamse.gov.ar/area-de-cobertura/norte-iii/>. Consultado en octubre 2020.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

A partir de la experiencia adquirida en distintos ámbitos de trabajo, a continuación se incluyen algunas necesidades detectadas en relación a la gestión de los ambientes acuáticos en el cuenca del río Reconquista, las cuales podrían ser consideradas relevantes por los gestores del territorio:

- ▶ Establecer niveles de calidad de vuelco para efluentes líquidos cloacales e industriales más exigentes, en particular en relación a los niveles de materia orgánica y nutrientes;
- ▶ Establecer una zonificación de los usos/objetivos de calidad del agua superficial que contemple las características y situaciones específicas de cada territorio. Para ello, como primera medida podrían tomarse como base los siguientes usos⁷:
 - I.a. Apta para la protección de la biota y uso recreativo con contacto directo;
 - I.b. Apta para la protección de biota;
 - II. Apta para actividades recreativas con contacto directo;
 - III. Apta para actividades recreativas sin contacto directo;
 - IV. Apta para actividades recreativas pasivas.

Para la cuenca alta, el objetivo de calidad de agua a alcanzar en el mediano plazo podría ser establecido como I.b., mientras que para las cuencas media y baja a mediano plazo podría establecerse el uso III, y a largo plazo el I.b.

- ▶ Priorizar el desarrollo de nuevas redes cloacales en barrios cuyas viviendas vuelquen aguas residuales a la vía pública, conductos pluviales o cuerpos de agua superficial. El vuelco a pozos absorbentes también es una fuente de contaminación hídrica, pero en este caso el principal efecto es sobre las aguas subterráneas y no sobre los cursos de agua;
- ▶ Crear herramientas para el financiamiento de las obras de conexión individuales a la red cloacal, dado que en muchos casos este costo resulta prohibitivo y las viviendas mantienen el sistema de pozo absorbente o vuelco en zanjas, aunque el barrio cuente con cloacas;
- ▶ Rehabilitar las estaciones de bombeo de líquidos cloacales que se hallan fuera de servicio para evitar el vuelco de líquidos sin tratamiento en cuerpos de agua;

⁷ Resolución ACUMAR 283/2019. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-283-2019-334281/texto>. Consultado en octubre 2020.

- Adecuar las PDLC existentes para alcanzar un nivel de tratamiento terciario con desinfección de los líquidos tratados;
- Promover acciones de educación ambiental para el ahorro de agua a nivel doméstico;
- Controlar el vuelco de camiones cisterna;
- Propiciar la radicación de industrias nuevas en parques industriales o unidades similares;
- Favorecer la relocalización de industrias en parques industriales o unidades similares;
- Permitir la radicación de industrias que generen efluentes líquidos únicamente en sectores que cuenten con redes cloacales capaces de recibir estos efluentes y derivarlos a plantas depuradoras en funcionamiento y sólo si el tipo de industria o nivel de tratamiento de los efluentes lo permite, a fin de no afectar el funcionamiento de las PDLC;
- Desalentar el establecimiento en el territorio de la cuenca de nuevas industrias que generen grandes volúmenes de efluentes líquidos;
- Incrementar los controles sobre las industrias que generen efluentes líquidos y los vuelquen en el río, sus afluentes o a la red pluvial;
- Crear herramientas para la reconversión de industrias con miras a la disminución del volumen de efluentes líquidos generados y al incremento de los niveles de tratamiento de los efluentes;
- Desarrollar mecanismos de financiamiento para las industrias que decidan reconvertir sus procesos;
- Promover la reutilización de efluentes líquidos debidamente tratados;
- Descentralizar la gestión de los recursos hídricos, favoreciendo el establecimiento de los organismos de gestión y control en el territorio de la cuenca;
- Promover iniciativas de remediación y rehabilitación de ambientes acuáticos y terrestres;
- Promover el acceso a la información ambiental generada por los organismos estatales;
- Promover el involucramiento de los ciudadanos en la preservación de los ambientes naturales y el control de las fuentes de contaminación hídrica, por ejemplo, mediante la elaboración de mapas de vuelco (ver Capítulo 11).

BIBLIOGRAFÍA

- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R., & de Iorio, A. F. (2005). Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the “Pampa Ondulada”(Buenos Aires, Argentina). *Limnetica*, 24(3-4), 225-236.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R., & de Iorio, A. F. (2007). A methodological approach to water quality assessment in an ungauged basin, Buenos Aires, Argentina. *GeoJournal*, 70(4), 281-288.
- Basílico, G. (2008). *Calidad de aguas en la cuenca superior del río Reconquista*. Proyecto Final. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Universidad de Flores.
- Basílico, G. O. (2014). *Evaluación del impacto de ingresos puntuales de contaminantes en arroyos de llanura y pautas para su remediación*. Tesis de Doctorado. Los Polvorines: Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Basílico, G., de Cabo, L., & Faggi, A. (2013). Impacts of composite wastewater on a Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in batch reactors. *Journal of Environmental Management*, 115, 53-59.
- Basílico, G. O., de Cabo, L., & Faggi, A. (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 nueva serie*, 17(2), 119-134.
- Basílico, G., de Cabo, L., Magdaleno, A., & Faggi, A. (2016). Poultry effluent bio-treatment with *Spirodela intermedia* and periphyton in mesocosms with water recirculation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(6), 1-11.
- Basílico, G., Magdaleno, A., Paz, M., Moretton, J., Faggi, A., & de Cabo, L. (2017a). Sewage pollution: genotoxicity assessment and phytoremediation of nutrients excess with *Hydrocotyle ranunculoides*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(4), 182.
- Basílico, G., Magdaleno, A., Paz, M., Moretton, J., Faggi, A., & de Cabo, L. (2017b). Agro-industrial effluent phytoremediation with *Lemna gibba* and *Hydrocotyle ranunculoides* in water recirculating mesocosms. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 45(3), 1600386.
- Baxendale, C. A., Buzai, G. D., & Morina, J. O. (2015). La Región Metropolitana de Buenos Aires. En Velázquez, G. (ed.): *Geografía y calidad de vida en la Argentina: análisis regional y departamental, 2010*. Tandil: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

- Berberly, E. H., Doyle, M., & Barros, V. (2006). Tendencias regionales en la precipitación. En Barros y col. (eds.): *El cambio climático en la Cuenca del Plata*. Buenos Aires: CONICET.
- Borthagaray, J. M. (2002). *Río de la Plata como territorio*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: FADU – Universidad de Buenos Aires.
- Burgueño, G. (2003). *Elementos para el plan de manejo del Área Natural Protegida Dique Ing. Roggero*. Trabajo Final de Investigación. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: FADU-Universidad de Buenos Aires.
- Cabrera, A. L., & Zardini, E. M. (1978). *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*. Buenos Aires: ACME.
- Castañé, P. M., Rovedatti, M. G., Topalián, M. L., & Salibián, A. (2006). Spatial and temporal trends of physicochemical parameters in the water of the Reconquista river (Buenos Aires, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1-3), 135-144.
- de la Torre, F. R., Demichelis, S. O., Ferrari, L., & Salibián, A. (1997). Toxicity of Reconquista river water: bioassays with juvenile *Cnesterodon decemmaculatus*. *Bulletin of environmental Contamination and Toxicology*, 58(4), 558-565.
- Faggi, A., Arriaga, M., & Aliscioni, S. (1999). Composición florística de las riberas del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 1(1), 1-6.
- Fernández, L. (2011). Censo 2010. Somos 14.819.137 habitantes en la Región Metropolitana de Buenos Aires. Instituto del Conurbano. Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Grinberg, S., Porzionato, N., Bussi, E., Mantiñan, L., Gutiérrez, R., & Curutchet, G. (2018). Agua y sedimentos: testigos clave de una contaminación anunciada. En: *Agua + Humedales*. San Martín: UNSAM Edita.
- Herrero, A. C. (2006). *Desarrollo metodológico para el análisis del riesgo hídrico poblacional humano en cuencas periurbanas. Caso de estudio: Arroyo Las Catonas, Región Metropolitana de Buenos Aires*. Tesis doctoral. Buenos Aires: FCEyN-Universidad de Buenos Aires. <http://tierra.rediris.es/hidrored/ponencias/Tcarolina.html>.
- Iriondo, M. (1995). La Pampa. En Argollo, J. y Mourguiart, P. (eds.): *Climas cuaternarios en América del Sur*. Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération. La Paz.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

- Kuczynski, D. (2007). Contribución al conocimiento del arroyo Morón (Argentina): aspectos físicos y químicos. *Revista en Ciencias Empresariales y Ambientales*, 4, 209-227.
- Kutschker, A., Brand, C., & Miserendino, M. L. (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(1), 19-34.
- Lastra, G. (2007). *Problemática del Río de la Reconquista y sus consecuencias socio-ambientales*. Proyecto Final. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Universidad de Flores.
- Matteucci, S. D., Solbrig, O. T., Morello, J., & Halffter, G. (1999). *Biodiversidad y uso de la tierra*. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Colección CEA, (24). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: EUDEBA.
- Mondino, E. (2007). Informe especial Cuenca del Río Reconquista – 1° parte. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Defensoría del Pueblo de la Nación.
- Morici, A. (2016). *Aves del área natural protegida Dique Ingeniero Roggero*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Fundación de Historia Natural Félix de Azara.
- Moscattelli, G., Puentes, I., & Rodríguez, D. (2014). Suelos en la Argentina. En Conti, M. E., & Giuffré, L.: *Edafología, bases y aplicaciones ambientales Argentinas*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: FAUBA.
- Nader, G. M. (2015). *Evaluación de la calidad del agua en el río urbano*. Tesis de Doctorado. San Martín: Universidad Nacional de San Martín.
- Nader, G. M., Proaño, P. S., & Cicerone, D. S. (2013). Water quality assessment of a polluted urban river. *International Journal of Environment and Health*, 6(4), 307-319.
- O'Farrell, I., Lombardo, R. J., de Tezanos Pinto, P., & Loez, C. (2002). The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution*, 120(2), 207-218.
- Pereyra, F. X. (2004). *Geología urbana del Área Metropolitana Bonaerense (AMBA), Argentina y su influencia en la problemática ambiental*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Servicio Geológico Minero Argentino.
- Rigacci, L. (2018). Análisis de la capacidad de depuración de la represa Ing. Roggero, Buenos Aires (Argentina). Tesis de Doctorado. Bariloche: Universidad Nacional del Comahue.

- Sadañiowsky, I. (2003). *El problema de las inundaciones en el río Reconquista: la represa Ingeniero Carlos F. Roggero y las funciones ecológicas*. Tesis de Grado. Los Polvorines: Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Salibián, A. (2006). Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista river of Argentina. En *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. New York: Springer.
- Topalián, M. L., Rovedatti, M. G., Castañé, P. M., & Salibián, A. (1999). Pollution in a lowland river system. A case study: the Reconquista river (Buenos Aires, Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 114(3-4), 287-302.
- Velázquez, G. (2016a). La medición del bienestar. En Velázquez, G. (ed.): *Geografía y calidad de vida en la Argentina: análisis regional y departamental, 2010*. Tandil: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Velázquez, G. (2016b). Anexo estadístico. En Velázquez, G. (ed.): *Geografía y calidad de vida en la Argentina: análisis regional y departamental, 2010*. Tandil: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Velázquez, G. (2016c). La integración de dimensiones: el Índice de Calidad de Vida 2001-2010. En Velázquez, G. (ed.): *Geografía y calidad de vida en la Argentina: análisis regional y departamental, 2010*. Tandil: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Vilches, C., Giorgi, A., Mastrángelo, M., & Ferrari, L. (2011). Non-point contamination homogenizes the water quality of Pampean streams. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87(2), 147-151.
- Zárate, M. A. (2003). Loess of southern South America. *Quaternary Science Reviews* 22(18-19), 1987-2006.

