




## Efecto de la urbanización en los arroyos pampeanos Effect of urbanization on Pampas streams

DAMIÁN ALEJANDRO OJEDA<sup>1,2,3</sup> , CAROLINA VILCHES<sup>2,3</sup> , ANA MARÍA TORREMORELL<sup>2,3</sup> ,  
ADONIS GIORGI<sup>2,3</sup> 

<sup>1</sup> Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANCYT), Argentina.

<sup>2</sup> Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES-CONICET-UNLu), Luján, Buenos Aires, Argentina

<sup>3</sup> Dpto. de Cs. Básicas. UNLu, Luján, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: damianalejandroojeda@gmail.com

**RESUMEN.** El noreste de la provincia de Buenos Aires ha experimentado una gran expansión inmobiliaria que altera la estructura y funcionamiento de sus arroyos. El objetivo de este estudio fue evaluar cómo las modificaciones asociadas a la urbanización (impermeabilización del entorno) y sus efectos sobre la cobertura de macrófitas y calidad del agua afectan las características físicas, químicas y biológicas de los arroyos pampeanos. Se muestrearon 12 tramos representativos de cuatro categorías con distinto grado de alteración: naturales, rectificadas con presencia de macrófitas, rectificadas sin macrófitas y cauce cementado. De cada categoría se obtuvieron 3 réplicas. Los resultados evidencian un gradiente general de deterioro: los tramos naturales, con mayor cobertura de macrófitas, presentaron menores concentraciones de nitratos y mejores valores del Índice de Calidad del Agua (ICA). En los arroyos rectificados, las condiciones estuvieron influenciadas por la descarga de efluentes y las prácticas de limpieza y no por la presencia de macrófitas. Los tramos cementados registraron la menor cobertura vegetal, la mayor impermeabilización del entorno y los valores más bajos de ICA. El análisis multivariado mostró correlaciones negativas entre ICA y nutrientes y una relación inversa entre cobertura de macrófitas e impermeabilización. Estos resultados evidencian que la degradación no depende solo de la morfología del cauce, sino de la interacción de múltiples presiones antrópicas, lo que refuerza la necesidad de un enfoque de gestión integrado que contemple el control de efluentes, la restauración de la vegetación ribereña y la planificación urbana para conservar y recuperar la funcionalidad ecológica de los arroyos pampeanos.

**Palabras Clave:** Arroyos urbanos, calidad del agua, macrófitas.

**ABSTRACT.** The northeast of Buenos Aires Province has undergone major real estate expansion that alters the structure and functioning of its streams. The aim of this study was to evaluate how urbanization-driven modifications (land-surface impermeabilization) and their effects on macrophyte cover and water quality influence the physical, chemical, and biological characteristics of Pampean streams. Twelve representative reaches were sampled across four categories with different degrees of alteration: natural, channelized with macrophytes, channelized without macrophytes, and concrete-lined. Three replicates were sampled for each category. The results

reveal a general gradient of deterioration: natural reaches, with higher macrophyte cover, showed lower nitrate concentrations and better Water Quality Index (WQI) values. In channelized streams, conditions were influenced by effluent discharge and cleaning practices rather than by the presence of macrophytes. Concrete-lined reaches recorded the lowest vegetation cover, the highest surrounding impermeabilization, and the lowest WQI values. Multivariate analysis showed negative correlations between WQI and nutrients, and an inverse relationship between macrophyte cover and impermeabilization. These findings highlight that degradation depends not only on channel morphology but also on the interaction of multiple anthropogenic pressures, reinforcing the need for an integrated management approach that considers effluent control, riparian vegetation restoration, and urban planning to conserve and restore the ecological functioning of Pampean streams.

**Keywords:** Urban streams, water quality, macrophytes.

## INTRODUCCIÓN

La urbanización de los paisajes provoca alteraciones sustanciales en los procesos de las cuencas hidrográficas y, por ende, en la biodiversidad y función de los arroyos. Comprender la ecología de los arroyos urbanos es cada vez más crucial, ya que un número creciente de cuencas se ve afectado por las actividades humanas (Epstein *et al.*, 2016). En el proceso de urbanización se despeja la tierra de vegetación y se reemplaza con superficies impermeables (pavimento, techos y veredas) lo que resulta en mayores escorrentías, picos de flujo más altos y menores flujos base. Como resultado del incremento de escorrentía, la hidrología y geomorfología de los arroyos receptores se alteran, generando consecuencias ecológicas severas y complejas (Paul y Meyer, 2001). Estos cambios conducirán a una degradación indirecta de la calidad del agua, debida principalmente a alteraciones en la estructura del hábitat fluvial, la condición ribereña, la cobertura de macrófitas, la morfología del canal y la composición del sustrato. Así, en muchas ciudades del mundo, la urbanización transforma los sistemas acuáticos, convirtiendo ríos que antes eran ecosistemas funcionales en simples canales de drenaje (Bernhardt y Palmer, 2007).

El proceso de urbanización que afecta arroyos y ríos está vinculado a múltiples factores de estrés simultáneos, conocidos como el “síndrome del arroyo urbano” (Walsh *et al.*, 2005), lo que

complica la capacidad de inferir el efecto relativo de cada factor de estrés en la biota (Paul y Meyer 2001). Diversos estudios han señalado que los efectos de la urbanización no solo comprometen la calidad del agua, sino que también introducen estresores como la contaminación difusa, la impermeabilización del suelo y la pérdida de vegetación ribereña, los cuales interactúan de forma acumulativa. Esta interacción afecta negativamente funciones ecosistémicas clave, como el ciclado de nutrientes, el control biológico natural y la resiliencia estructural de los sistemas fluviales (Colls *et al.*, 2024). A esto se suman los llamados estresores químicos (Booth *et al.*, 2016), que comprenden el ingreso de contaminantes a través de fuentes puntuales como efluentes industriales o cloacales, y fuentes difusas asociadas a la escorrentía urbana. Este tipo de escorrentía transporta metales pesados, hidrocarburos, nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), materia orgánica y material particulado, lo cual altera la productividad primaria, modifica la estructura de las comunidades bentónicas y deteriora la calidad del agua (Elosegui y Butturini, 2009).

En este contexto, el noreste de la