10

Algunas ideas para el relevamiento de puntos de vuelco de efluentes líquidos en cuerpos de agua

Gabriel O. Basílico

La contaminación hídrica es una fuente de riesgos sanitarios y ambientales muy importante que afecta no sólo a las poblaciones humanas sino también a la biota acuática y terrestre y pone en peligro la provisión de servicios ambientales por parte de los humedales, tales como la depuración del agua o la recreación. En el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) y otras áreas de Argentina y Latinoamérica, la contaminación puntual y difusa de ríos, arroyos, lagunas, embalses y otros humedales es una situación frecuente y persistente a lo largo del tiempo. En este capítulo se proponen algunas ideas a fin de realizar un relevamiento de las fuentes puntuales de contaminación hídrica en cuerpos de agua de la región.

PUNTOS DE VUELCO

Los puntos de vuelco (PV) son los puntos geográficos donde los efluentes líquidos son vertidos en un cuerpo de agua (Fig. 1). Identificar lo más exactamente posible los PV de efluentes líquidos, ya sean de origen doméstico, cloacal, industrial, agrícola o mixto, es una herramienta de gestión de aguas superficiales tan básica y sencilla como indispensable. Cada PV debe ser individualizado mediante sus coordenadas geográficas y complementariamente mediante fotografías.



Figura 1. Punto de vuelco de efluentes líquidos en el río Reconquista. Coordenadas geográficas: 34°39'19.59"S 58°45'5.03"O. Foto: Gabriel Basílico.

El registro de los PV permite, por ejemplo:

1. Identificar tramos o sectores de los cuerpos de agua que se hallen afectados por la contaminación hídrica;
2. Planificar de manera eficiente muestreos ambientales de aguas superficiales, sedimentos, vegetación, invertebrados acuáticos, entre otros;

4. Identificar generadores de efluentes líquidos clandestinos o que no cumplan con la normativa ambiental;
5. Identificar áreas a remediar, entre otros.

RECOMENDACIONES GENERALES

A partir de la experiencia acumulada a lo largo del tiempo, a continuación se resumen algunas recomendaciones a tener en cuenta a fin de identificar posibles fuentes puntuales de contaminación hídrica superficial:

1. Antes de iniciar un relevamiento “de campo” (es decir en el territorio a relevar) es necesario conocer algunos datos de la zona, con el objetivo de identificar accesos, posibles zonas inseguras, etc. Una primera aproximación es el uso de la herramienta “*Street View*” de Google Maps¹. También es muy recomendable realizar una búsqueda de información sobre estudios de calidad de aguas y otros estudios ambientales llevados a cabo en el área a relevar;
2. Aun conociendo la zona a relevar, siempre será muy recomendable solicitar el acompañamiento de un vecino, baqueano o incluso alguna autoridad local o referente municipal. Puede ser de gran ayuda contar con el asesoramiento de científicos que hayan desarrollado alguna investigación previa en el área de estudio; esta es otra razón por la cual resulta importante realizar una búsqueda previa de información, ya que permitirá identificar a estos potenciales colaboradores;
3. Es indispensable considerar la seguridad de las personas que participen del relevamiento; pueden existir sectores a los que resulte riesgoso acceder, más aún para quienes no conocen o habitan la zona. Es preferible evitar relevar estos sectores que exponerse a riesgos innecesarios;
4. También en relación con la seguridad de las personas, es necesario tener en cuenta que al acceder a las riberas o bordes de los cuerpos de agua existen riesgos de caídas, cortes, golpes, entre otros, en especial en lugares donde la pendiente (inclinación) de la ribera es pronunciada o si se observan residuos sólidos en superficie o semienterrados, vegetación densa, etc. Nuevamente, es preferible evitar relevar estos

¹ Google Maps. <https://www.google.com.ar/maps/preview>. Consultado en octubre de 2020.

sectores que exponernos a riesgos innecesarios. Si resulta imposible acceder al PV, puede obtenerse un punto aproximado desde la ribera opuesta, registrando esta observación en una “planilla de campo” (ver ANEXO).

MATERIALES NECESARIOS PARA EL RELEVAMIENTO

El material necesario para un relevamiento de este tipo es muy básico, dado que solamente tiene el objetivo de identificar los PV. Es importante chequear la lista de elementos antes de iniciar el relevamiento:

- ▶ Ropa cómoda;
- ▶ Gorra;
- ▶ Botas de goma;
- ▶ Elementos de protección personal: Guantes, gafas de seguridad y tapabocas, entre otros;
- ▶ Alcohol en gel o desinfectante para manos;
- ▶ Impermeable, si resultara necesario;
- ▶ Repelente de insectos;
- ▶ Mapa impreso del área a relevar;
- ▶ Planilla de campo (ver ANEXO);
- ▶ Papel y lápiz (evitar usar lapicera, ya que la tinta se corre si se moja);
- ▶ Teléfono celular con crédito, cámara de fotos y acceso a Google Maps u otra aplicación que permita obtener las coordenadas geográficas de un punto. También existen equipos GPS que son ideales para este tipo de relevamiento;
- ▶ Vehículo (opcional).

Además se recomienda contar con guías de vegetación, mariposas, aves, anfibios, etc. Existe una buena cantidad de material disponible en Internet sobre la flora y fauna de cada región (Tabla 1).

PROCEDIMIENTO PROPUESTO

- a) Realizar una búsqueda de información general sobre la zona a relevar. Ampliar la búsqueda a temas específicos, como por ejemplo estudios calidad del agua superficial realizados previamente en el área. Para ello puede consultarse el buscador Google o Google Académico (Tabla 1);
- b) Realizar un recorrido virtual por la zona mediante la herramienta “*Street View*” de Google Maps, identificando posibles accesos, sectores inseguros, etc.;
- c) Contactar e invitar a participar del relevamiento a una ONG, referente municipal, vecino, científico, u otro actor con conocimiento del territorio;
- d) Realizar una recorrida a pie por la ribera (si es posible, aunque en algunos casos también podría utilizarse una embarcación), obteniendo con el celular o GPS las coordenadas geográficas (latitud y longitud) de cada punto donde se observe un vuelco importante de un efluente líquido en el cuerpo de agua receptor, acercándonos lo más posible de manera segura al PV. Registrar las coordenadas en la planilla de campo elaborada a tal fin (ANEXO). Es importante tener en cuenta que, además de efluentes líquidos, muchos arroyos y ríos reciben desagües pluviales (y otros) de áreas urbanas. Resulta necesario identificar también estos puntos, dado que muchas veces los arroyos entubados y conductos pluviales reciben efluentes líquidos. Para obtener las coordenadas geográficas de un punto con un teléfono celular mediante Google Maps, se recomienda seguir las indicaciones del servicio de ayuda de esta aplicación². Tener siempre al alcance números telefónicos importantes: coordinación de emergencias, emergencias médicas, policía, defensa civil, etc. Se recomienda que participen del relevamiento un mínimo de 2 personas;
- e) Tomar una fotografía de cada PV, indicando el número o nombre de archivo en la planilla. Algunos equipos GPS permiten tomar una fotografía identificando automáticamente las coordenadas geográficas del lugar donde fue tomada;
- f) Además de las coordenadas geográficas y la/s fotografía/s de cada PV, es necesario registrar la fecha y hora del relevamiento. También

2 Servicio de ayuda de Google Maps. <https://support.google.com/maps/answer/18539?co=GENIE.Platform%3DAndroid&hl=es-419>. Consultado en octubre de 2020.

se recomienda registrar algunas condiciones ambientales del sitio al momento del relevamiento, por ejemplo la meteorología, la coloración del agua, si hay olores atípicos, si se observan espumas o sobrenadantes, si se observa vegetación acuática y/o palustre y en qué cantidad, el estado general de las riberas, si se observan residuos sólidos en la columna de agua y/o las riberas o la presencia de fauna (mariposas y otros invertebrados, aves, peces, anfibios, etc.). En la Tabla 1 se incluye una lista con algunas páginas web en las cuales puede hallarse información de interés. En Argentina, la información meteorológica puede consultarse en páginas web de organismos oficiales como el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) o el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), siempre teniendo en cuenta los datos correspondientes a las estaciones meteorológicas más cercanas al área relevada. A veces resulta factible identificar el tipo de efluente líquido, es decir si se presume que es de origen doméstico, cloacal, industrial, etc. En algunos casos puede ser posible identificar al generador del efluente líquido, pero hay que tener en cuenta que muchas veces una misma tubería, canal a cielo abierto o conducto pluvial puede recibir efluentes líquidos de distintos generadores, en cuyo caso el agua residual puede ser considerada de tipo “mixto”;

- g) Si es posible, es importante realizar el relevamiento en dos condiciones meteorológicas distintas: con y sin precipitaciones. Esto es debido a que muchas industrias vuelcan un volumen mayor de efluentes líquidos durante los eventos de precipitaciones, aprovechando la mayor dilución en el cuerpo receptor. También es necesario tener en cuenta que muchos efluentes líquidos son volcados de manera intermitente (vuelco discontinuo), por lo tanto es posible que no sean detectados si se realiza un único relevamiento. Es por esta razón que se recomienda registrar incluso aquellos canales o tuberías que no transporten agua al momento del relevamiento, consignando esta información en la planilla;
- h) Elaborar un breve informe sobre los relevamientos realizados, integrando la información recopilada. Para ello puede resultar interesante contactar a científicos locales dedicados a la investigación en el área de la contaminación hídrica. Este documento eventualmente puede ser remitido a las autoridades correspondientes (Tabla 2);
- i) Opcional (¡pero muy recomendable!): Elaborar un mapa de vuelco del/ os cuerpo/s de agua relevado/s. Para ello se puede utilizar la herramienta

gratuita Google Earth³ (Fig. 2), u otros programas denominados “Sistemas de Información Geográfica” (SIG). Existen varios SIGs que son de acceso libre y gratuito, tales como gvSIG o QGIS, aunque su utilización requiere un entrenamiento previo. Incluir este mapa en el informe.



Figura 2. Vista en Google Earth del punto de vuelco de la Fig. 1, denominado “PV_1”.

Tabla 1. Páginas web con información de interés. Consultadas en septiembre 2020.

3 Descarga de Google Earth. <https://www.google.com/intl/es/earth/download/gep/agree.html>. Consultado en octubre 2020.

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

Nombre	Utilidad para el relevamiento	Página/s web
Aguas Bonaerenses S. A. (ABSA)	Operador de los servicios de agua y cloacas en algunos partidos del AMBA	https://www.aguasbonaerenses.com.ar/
Agua y Saneamientos Argentinos S. A. (AySA)	Operador de los servicios de agua y cloacas en la mayor parte del AMBA	https://www.aysa.com.ar/
Asociación gvSIG	Descarga del SIG libre y de código abierto "gvSIG"	http://www.gvsig.com/es
Aves Argentinas	Consulta y descarga de información sobre flora y fauna argentinas	https://www.avesargentinas.org.ar/
Centro de Información Ambiental	Consulta de información ambiental, a nivel federal	https://www.argentina.gob.ar/ambiente/ciam
Consejo Hídrico Federal (COHIFE)	Consulta de información sobre los recursos hídricos, a nivel federal	http://www.cohife.org/
Fundación de Historia Natural Félix de Azara	Consulta y descarga de información sobre flora y fauna argentinas	https://fundacionazara.org.ar/
Fundación Vida Silvestre Argentina	Consulta y descarga de información sobre flora y fauna argentinas	https://www.vidasilvestre.org.ar/
Google Académico	Consulta de Bibliografía científica y técnica sobre el área a relevar (por ejemplo estudios de calidad de agua realizados por Universidades e institutos de investigación)	https://scholar.google.es/schhp?hl=es
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) - Instituto de Clima y Agua	Consulta de datos e información meteorológica del área a relevar	http://climayagua.inta.gob.ar/
Instituto Nacional del Agua (INA)	Consulta de información general sobre recursos hídricos	https://www.ina.gov.ar/index.php
Quantum GIS (QGIS)	Descarga del SIG libre y de código abierto "QGIS"	https://www.qgis.org/es/site/
Servicio Meteorológico Nacional (SMN)	Consulta de datos meteorológicos del área a relevar	https://www.smn.gob.ar/

Tabla 2. Organismos con incumbencias en materia ambiental, de preservación de los recursos hídricos, control de la provisión de agua potable y desagües cloacales y/o control de efluentes líquidos.

Organismo	Ámbito	Página web
Agencia de Protección Ambiental (APRA)	Ciudad Autónoma de Buenos Aires	https://www.buenosaires.gov.ar/agenciaambiental
Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR)	Cuenca del río Matanza-Riachuelo	http://www.acumar.gov.ar/
Autoridad del Agua (ADA)	Provincia de Buenos Aires (PBA): - Aguas, efluentes líquidos y preservación de los recursos hídricos - Control de vuelcos industriales - Control de las PDLC de ABSA y otros operadores	http://www.ada.gba.gov.ar/
Comité de Cuenca del Río Luján (COMILU)	Cuenca del río Luján	https://www.gba.gov.ar/comilu
Comité de Cuenca del Río Reconquista (COMIREC)	Cuenca del río Reconquista	https://www.gba.gov.ar/comirec
Ente Regulador de Agua y Saneamiento (ERAS)	AMBA: - Control de la concesión AySA	http://www.eras.gov.ar/institucional/eras/
Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS)	PBA: - Autoridad ambiental - Denuncias	http://www.opds.gba.gov.ar/ https://sistemas.opds.gba.gov.ar/extra/denuncias/index.php

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

ANEXO: MODELO DE PLANILLA DE CAMPO⁴

Cuerpo de agua								
Punto de vuelco N°	Fecha y hora	Condición meteorológica	Tipo de conducto	Tipo presunto de efluente	Coordenadas geográficas	Imagen N°	Observaciones	Otras observaciones
1	Fecha: Hora:	Precipitaciones (sí/no); Precipitaciones últimas 48 h (leves, moderadas, intensas); Temperatura del aire; Viento (velocidad y dirección):	(Tubería, canal a cielo abierto, entubamiento, ...)	(Doméstico, cloacal, industrial, agrícola, desague urbano, mixto, etc. ...)	(Indicar la latitud y longitud de cada punto)	(Referencia a la imagen correspondiente al punto de vuelco)	Color del efluente: Olor: Espumas o sobrenadantes: Residuos sólidos en la columna de agua: Residuos sólidos en las riberas: Vegetación: Fauna:	
2	Fecha: Hora:	Precipitaciones (sí/no); Precipitaciones últimas 48 h (leves, moderadas, intensas); Temperatura del aire; Viento (velocidad y dirección):					Color del efluente: Olor: Espumas o sobrenadantes: Residuos sólidos en la columna de agua: Residuos sólidos en las riberas: Vegetación: Fauna:	
...								

⁴ Este es sólo un modelo, la planilla se puede modificar en función de los objetivos específico del relevamiento.

TELÉFONOS IMPORTANTES (AMBA, ARGENTINA)*:

1. Coordinación de emergencias: 911
2. Emergencia médica: 107
3. Policía: 911
4. Defensa civil: 103
5. Bomberos: 100
6. Emergencia ambiental: 105
7. Emergencia náutica: 106

*Fuente: <https://www.argentina.gob.ar/tema/emergencias>.

11

Tecnologías de biorremediación con microalgas

Juan G. Sánchez Novoa, Laura I. de Cabo, Patricia L. Marconi

Las microalgas constituyen una amplia categoría de organismos que abarcan microalgas eucariotas fotoautotróficas y cianobacterias procariotas. Son capaces de crecer en zonas cálidas del trópico hasta zonas frías de montaña y se distribuyen tanto en ambientes de agua dulce como marinos. Se estima que existen entre 200,000–800,000 especies, de las cuales solo se han descrito alrededor de 50,000 (Renuka y col., 2014). La enorme diversidad de especies y ambientes en que estos microorganismos pueden crecer, representan una alta potencialidad para la obtención productos y servicios a través de múltiples aplicaciones biotecnológicas (por ejemplo, productos farmacéuticos, captura biológica de carbono y biomasa para bioenergía entre otras aplicaciones) (Mondal y col., 2019). Algunas de las principales ventajas de estos microorganismos son: el bajo costo en sus requisitos de crecimiento (luz solar y dióxido de carbono), su rol en el ecosistema, capacidad de bioacumulación con la formación de subproductos de valor agregado, no requieren tierras fértiles o agua utilizable en agricultura, creciendo incluso en lugares contaminados (Wen y col., 2017; Khan y col., 2019). Las microalgas han sido ampliamente estudiadas y utilizadas en biorremediación para la remoción de nutrientes como el nitrógeno, fósforo y en la eliminación de sustancias tóxicas, como pesticidas, herbicidas, metales pesados, entre otros contaminantes (Trentini y col., 2017; Groppa y col., 2019; Mishraa y Mohantya, 2019; Cap. 4 y 9.3). La biomasa generada durante un tratamiento o proceso de biorremediación puede ser reutilizada en sistemas de producción de biocombustibles y/o en procesos de avicultura, acuicultura o agricultura, transformando esta actividad en autosustentable (Mehrabadi y col., 2015; Puyol y col., 2017).

A partir de la década de 1950 se publicaron los primeros trabajos de cultivo de microalgas del género *Chlorella sp.* para la obtención de biomasa microalgal rica en proteínas de alta calidad como alternativa para alimentación humana en sistemas abiertos denominados canales de flujo continuo o del inglés: "raceway ponds". Los sistemas *raceway* están constituidos por canales poco profundos (nivel de agua de 15-20 cm) en forma de circuito cerrado, en los que, el medio de cultivo es impulsado mediante paletas rotatorias que homogenizan los nutrientes y los microorganismos. Este sistema, generalmente requiere de grandes áreas de terreno (en el orden de hectáreas), aunque tienen como ventaja el bajo costo de producción de biomasa algal con múltiples aplicaciones desde la biorremediación de aguas contaminadas hasta la producción de alimento para consumo humano (Fernández-Linares y col., 2012). En los años posteriores, alrededor de las décadas del 70 y 80 se desarrolló un sistema de cultivo de *Spirulina sp.* en reactores cerrados comúnmente denominados fotobiorreactores, en los que el cultivo tiene poco o ningún contacto con la atmósfera con capacidad de 50 L (The National Academy of Science, 2012). Desde entonces, se han dedicado múltiples esfuerzos en el área de investigación para optimizar los rendimientos de la producción de biomasa a gran escala. Fernández-Linares y col. (2012) proponen utilizar la producción en masa de microalgas utilizando las tecnologías de fotobiorreactores cerrados (tanques tipo fermentador, fotobiorreactores tubulares y laminares) y reactores de estanque abierto tipo *raceway* para obtención de biomasa. A partir de este trabajo se ha extendido mundialmente como el método económicamente viable para la producción a gran escala de biomasa de microalgas. Sin embargo, aún existen problemas de ingeniería que deben ser resueltos para desarrollar sistemas mucho más eficientes para la producción de biomasa a gran escala y de bajo costo.

FACTORES PARA EL CRECIMIENTO

Las microalgas son microorganismos unicelulares fotosintéticos con un tamaño que varía entre 2 a 250 μm , tienen una capacidad de crecimiento y de generación de biomasa mucho mayor que las plantas superiores con tiempos de duplicación inferiores a las 24 horas. Por lo tanto, la productividad de las microalgas está determinada, principalmente, por la intensidad y el tipo de luz, el pH del medio, la disponibilidad y concentración de nutrientes -principalmente CO_2 , N y P-, la densidad celular del cultivo, la temperatura, la contaminación y la posible depredación por otros organismos. Otros factores a considerar en la producción a gran escala de biomasa a partir de microalgas son (Fernández-Linares y col., 2012; Torzillo y Vonshak, 2013; Hernández y Labbé, 2014; Mehrabadi y col., 2015; Hernández-Melchor y col., 2017):

- la selección de la cepa, la cual dependerá del producto final deseado;
- la fuente de nutrientes (medio de cultivo o aguas residuales);
- la ubicación geográfica;
- el modo de operación (discontinuo-batch, semicontinuo o continuo)
- el sistema de cultivo, el cual puede ser de dos tipos:
 - a) reactores abiertos raceway como estanques abiertos y reactores de canalización, más simples y menos costosos donde se pueden producir cepas a prueba de contaminación;
 - b) fotobiorreactores cerrados como reactores tubulares o de placa plana con sus diversas configuraciones, en los que los productos de alto valor son producidos por cepas sensibles a la contaminación.

ALGAS COMO SISTEMA DE BIORREMEDIACIÓN

Debido a la alta potencialidad de aplicaciones, las microalgas han sido ampliamente estudiadas y han despertado gran interés en el campo de la biotecnología en el desarrollo de estrategias alternativas a los sistemas convencionales (físicos, químicos y biológicos) para el tratamiento de aguas residuales (Anastopoulos y Kyzas, 2015; Wen y col., 2017; Sayadi y col., 2019; Mondal y col., 2019). Entre ellas, la ficorremediación consiste en el uso de macro y microalgas para el saneamiento ambiental. Sin embargo, la producción a gran escala de biomasa algal plantea desafíos debido a los altos requerimientos de agua y nutrientes para su cultivo (Mishraa y Mohantya, 2019). Además, el aislamiento de cepas nativas se considera la base del tratamiento de aguas residuales por microalgas ya que tienen una capacidad inherente para aclimatarse a las condiciones del lugar y dan como resultado un crecimiento superior en las aguas residuales no tratadas (Wen y col., 2017).

Este enfoque puede abordar simultáneamente la biorremediación y generar materia prima de biomasa de alto valor para la producción de biocombustibles, al mismo tiempo que permite excluir el uso de tierras agrícolas de alta calidad o zonas densamente pobladas y los problemas de seguridad alimentaria (Mallick y col., 2016; Mondal y col., 2019).

Para elegir una cepa, se debe considerar una estrategia de selección en base a diversos criterios (Chisti, 2007; Fernández-Linares y col., 2012; Hu, 2013; Grobbelaar, 2013; Torzillo y Vonshak, 2013; Hernández y Labbé, 2014; Mohemani y col., 2015; Fernández y col., 2016; Yusoff y col., 2019).

Además, se debe tener en cuenta que la viabilidad técnica de cada sistema está influenciada por las propiedades particulares de la cepa de algas seleccionada, así como por las condiciones climáticas y los costos de la tierra y acceso al agua (Wen y col., 2017; Vasistha y col., 2019).

SISTEMA DE ESTANQUE ABIERTO

Los sistemas de producción de estanques abiertos se pueden clasificar en aguas naturales (lagos, lagunas y estanques) y en estanques o contenedores artificiales (*raceway* y geoceldas). Los estanques de canalización, del inglés *raceway*, son el sistema artificial más utilizado comercialmente, tienen forma ovalada en circuito cerrado generalmente entre 0.2 y 0.5 m de profundidad (Hernández y Labbé, 2014). El sistema está construido en hormigón o excavado en el suelo y puede cubrirse con un revestimiento de plástico blanco que mejora la captación de luz por parte de las algas (Fernández-Linares, y col., 2012; Zittelli, y col., 2013). Los estanques de canales requieren de grandes superficies (en el orden de hectáreas) (Hernández y Labbé, 2014). Se agitan a través de paletas o hélice, una bomba de aire funciona en todo momento para agitar y hacer circular la mezcla para evitar la sedimentación de algas, regular la remoción de O₂, estabilizar el crecimiento y la productividad de las algas (The National Academy of Science, 2012; Fernández y col., 2016; Leonardi, 2019). El requisito de CO₂ de las microalgas generalmente se satisface con el aire de la superficie, pero se suelen instalar aireadores sumergidos para mejorar la absorción de CO₂ (Brennan y Owende, 2010; Yusoff y col., 2019).

Las geoceldas son una variación del sistema de estanques abiertos, donde el material de fabricación suele ser plástico (rígido), la altura de la columna de agua es menor a 15 cm y la mezcla se puede realizar mediante una bomba sumergible de 15 W. Funcionan a modo de reactor en batch o discontinuo con instalación a cielo abierto *in situ* (Marconi y col., 2020; Sánchez-Novoa, 2020).

Las aplicaciones van desde la producción de biomasa de alto valor hasta biorremediación, la profundidad del sistema se mantiene en los rangos de operación de los *raceway*, sin embargo, un factor limitante es el tamaño del estanque inferior a los 10 000 m² debido a problemas mecánicos y de mezcla no homogéneos que se realiza por un brazo giratorio (Moheimani, y col., 2015; Ramos y Pizarro, 2018). Otro diseño disponible, pero menos común en sistemas abiertos es el sistema inclinado o de cascada, donde el cultivo en suspensión circula por gravedad en dos canales inclinados conectados entre sí, pero en direcciones opuestas que terminan en un tanque de retención, desde donde se recircula el cultivo por bombeo, logrando así una alta turbulencia (Zittelli y col., 2013; Leonardi, 2019).

Los sistemas de estanques abiertos requieren ambientes altamente selectivos debido a la amenaza inherente de contaminación por bacterias, otras especies de algas y protozoos. El monocultivo es posible, aunque solo un pequeño número de cepas de algas son adecuadas. Por ejemplo, las especies del género *Chlorella* (adaptable a medios ricos en nutrientes), *Dunaliella salina* (adaptable a muy alta salinidad) y *Spirulina* (adaptable a alta alcalinidad) prosperan bajo tales ejemplos de ambientes extremos. Con respecto a la productividad de la biomasa, los sistemas de estanques abiertos son menos eficientes en comparación con los fotobiorreactores cerrados. Esto puede atribuirse a varios factores determinantes, que incluyen pérdidas por evaporación, fluctuación de temperatura en los medios de crecimiento, deficiencias de CO₂, mezcla ineficiente, limitación de la luz y regímenes de lluvia que pueden diluir los nutrientes disponibles en el medio de cultivo (Brennan y Owende, 2010; Zittelli y col., 2013; Hernández y Labbé, 2014; Moheimani y col., 2015; Chisti, 2017; Yusoff y col., 2019).

BIORREMEDIACIÓN – PALABRAS FINALES

A lo largo de este libro, así como numerosos organismos internacionales, han hecho hincapié en lo imperioso de estudiar posibles metodologías que reduzcan la carga de contaminantes en cuerpos de agua (Ward y col., 2018; WWAP, 2018; WHO, 2019). Una posibilidad es la aplicación de tecnologías de biorremediación las cuales se fundamentan en la capacidad natural que poseen determinados microorganismos para incorporar contaminantes en sus procesos metabólicos y usarlos como fuente de energía o carbono para producción de biomasa (Dzionic y col., 2016; Mosa, 2016). Dentro de los microorganismos utilizados en los tratamientos de biorremediación se encuentran las microalgas (ficorremediación), las cuales han sido reconocidas como una alternativa eficaz de tratamiento para la remoción de nutrientes como el nitrógeno y fósforo (Mishraa y Mohantya, 2019; Trentini y col., 2017). Las microalgas también se emplean para la eliminación de sustancias tóxicas, como pesticidas, herbicidas y metales pesados, entre otros. La generación de biomasa puede ser reutilizada en sistemas de producción de biocombustibles y/o en procesos de avicultura, acuicultura o agricultura transformando esta actividad en autosustentable (Mehrabadi y col., 2015; Puyol y col., 2017).

A nivel mundial, los sistemas que surgen como una solución para el cultivo en masa de microalgas son: el sistema cerrado (fotobiorreactor) y el sistema abierto (estanques abiertos tipo *raceway*) (Vasistha y col., 2019). El sistema abierto *raceway* es el más utilizado para la producción de biomasa algal debido a sus ventajas de bajo costo energético, operativo y de mantenimiento aun cuando se requiere de grandes áreas para su funcionamiento (Fernández y

col., 2016). Por otro lado, el uso de geoceldas resulta apropiado ya que permite reducir el tamaño del sistema y obtener buenos rendimientos de remediación (Sánchez Novoa, 2020) lo que se convierte en una gran ventaja considerando la disponibilidad del uso del suelo y el elevado valor de los terrenos. Este enfoque puede abordar simultáneamente la biorremediación y generar materia prima de biomasa de alto valor, al mismo tiempo que permite excluir el uso de tierras agrícolas de alta calidad o zonas densamente pobladas (Malick y col., 2016; Mondal y col., 2019).

BIBLIOGRAFÍA

- Anastopoulos, I. y Kyzas, G., 2015. Progress in batch biosorption of heavy metals onto algae. *Journal of Molecular Liquids*.
- Brennan, L. y Owende, P., 2010. Biofuels from microalgae—A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volumen 14, pp. 557-577.
- Chisti, Y., 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, Volumen 25, p. 294–306.
- Dzionic, A., Wojcieszynska, D. y Guzik, U., 2016. Natural carriers in bioremediation: A review. *Electronic Journal of Biotechnology*.
- Fernández, I. y otros, 2016. Dynamic model of an industrial raceway reactor for microalgae production. *Algal Research*, Volumen 17, pp. 67-78.
- Fernández-Linares, L., Montiel-Montoya, J., A. M.-O. y Badillo-Corona, J., 2012. Production of biofuels obtained from microalgae. *Ra Ximhai*, 8(3), pp. 101-115.
- Grobbelaar, J., 2013. Inorganic Algal Nutrition. En: A. R. a. Q. Hu, ed. *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*. s.l.:John Wiley y Sons, Ltd., pp. 123-133.
- Groppa, M. y otros, 2019. Optimization of a Bioremediation Strategy for an Urban Stream of Matanza-Riachuelo Basin. *World Academy of Science, Engineering and Technology International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 13(5), pp. 418-424.
- Hernández, A. y Labbé, J., 2014. Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2), pp. 157-173.

- Hernández-Melchor, D. y otros, 2017. Producción a la intemperie de un consorcio microbiano fotosintético fijador de nitrógeno en cultivo por lote y semicontinuo en un fotobiorreactor de puente aéreo de cara plana. *Rev. Int. Contaminación. Ambiental. (Especial Biotecnología e ingeniería ambiental)*, Volumen 33, pp. 73-81.
- Hu, Q., 2013. Environmental Effects on Cell Composition. En: A. R. a. Q. Hu, ed. *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*. s.l.:John Wiley y Sons, Ltd, pp. 114-122.
- Khan, S., Siddique, R., Sajjad, W., Nabi, G., Hayat, K. M., Duan, P., & Yao, L. (2017). Biodiesel production from algae to overcome the energy crisis. *HA-YATI Journal of Biosciences*, 24(4), 163-16
- Leonardi, R., 2019. *Diseño, caracterización, modelado y optimización de fotobiorreactores destinados al cultivo de microalgas y la producción de metabolitos de interés tecnológico-biológico*. s.l.:Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias Biológicas, U. Nacional del Litoral, Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas. pp. 161.
- Mallick, N., Bagchi, S., Koley, S. y Singh, A., 2016. Progress and Challenges in Microalgal Biodiesel Production. *Frontiers in Microbiology*, Volumen 7.
- Marconi, P. y otros, 2020. Development and testing of a 3D-printable polylactic acid device to optimize a water bioremediation process. *AMB Express*.
- Mehrabadi, A., Craggs, R. y Farid, M., 2015. Wastewater treatment high rate algal ponds for low-cost biofuel production.. *Bioresour. Technol.*, Volumen 184, p. 202–214.
- Mishraa, S. y Mohantya, K., 2019. Comprehensive characterization of microalgal isolates and lipid-extracted biomass as zero-waste bioenergy feedstock: An integrated bioremediation and biorefinery approach. *Bioresource Technology*, Issue 273, pp. 177-184.
- Moheimani, y otros, 2015. Past, Present and Future of Microalgae Cultivation Developments. En: *Biomass and Biofuels from Microalgae - Advances in Engineering and Biology*. s.l.:s.n.
- Mondal, M. y otros, 2019. Bioremediation of Organic and Inorganic Pollutants Using Microalgae. En: *NEW AND FUTURE DEVELOPMENTS IN MICROBIAL BIOTECHNOLOGY AND BIOENGINEERING*. s.l.:s.n., pp. 223-235.
- Mosa, K. S. I. K. K. H. M. y. D. O., 2016. Potential Biotechnological Strategies for the Cleanup of Heavy Metals and Metalloids. *Frontiers in Plan Science*.

- Puyol, D. y otros, 2017. Resource Recovery from Wastewater by Biological Technologies: Opportunities, Challenges, and Prospects.. *Frontiers in microbiology*.
- Ramos, R. y Pizarro, R., 2018. Crecimiento y capacidad de biorremediación de *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cultivada en aguas residuales generadas en el cultivo del pez dorado *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, Abri, Vol. 53(Nº1), pp. 75-86.
- Renuka, N., Sood, A., Prasanna, R. y Ahluwalia, A., 2014. Phycoremediation of wastewaters: a synergistic approach using microalgae for bioremediation and biomass generation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, Volumen 12, pp. 1443-1460.
- Sánchez-Novoa, J., 2020. *Bioprocesos de aguas contaminadas del Canal Bancalari, cuenca del Río Reconquista utilizando una cepa autóctona de Chlorella vulgaris inmovilizada en alginato dentro de estructuras 3D*. Buenos Aires, Argentina: Tesis de Grado. Licenciatura en Ciencias Ambientales, Universidad del Salvador.
- Sayadi, M., Rashki, O. y Shahri, E., 2019. Application of modified *Spirulina platensis* and *Chlorella vulgaris* powder on the adsorption of heavy metals from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Volumen 7.
- The National Academy of Science, 2012. *Sustainable Development of Algal Biofuels in the United States*. Washington, D.C.: s.n. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/13437>.
- Torzillo, G. y Vonshak, A., 2013. Environmental Stress Physiology with Reference to Mass Cultures. En: R. a. Q. Hu., ed. *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*. s.l.:John Wiley y Sons, Ltd, pp. 90-113.
- Trentini, A. y otros, 2017. Biorremediación del lago lugano de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires por algas unicelulares – estudios preliminares. *Revista Terra Mundus*, 2 Diciembre.Issue 2.
- Vasistha, S., Khanra, A. y Rai, M., 2019. Progress and Challenges in Biodiesel Production from Microalgae Feedstock. En: *Microalgae Biotechnology for Development of Biofuel and Wastewater Treatment*. s.l.:s.n.
- Ward, M. H. y otros, 2018. Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review.. *IJERPH*, 15(2-31).

- Wen, Y. y otros, 2017. Isolation of an indigenous *Chlorella vulgaris* from swine wastewater and characterization of its nutrient removal ability in undiluted sewage. *Bioresource Technology*, Volumen 243, pp. 247-253.
- WHO, 2019. *World Health Organization, El Agua, informe*, s.l.: s.n.
- WWAP, 2018. *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos*, s.l.: s.n.
- Yusoff, F., Nagao, N., Imaizumi, Y. y Toda, T., 2019. Bioreactor for Microalgal Cultivation Systems: Strategy and Development. En: *Prospects of Renewable Bioprocessing in Future Energy Systems, Biofuel and Biorefinery Technologies*. s.l.:Springer Nature Switzerland, pp. 117-159.
- Zittelli, G., Biondi, N., Rodolfi, L. y Tredici, M., 2013. Photobioreactors for Mass Production of Microalgae. En: A. R. a. Q. Hu, ed. *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*. s.l.:John Wiley y Sons, Ltd., pp. 225-266.

12

Tecnologías de biorremediación implementadas hasta el momento

Juan G. Sánchez Novoa, Laura I. de Cabo, Patricia L. Marconi

En 2016, Dudgeon y col. publicaron una revisión acerca de los factores de estrés ecológico que impactan en forma directa sobre la biodiversidad que existe en los cuerpos de agua dulce del mundo. A la actualidad, este trabajo ha sido citado más de 4805 veces, lo que lo coloca entre los artículos más citados en el campo de la biología y la bioquímica (Web of Science®). En este trabajo, se citan las 5 principales causas de la pérdida de diversidad: sobreexplotación, contaminación del agua, modificación de las corrientes, destrucción o degradación del hábitat e invasión de especies exóticas. Estos factores impactan en forma directa sobre las poblaciones reduciendo su área de distribución. En la cuenca del Río Reconquista, la contaminación ambiental es la principal causa de su deterioro. Revertir esta situación es importante para preservar la biodiversidad y los bienes y servicios ecosistémicos que proporcionan a la sociedad, como el abastecimiento de agua potable y la recreación, entre otros. Se ha demostrado que los productos químicos orgánicos tienen un impacto adverso en los ecosistemas de agua dulce en estudios locales y regionales (Informes ACUMAR 2017). Entre las fuentes de contaminantes químicos se puede encontrar las actividades agrícolas debido a una aplicación inadecuada y excesiva de fertilizantes, plaguicidas y abono natural como estiércol en la cuenca alta (EPA 2005, 2018; Guida-Johnson y Zuleta, 2019). Así, la escorrentía agrícola contiene, generalmente, contaminantes como nutrientes con alto contenido en nitrógeno y fósforo, restos de herbicidas y pesticidas y metales pesados.

Específicamente, la presencia de altos niveles de nitrógeno amoniacal, nitratos y fosfatos provenientes de los fertilizantes son los responsables de la proliferación de algas en los cuerpos de agua que llevan a su eutrofización.

Está descrito que en Estados Unidos y en la Unión Europea, las actividades agrícolas son generalmente las principales contribuyentes a la eutrofización, mientras que los vertidos de aguas residuales e industriales, que suelen recibir algún tratamiento antes de su vertido, son una fuente secundaria de contaminación (Selman y col., 2008; Malaj y col., 2014; Basilico y col., 2015).

Otra fuente importante de contaminación son los productores de los sectores ganadero y avícola. Para satisfacer la creciente demanda de productos cárnicos, se han introducido cambios en la producción para aumentar la productividad y la eficiencia económica de la industria pero se generan enormes cantidades de desechos sólidos (Basilico y col., 2015; Michalk y col., 2019, Lu y col., 2020). El manejo inadecuado de los desechos de los criaderos puede conducir fácilmente al deterioro ambiental debido a la acumulación de nitrógeno, fósforo, materia orgánica e incluso patógenos fecales y fármacos veterinarios en las cuencas hídricas (Tasho & Cho, 2016; Guida-Johnson y Zuleta, 2019). Estos problemas se aplican a la cuenca alta de Río Reconquista. En la cuenca media y baja se suman a todo ello, numerosos asentamientos humanos a la vera de los ríos, arroyos y canales (Ruggerio y col., 2018). Los desechos debido a las aguas servidas también contribuyen al aumento y acumulación de nitrógeno, fósforo, materia orgánica y patógenos fecales debido a la falta de sistemas apropiados de canalización y tratamiento de aguas servidas.

En las últimas décadas, se han desarrollado varios métodos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de aguas residuales; entre estos, la descontaminación por el uso de microalgas como agentes de biorremediación (Acién y col., 2016; Duran y coll., 2018; Alam y col., 2019; Jaafari y col., 2019; Sayadi y col., 2019; Pandey y col. 2019; Mishraa y Mohantya, 2019). Hoy en día, los sistemas de ficorremediación de aguas contaminadas a gran escala utilizan cultivos de algas en estanques abiertos denominados canales de flujo continuo o del inglés: "raceway ponds" (Capítulo 11). Estos estanques tienen una capacidad de 100 m² a 5.000 m² de superficie y se suelen construir para el saneamiento de los vertidos municipales de poblaciones europeas pequeñas (menos de 6000 habitantes) (Lema 2017; Zhang y col. 2018; Soriano-Molina y col., 2019).

Al mismo tiempo, la obtención de biomasa algal ha generado gran interés en otros campos de la biotecnología. En el marco de la economía circular, la biomasa post-tratamiento de biorremediación no es apta para consumo animal debido a los contaminantes que puede llegar a acumular por lo que su disposición final debe ser estudiada (Gonzalez-Lopez y col. 2020). Entre las propuestas, la mayor tendencia se encuentra hacia la producción de bio-

combustibles ya sea biocrudo, biodiesel o bioetanol (Jebali y col., 2020; Rodríguez-Miranda y col., 2019).

La fitorremediación se realiza en suspensión en los *raceway* destinando varias hectáreas a estas plantas depuradoras. Sin embargo, en la cuenca baja del río Reconquista la densidad construida no permite disponer del espacio suficiente para instalar una planta depuradora de ese tipo (Fig. 1).

La zona asignada por la UNIREC (Unidad de Coordinación del Proyecto Río Reconquista) para realizar nuestro estudio fue la estación de bombeo N°9 sobre la margen del canal Bancalari antes de su desembocadura en el río Reconquista Chico. Este área es predominantemente industrial, límite de las localidades de Don Torcuato y San Fernando, entre la ruta 202 y al sur con la colectora Este de la Au. Panamericana (Fig. 1).



Figura 1. Zona de influencia del estudio

Debido al lugar asignado, se estudiaron otras posibilidades de fitorremediación ocupando el menor espacio posible. Los fotobiorreactores son los equipos más adecuados, pero por su costo y requerimientos de mano de obra calificada fueron descartados (Cap. 5.2). Así, se inició una investigación tendiente a desarrollar procesos alternativos.

En trabajos previos de numerosos autores se señalan distintas formas de inmovilización de las microalgas como posibles estrategias de cultivo *ex situ* (Bashan y col., 2002; Bashan y Bashan, 2008; Mallick, 2020). La inmovilización pasiva hace referencia a la adhesión en superficies secundarias como biopelículas o el tratamiento con agentes floculantes. La inmovilización activa consiste en el entrapamiento de células vivas en distintos tipos de soportes como el alginato, el agar, la celulosa entre otros. Así, la inmovilización de cultivos fototróficos es ventajosa ya que concentra la biomasa en un espacio reducido, evita la eutrofización de las aguas por dispersión de las células microalgales, facilitando la remoción de la biomasa del medio. En trabajos previos, habíamos utilizado una cepa autóctona de *Chlorella vulgaris* inmovilizada en perlas de alginato como sistema modelo de biorremediación del agua contaminada del lago Lugano y Ao. Cildañez de la CABA, Cuenca Matanza – Riachuelo (Capítulo 9.3). Para ello, utilizamos perlas de alginato para inmovilizar las algas y los procesos experimentales se llevaron a cabo en biorreactores de tanque agitado. Los resultados más destacables que obtuvimos fueron la disminución en la concentración de fósforo total, nitrógeno en varias formas y metales pesados con porcentajes de remediación superior al 90%, mostrando el potencial de esta microalga para ser empleada en procesos integrados que busquen la remoción de contaminantes de aguas con contaminación mixta.

La utilización de matrices de alginato ha sido de gran utilidad en el campo biotecnológico para la elaboración de perlas, además de proporcionar protección a las células, mantienen su capacidad de multiplicación, facilitan la manipulación y recuperación tras el período de biorremediación en el sitio contaminado (Trentini y col., 2017; Cap. 9.3). Sin embargo, esta matriz de polisacáridos puede ser predada por la fauna presente en estos cuerpos de agua a remediar (aves, peces, larvas de insectos, entre otros). Cuando realizamos los trabajos en el Ao. Cildañez observamos que las perlas desaparecían a lo largo de los días. Luego de 4 días, las mallas que las contenían quedaban totalmente vacías. Debido a ello, se planteó un problema a solucionar en el desarrollo del proceso de biorremediación, cómo proteger la matriz de alginato.

TÉCNICA DE INMOVILIZACIÓN DE CÉLULAS EN ALGINATO DENTRO DE ESTRUCTURAS 3D - UTILIZACIÓN DEL PET

El PET (tereftalato de polietileno, politereftalato de etileno, polietilenotereftalato o polietileno tereftalato) pertenece al grupo de los materiales sintéticos denominados poliésteres derivado del petróleo. Fue descubierto y patentado por Whinfield y Dickson, en Inglaterra en el año 1941. Las fibras fueron diseñadas para la fabricación de telas sustituyendo al algodón que provenía de

Egipto y por razones de la guerra se había interrumpido su suministro. Luego, se le fue dando otros usos hasta que, en 1976, se comenzaron a fabricar botellas. Las propiedades principales del PET son la alta resistencia a impactos, muy liviano, transparente y reciclable (Kim y col. 2020). Además, varios microorganismos pueden degradar el PET con una batería de enzimas como lipasas, cutinasas y esterases entre otras (Muller y col. 2005; Danso y col. 2019). En nuestro país, el PET es utilizado para fabricar botellas de agua mineral. A partir de estas botellas se cortaron tiras de 1,5 cm x 15 cm. Las tiras se fueron trenzando tal que quedarán canastas de 1,2 cm³ (2x2 cm y 0.3 cm de espesor) en cuyo interior se dispusieron las algas inmovilizadas en alginato (Figura 2). Las longitudes de onda del rango visible atraviesan este material sin resistencia asegurando el proceso de fotosíntesis de las algas.

El inóculo inicial fue un cultivo de algas de 2 semanas en crecimiento heterotrófico en Erlenmeyers con una concentración de 2×10^6 células/mL. Los cultivos se llevaron a cabo en los biorreactores de tanque agitado con medio de cultivo sintético MS. Luego fueron probados en cultivos alimentados con agua del lago Lugano.

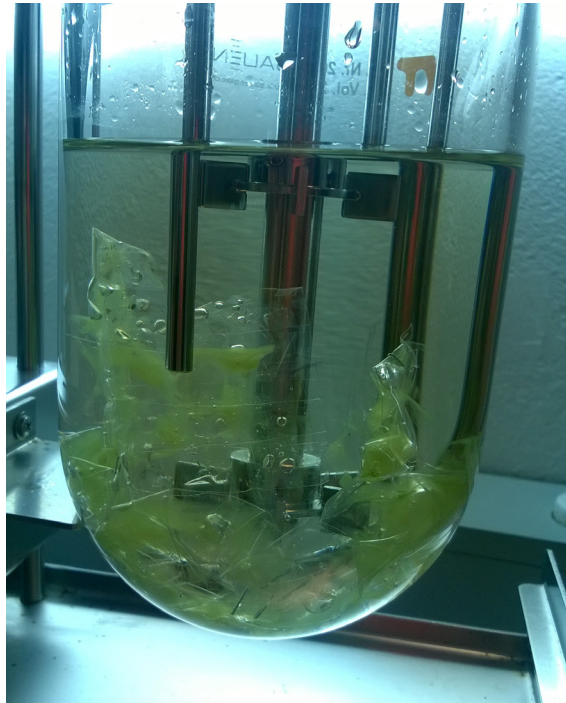


Figura 2. detalle vaso del bioreactor donde se pueden observar las canastas de PET con las algas inmovilizadas en alginato en su interior. Medio de cultivo sintético MS.

Sin embargo, a las 24 h de iniciados los cultivos en agua del lago Lugano, el alginato se va desprendiendo de la red de PET siendo liberado de esta malla y quedando en suspensión. La liberación del alginato al medio ambiente con las algas que podría causar un proceso de eutroficación río abajo. Por lo que se siguió buscando un material alternativo.

TÉCNICA DE INMOVILIZACIÓN DE CÉLULAS UTILIZANDO DEL PLA

A partir de estos resultados se buscó un material biodegradable pero más resistente. Se probó el ácido poliláctico (PLA), un plástico de origen vegetal con propiedades similares al PET. Este ácido es producido a partir de biomasa de diferentes orígenes: almidón de maíz, yuca, mandioca o de caña de azúcar, entre otras, siendo siempre materiales renovables. Sin embargo, el rendimiento es bajo, para obtener 1 kg de PLA, se necesitan 2,65 kg de maíz lo cual encarece el producto en comparación al PET obtenido del petróleo.

La patente para el PLA es de 1952 a nombre de Dupont quien lo utilizaba para producir suturas médicas, implantes y como medio para dosificar medicamentos. Más tarde, Cargill comenzó a investigar la tecnología de producción de PLA y en 1997 se asoció con la empresa Dow Chemical Company, creando Nature Works LLC. Con la aparición de las impresoras 3D, el PLA vuelve a tener protagonismo. El filamento de PLA es el más utilizado para imprimir debido a sus propiedades térmicas, además de ser biodegradable, maleable, permitiendo acabados homogéneos mate o cristalinos (que permite el paso de la luz), sin fisuras, entre otras cualidades (Kube y col. 2019).

Así, se diseñó y probó un primer prototipo en PLA impreso con tecnología 3D en forma de copa, extraído de una base de datos gratuita de internet (<https://cults3d.com/fr/mod%C3%A8le-3d/maison/zuzanna-lamp>). Este diseño presenta costillas y cámaras de aire donde se deposita la matriz de alginato conteniendo las algas. Los prototipos se probaron en medio sintético MS en Erlenmeyers de 2,5 L. La biomasa algal creció, pero la matriz de alginato que se puede pegar a la estructura es muy pobre. Por lo que los ensayos solo fueron útiles para descartar un posible efecto tóxico del PLA para las algas y rediseñar una geometría del soporte funcional a los fines prácticos buscados.

Luego de probar varios diseños y materiales de construcción se diseñó un nuevo dispositivo, funcional al proceso de biorremediación, escalable a cuerpos de agua a biorremediar y que permitiera cargar mayor cantidad de alginato y, por lo tanto, mayor biomasa algal. Para el diseño se priorizó la funcionalidad del dispositivo para extraer rápidamente del cuerpo de agua y reemplazarlo por nuevos dispositivos (Fig. 3).

El diseño final fue un dispositivo en forma de torpedo abierto por sus extremos, siendo la abertura apical de mayor diámetro que la basal para facilitar el flujo a través del cuerpo del torpedo donde se alojan las algas inmovilizadas en la matriz de alginato (Fig. 3). Además, el torpedo cuenta con baffles internos para retener la matriz de alginato y en la base tiene aletas para estabilizar los dispositivos en paralelo a las corrientes de agua.

El diseño y la fabricación de impresos en 3D se realizaron utilizando software y plotter específicos (Crealty, CR-10S). El hilo de PLA (1.75 mm de diámetro) se dispensó a través de una aguja de bronce (Volcano) a 220°C con un diámetro interno de 6 μm , aplicando una velocidad de trazado de 100 mm/seg con una temperatura seteada a 55°C en la base. Los diseños fueron estables luego de 1 día post-impresión sin evidencias de fisuras ni deformaciones.

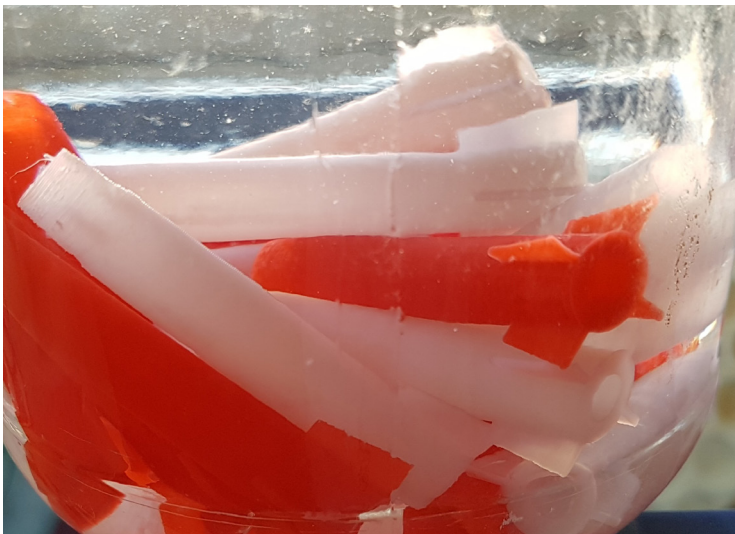
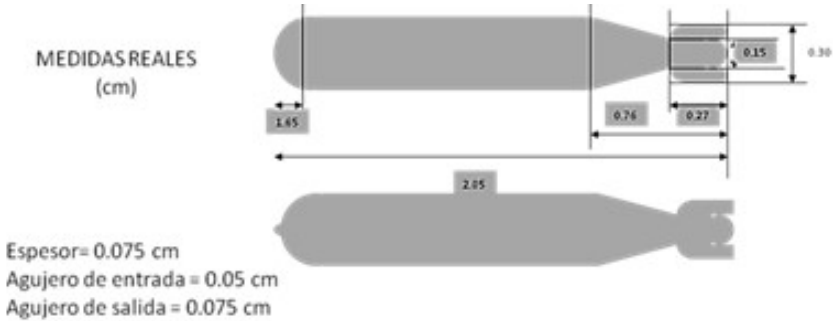


Figura 3. Esquema de la prueba de concepto 3D en forma de torpedo (A) y los torpedos de color rojo y blanco sumergidos en medio de cultivo estéril en un Erlenmeyer de 2 L (B)

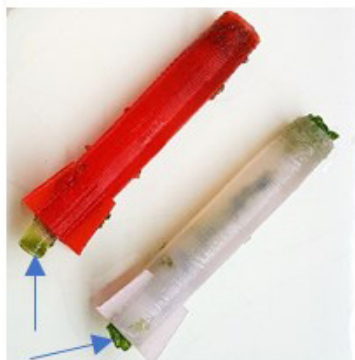


Figura 3. Mostrando el detalle de la matriz de alginato conteniendo las algas (C). Las flechas muestran el detalle de la matriz asomando por uno de los extremos del 3D.

La resistencia mecánica a la compresión de los dispositivos diseñados se verificó mediante procesos de autoclavado en un equipo tipo Chamberlain. Durante el ciclo de autoclavado las estructuras son sometidas a 0.11 MPa por 20 min., lo que equivale a una presión de compresión normal a la superficie de 110 KN/m² o el equivalente a 11200 kg/m². Durante el primer y segundo ciclo de autoclavado, los torpedos no sufrieron deformaciones mostrando la robustez del material. Después de 3 procesos de esterilización, los dispositivos 3D se rompieron desgranándose en arenilla cristalina.

Otras características del PLA importantes para el desarrollo son enumeradas por Kube y col. (2019):

- biodegradable
- no es tóxico para los seres vivos
- permite la difusión de gases
- es estable a la temperatura y pH fisiológicos
- es bioactivo

Los prototipos fueron patentados por el CONICET en el Instituto Nacional de Propiedad Industrial (INPI).

CARACTERIZACIÓN DE LAS ESTRUCTURAS 3D EN PLA EN EL C. BANCALARI

Las pruebas a campo se realizaron en el Canal Bancalari, estación de bombeo N°9 en el marco de un proyecto con COMIREC y en el trabajo de la Tesis de

grado del entonces estudiante Juan Sanchez Novoa (Sanchez Novoa, 2020) (Fig. 1). Para ello, se dispusieron las geoceldas (4 L) que funcionan a modo de reactor de carga continua *in-situ* con aireadores que permiten homogeneizar las condiciones de transferencia de masas y gases (Capítulo 11). Se utilizó la cepa autóctona de *C. vulgaris* cuyos resultados promisorios ya habían sido comprobados en trabajos anteriores (Capítulo 9.3). Las algas fueron inmovilizadas en alginato dentro de las estructuras 3D según el prototipo de la figura 3 en colores rojo, blanco y traslúcido. El diseño experimental consistió en 3 tratamientos:

- **G-Chl** geoceldas con agua del canal Bancalari con 60 dispositivos 3 D con el alga inmovilizada en la matriz de alginato
- **G-Al** geoceldas con agua del canal Bancalari con 60 dispositivos 3 D con matriz de alginato (sin algas)
- **G-Ctrol** geoceldas con agua del canal Bancalari con 60 dispositivos 3 D (sin algas ni alginato)

La producción de biomasa fue estimada por DO_{600nm} en muestras de 20 estructuras 3D por tratamiento. La biomasa promedio por dispositivo 3D al tiempo inicial fue de 0.104 /mL alcanzando una biomasa de 0.763 /mL luego de 5 días de tratamiento. La velocidad de crecimiento alcanzada fue de 0.412 /d correspondiente a un tiempo de duplicación de 1.62 d.

La Tabla 1 presentan las concentraciones de nutrientes determinados luego del tratamiento con las algas inmovilizadas en alginato dentro de las estructuras 3D.

Tabla 1. Concentración y remoción de Nutrientes. (I) nutrientes del Canal Bancalari; (G-Ctrl); (G-Al); (G-Chl) concentración final de nutrientes y % de remoción.

		Agua C.	tratamientos			% REMOCIÓN		
		Banca-lari	G-Ctrl	G-Al	G-Chl	G-Ctrl	G-Al	G-Chl
NH ₄ ⁺	(mg/L)	2,4	1,3	4,6	0,073	46,5	-	96,9
PRS	(mg/L)	0,78	0,91	0,75	0,014	-	3,57	98,2
NO ₃ ⁻	(mg/L)	12,6	13,2	6,69	7,38	-	47,0	41,5
NO ₂ ⁻	(mg/L)	0,08	0,61	0,50	0,61	-	-	-
NID	(mg/L)	15,1	15,1	11,8	8,06	-	21,6	46,4

Estrategias de remediación para las cuencas de dos ríos urbanos de llanura

La remoción de amonio llega al 96% en las geoceldas con los dispositivos 3D conteniendo la matriz de alginato con las algas (Tabla 1) por acción de las algas, bacterias desnitrificantes y remoción en el PLA (Wu y col., 2015; Wang y Wu, 2016). Es de destacar que el tratamiento control con solo los dispositivos 3D, sin alginato ni algas, permitió alcanzar un porcentaje de remoción de amonio de 46.5%. Este fenómeno se debe a que por un lado se adsorben especies de nitrógeno en el PLA y además sucede nitrificación y posterior de desnitrificación por acción de bacterias (Wu y col., 2015; Wang y Wu, 2016).

La remoción de nitrato en los tratamientos con alginato con algas (41%) y sin algas (47%) fue semejante, atribuida a la microflora existente en el agua (Wang y col. 2017; Marconi y col. 2020). En todos los tratamientos se observó un aumento en la concentración final de nitritos, respecto a la concentración determinada en el Canal Bancalari (Tabla 1). La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID=nitrato+nitritos+amonio) disminuye, de modo que la remoción final de NID para los tratamientos (G-AL) y (G-Chl) fue de 21.6% y 46.4% respectivamente.

La mayor parte del amonio en las aguas residuales puede ser eliminado por acción de bacterias asociada a la intensa oxigenación generada por las microalgas. Esto se debe a que las bacterias presentes en el medio acuático emplean dichos nutrientes como sustrato, así suelen ser determinantes en la asimilación de nutrientes y/o formación de biomasa en los sistemas de biorremediación (Lu y col., 2020)(Fig. 4). El amonio, por ejemplo, es en parte nitrificado a nitrato que queda disponible para las microalgas. Existen, también, procesos de desnitrificación por acción de las bacterias en los microambientes suboxigenados en las geoceldas (Zornoza-Zornoza y col., 2017).

El amonio presente principalmente en las aguas residuales se oxida a nitrito y a nitrato con la ayuda de autótrofos aeróbicos obligados conocidos como bacterias oxidantes de amonio (AOB) de los géneros *Nitrosomonas* sp., *Nitrosococcus* sp., *Nitrosopira* sp. Todas involucradas en la conversión a NO_2^- mientras que la conversión de NO_2^- a NO_3^- se lleva a cabo por *Nitrobacter* sp., una bacteria oxidante de nitrito (NOB) (Fig. 4).

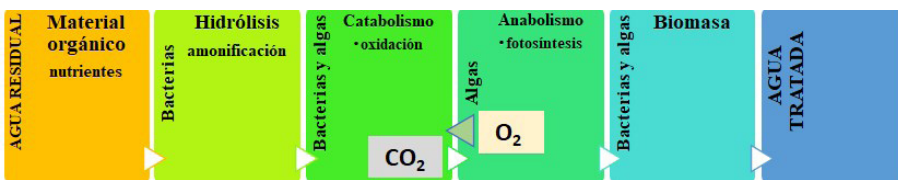


Figura 4. Procesos y organismos involucrados en el tratamiento de agua residual.

La bioconversión heterotrófica para la eliminación de nitritos y nitratos (denitrificación) de las aguas residuales en condiciones suboxigenadas o anóxicas, generalmente es llevado a cabo por anaerobios facultativos, como clases gran negativas de proteobacterias α , β y γ , principalmente de los géneros *Paracoccus*, *Agrobacterium*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter* y algunas bacterias grampositivas como *Bacillus licheniformis*. En el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, NO_2^- es un intermediario clave y su destino determina si el nitrógeno permanece fijo como nitrito, nitrato o se libera a la atmósfera como NO , N_2O o N_2 (Thakur y Medhi, 2019; Rajta y col., 2020) (Fig. 5).

La remoción de fósforo reactivo soluble es casi total (98.2%) y se logra exclusivamente con la biomasa algal (Tabla 1). La eliminación de un nutriente (típicamente nitrógeno y fósforo) pasa a convertirse en el factor limitante del crecimiento algal en el agua residual. Así, se evita la proliferación celular, sin embargo, el carbono todavía puede ser asimilado por fotosíntesis y convertido en ácidos grasos aumentando la biomasa algal (Guldhe y col., 2017; Vasistha y col., 2019; Jeslin y col., 2020). Igualmente, la biomasa seca contiene altos niveles de ácidos grasos, en particular TAGs que, al ser sometida al proceso de conversión bioquímica se puede obtener biocrudo o biodiesel (Molina-Grima y col., 2013; Mishraa y Mohantya, 2019).

Asimismo, el bioetanol de tercera generación utiliza la biomasa de microalgas con una alta tasa de producción de carbohidratos que luego pueden ser fermentados a bioetanol (Kumar y col., 2020). Sin embargo, el costo de producir biocombustibles de microalgas todavía es demasiado alto, lo que significa que todavía hay un largo camino por recorrer antes de que el potencial ofrecido por las microalgas se convierta en una alternativa creíble a los combustibles fósiles (Chowdhur y Loganathan, 2019).

Hay que tener en cuenta que otras algas, bacterias o protozoos pueden competir con las algas por nutrientes y luz en estas aguas residuales (Liu y col. 2017). Por otro lado, la presencia de bacterias puede mejorar el crecimiento de las algas al aumentar la presión de selección lo que genera mayor resistencia, es decir, capacidad de mantener su metabolismo y crecimiento, aun en condiciones de estrés. La capacidad de *C. vulgaris* para crecer en las condiciones de estrés de las aguas del Canal se asocia a la presencia de microorganismos autóctonos del C. Bancalari ya que permiten: 1) mineralizar sustratos orgánicos en formas inorgánicas que son más biodisponibles para las algas; 2) producir factores de crecimiento y micronutrientes que estimulan el crecimiento de las algas; y / o 3) convertir el amonio en nitrito y nitrato a través de la nitrificación.

CONCLUSIONES

El agua proveniente del C. Bancalari posibilitó el crecimiento del alga, bajo condiciones controladas y no controladas para todos los ensayos. Siendo la inmovilización en perlas de alginato y la inmovilización en estructuras 3D por geoceldas los sistemas más eficientes en la producción de biomasa. El tiempo estimado de duplicación de biomasa inmovilizada en estructuras 3D alcanzó un máximo a los 1.62 días, lo que permite inferir que la biorremediación con la cepa de *C. vulgaris* no requiere un tiempo de retención mayor a éste para la remoción de nutrientes.

El cultivo de *C. vulgaris* tiene la capacidad de crecer bajo condiciones de estrés, junto a otros microorganismos presentes en el agua de estudio. La interacción de microalgas con bacterias y otros microorganismos que incorporan y/o transforman nutrientes, pueden favorecer el crecimiento de biomasa algal y hacen que el sistema sea más resistente.

Por otro lado, las bacterias presentes en el medio emplean igualmente dichos nutrientes como sustrato. El amonio, por ejemplo, es en parte nitrificado, de modo que hay mayor disposición de nutrientes. Se sospecha que existen también procesos de denitrificación por acción de las bacterias en el tratamiento por geoceldas.

Se puede concluir que la biorremediación con *C. vulgaris* inmovilizada en alginato dentro de estructuras 3D, es una alternativa efectiva para remover los nutrientes y el sistema propuesto permite el desarrollo de las microalgas, ya que éstas aumentan su población eliminando parte de los nutrientes presentes en agua del C. Bancalari.

BIBLIOGRAFÍA

- Ación, F. G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M. D. M., Fernández-Sevilla, J. M., & Molina-Grima, E. (2016). Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Applied microbiology and biotechnology*, 100(21), 9013-9022.
- ACUMAR, Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo, http://www.acumar.gob.ar/wp-content/uploads/2016/12/Medici%C3%B3n-del-Estado-del-Agua-Superficial-y-Subterr%C3%A1nea_Informe-Trimestral-Enero-Marzo-2017.pdf. Accessed 2017.
- Alam, M. A., Wu, J., Xu, J., & Wang, Z. (2019). Enhanced isolation of lipids from microalgal biomass with high water content for biodiesel production. *Bioresource technology*, 291, 121834.

- Basílico G, Magdaleno, A, Paz M, Moretton J, Faggi AM, de Cabo LI (2017) Sewage pollution: genotoxicity assessment and phytoremediation of nutrients excess with *Hydrocotyle ranunculoides*. *Environ Monit Assess* 189:182.
- Bashan L.E., Bashan Y., Moreno M., Lebsky V.K. y Bustillos J.J. (2002) Increased pigment and lipid content, lipid variety, and cell and population size of the microalgae *Chlorella* spp. when coimmobilized in alginate beads with the microalgae-growth promoting bacterium *Azospirillum brasilense*. *Can J Microbiol* 48: 514–521
- Bashan L.E. & Bashan Y. (2008) Joint Immobilization of plant growth-promoting bacteria and green microalgae in alginate beads as an experimental model for studying plant–bacterium interactions. *Appl Environ Microbiol* 74: 6797–6802
- Chowdhury, H., & Loganathan, B. (2019). Third-generation biofuels from microalgae: a review. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 20, 39-44.
- Danso D, Chow J, Streit WR (2019) Plastics: environmental and biotechnological perspectives on microbial degradation. *Appl Environ Microbiol*. 5(19), e01095-19.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Duran, S. K., Kumar, P., & Sandhu, S. S. (2018). A review on microalgae strains, cultivation, harvesting, biodiesel conversion and engine implementation. *Biofuels*, 1-12.
- EPA 2005 Environmental Protection Agency, Protecting water quality from agricultural runoff, Document No. EPA 841-F-05-001., Washington, DC, 2005.
- EPA WEB Archive 2017, United States Environmental Protection Agency, Ground Water and Drinking Water, Basic Information about Lead in Drinking Water, retrieved from <https://www.epa.gov/>. Accessed on 12/07/2018.
- González-López, C. V., García-Cuadra, F., Jawiarczyk, N., Fernández-Sevilla, J. M., & Ación-Fernández, F. G. (2020). Valorization of Microalgae and Energy Resources.

- Guida-Johnson B, Zuleta GA (2019) Environmental degradation and opportunities for riparian rehabilitation in a highly urbanized watershed: the Matanza-Riachuelo in Buenos Aires, Argentina Wetlands. *Ecol Manage* 27:243-256.
- Guldhe, A., Kumari, S., Ramanna, L., Ramsundar, P., Singh, P., Rawat, I., & Bux, F. (2017). Prospects, recent advancements and challenges of different wastewater streams for microalgal cultivation. *Journal of Environmental Management*, 203, 299-315.
- Jaafari, J., & Yaghmaeian, K. (2019). Optimization of heavy metal biosorption onto freshwater algae (*Chlorella coloniales*) using response surface methodology (RSM). *Chemosphere*, 217, 447-455.
- Jebali, A., Ación, F. G., Jiménez-Ruiz, N., Gómez, C., Fernández-Sevilla, J. M., Mhiri, N., ... & Molina-Grima, E. (2019). Evaluation of native microalgae from Tunisia using the pulse-amplitude-modulation measurement of chlorophyll fluorescence and a performance study in semi-continuous mode for biofuel production. *Biotechnology for biofuels*, 12(1), 119.
- Jeslin, J., Koshy, A., Chamundeeswari, M., & Verma, M. L. (2020). Recent Progress in Emerging Microalgae Technology for Biofuel Production. In *Substrate Analysis for Effective Biofuels Production* (pp. 79-122). Springer, Singapore.
- Kim, J. W., Park, S. B., Tran, Q. G., Cho, D. H., Choi, D. Y., Lee, Y. J., & Kim, H. S. (2020). Functional expression of polyethylene terephthalate-degrading enzyme (PETase) in green microalgae. *Microbial Cell Factories*, 19, 1-9.
- Kube, M., Mohseni, A., Fan, L., & Roddick, F. (2019). Impact of alginate selection for wastewater treatment by immobilised *Chlorella vulgaris*. *Chemical Engineering Journal*, 358, 1601-1609.
- Kumar, A. N., Chatterjee, S., Hemalatha, M., Althuri, A., Min, B., Kim, S. H., & Mohan, S. V. (2020). Deoiled algal biomass derived renewable sugars for bioethanol and biopolymer production in biorefinery framework. *Biore-source Technology*, 296, 122315.
- Lema, J. M., & Martinez, S. S. (Eds.). (2017). *Innovative wastewater treatment & resource recovery technologies: impacts on energy, economy and environment*. IWA publishing.
- Liu, J., Wu, Y., Wu, C., Muylaert, K., Vyverman, W., Yu, H. Q., ... & Rittmann, B. (2017). Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: a review. *Biore-source technology*, 241, 1127-1137.

- Lu, W., Alam, M. A., Liu, S., Xu, J., & Saldivar, R. P. (2020). Critical processes and variables in microalgae biomass production coupled with bioremediation of nutrients and CO₂ from livestock farms: A review. *Science of The Total Environment*, 716, 135247
- Malaj, E., Peter, C., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C. P., Usseglio-Polatera, P., ... & Schäfer, R. B. (2014). Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(26), 9549-9554.
- Mallick, N. (2020). Immobilization of Microalgae. In *Immobilization of Enzymes and Cells* (pp. 453-471). Humana, New York, NY.
- Michalk, D. L., Kemp, D. R., Badgery, W. B., Wu, J., Zhang, Y., & Thomassin, P. J. (2019). Sustainability and future food security—A global perspective for livestock production. *Land Degradation & Development*, 30(5), 561-573.
- Mishra, S., Roy, M., & Mohanty, K. (2019). Microalgal bioenergy production under zero-waste biorefinery approach: Recent advances and future perspectives. *Bioresource Technology*, 292, 122008.
- Müller, R. J., Schrader, H., Profe, J., Dresler, K., & Deckwer, W. D. (2005). Enzymatic degradation of poly (ethylene terephthalate): rapid hydrolyse using a hydrolase from *T. fusca*. *Macromolecular rapid communications*, 26(17), 1400-1405.
- Pandey, A., Srivastava, S., & Kumar, S. (2019). Isolation, screening and comprehensive characterization of candidate microalgae for biofuel feedstock production and dairy effluent treatment: a sustainable approach. *Biore-source technology*, 293, 121998.
- Rodríguez-Miranda, E., Guzmán, J. L., Berenguel, M., Ación, F. G., & Visioli, A. (2020). Diurnal and nocturnal pH control in microalgae raceway reactors by combining classical and event-based control approaches. *Water Science and Technology*.
- Rajta, A., Bhatia, R., Setia, H., & Pathania, P. (2020). Role of heterotrophic aerobic denitrifying bacteria in nitrate removal from wastewater. *Journal of applied microbiology*, 128(5), 1261-1278.
- Ruggerio, C. A., Zuberman, F., & Fernández, L. (2018). La construcción del territorio en la región metropolitana de buenos aires. *SOCIOURBANA*, 27.
- Sayadi MH, Rashki O, Shahri E (2019) Application of modified *Spirulina platensis* and *Chlorella vulgaris* powder on the adsorption of heavy metals from aqueous solutions. *J Environ Chem Eng* 7:103169.

- Selman, M., Sugg, Z., Greenhalgh, S., & Diaz, R. (2008). Eutrophication and Hypoxia in Coastal Areas.
- Thakur, I. S., & Medhi, K. (2019). Nitrification and denitrification processes for mitigation of nitrous oxide from waste water treatment plants for biovalorization: Challenges and opportunities. *Bioresource technology*, 282, 502-513.
- Tasho, R. P., & Cho, J. Y. (2016). Veterinary antibiotics in animal waste, its distribution in soil and uptake by plants: a review. *Science of the Total Environment*, 563, 366-376.
- Trentini A, Groppa MD, Zawoznik M, Bigi R, Perelman PE, Marconi PM (2017) Biorremediación del lago Lugano de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires por algas unicelulares – estudios preliminares para su posterior utilización. *Terra Mundus* 4 <http://dspace.uces.edu.ar:8180/xmlui/handle/123456789/4302>.
- Soriano-Molina, P., Plaza-Bolaños, P., Lorenzo, A., Agüera, A., Sánchez, J. G., Malato, S., & Pérez, J. S. (2019). Assessment of solar raceway pond reactors for removal of contaminants of emerging concern by photo-Fenton at circumneutral pH from very different municipal wastewater effluents. *Chemical Engineering Journal*, 366, 141-149.
- Vasistha, S., Khanra, A., & Rai, M. P. (2019). Progress and Challenges in Biodiesel Production from Microalgae Feedstock. In *Microalgae Biotechnology for Development of Biofuel and Wastewater Treatment* (pp. 323-345). Springer, Singapore.
- Wang J, Wu L (2016) Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process. *Biotechnol Proc* 34: 1103-112. doi:10.1016/j.biotechadv.2016.07.001.
- Wu C, Tang D, Wang Q, Wang J, Liu J, Guo Y, Liu S (2015) Comparison of denitrification performances using PLA/ starch with different mass ratios as carbon source. *Water Sci Technol* 71:1019-1025.
- Zhang, M., Wang, S., Ji, B., & Liu, Y. (2019). Towards mainstream deammoxidation of municipal wastewater: Partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox. *Science of The Total Environment*, 692, 393-401.
- Zornoza Zornoza, A. M. (2017). Estudio de la dinámica poblacional de protozoos, metazoos y bacterias filamentosas y su interpretación ecológica en fangos activos (Doctoral dissertation).

AZARA

FUNDACIÓN DE HISTORIA NATURAL

La Fundación Azara, creada el 13 de noviembre del año 2000, es una institución no gubernamental y sin fines de lucro dedicada a las ciencias naturales y antropológicas. Tiene por misión contribuir al estudio y la conservación del patrimonio natural y cultural del país, y también desarrolla actividades en otros países como Paraguay, Bolivia, Chile, Brasil, Colombia, Cuba y España.

Desde el ámbito de la Fundación Azara un grupo de investigadores y naturalistas sigue aún hoy en el siglo XXI descubriendo especies –tanto fósiles como vivientes– nuevas para la ciencia, y en otros casos especies cuya existencia se desconocía para nuestro país.

Desde su creación la Fundación Azara contribuyó con más de cien proyectos de investigación y conservación; participó como editora o auspiciante en más de doscientos libros sobre ciencia y naturaleza; produjo ciclos documentales; promovió la creación de reservas naturales y la implementación de otras; trabajó en el rescate y manejo de la vida silvestre; promovió la investigación y la divulgación de la ciencia en el marco de las universidades argentinas de gestión privada; asesoró en la confección de distintas normativas ambientales; organizó congresos, cursos y casi un centenar de conferencias.

En el año 2004 creó los Congresos Nacionales de Conservación de la Biodiversidad, que desde entonces se realizan cada dos años. Desde el año 2005 comaneja el Centro de Rescate, Rehabilitación y Recría de Fauna Silvestre “Güirá Oga”, vecino al Parque Nacional Iguazú, en la provincia de Misiones. En sus colecciones científicas –abiertas a la consulta de investigadores nacionales y extranjeros que lo deseen– se atesoran más de 200.000 piezas. Actualmente tiene actividad en varias provincias argentinas: Misiones, Corrientes, Entre Ríos, Chaco, Catamarca, San Juan, La Pampa, Buenos Aires, Río Negro, Neuquén y Santa Cruz. La importante producción científica de la institución es el reflejo del trabajo de más de setenta científicos y naturalistas de campo nucleados en ella, algunos de los cuales son referentes de su especialidad.

La Fundación recibió apoyo y distinciones de instituciones tales como: Field Museum de Chicago, National Geographic Society, Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España, Fundación Atapuerca, Museo de la Evolución de Burgos, The Rufford Foundation, entre muchas otras.

www.fundacionazara.org.ar
www.facebook.com/fundacionazara
www.instagram.com/fundacionazara/

 VAZQUEZ
MAZZINI
EDITORES

DELIVERY de LIBROS:

Ingresá a **www.vmeditores.com.ar**

Comprá online el libro que quieras y recibilo cómodamente en tu domicilio. Envíos a todo el mundo.

www.facebook.com/vazquez.mazzini.editores

www.instagram.com/vmeditores

El presente libro aborda la experiencia de 3 entes autárquicos (ACUMAR, APRA y COMIREC) en asociación con organismos de ciencia y técnica representados por 39 investigadores (MACN-CONICET, CEBBAD-CONICET, ILPLA-CONICET, UNLP, 3iA-UNSAM, UMAI y UBA) para recuperar zonas marginadas por siglos en una forma multidisciplinaria.

Cada capítulo explora diferentes conceptos en torno al manejo, restauración y conservación de riberas en el marco de las cuencas Matanza-Riachuelo y Reconquista.

Así como, hace un recorrido por diferentes estrategias de restauración y biorremediación que permitieron la rehabilitación ecológica de estos ambientes deteriorados.

De lectura amplia, tanto para estudiantes y profesionales como para interesados en políticas medio ambientales con un lenguaje profesional, aunque fácilmente comprensible.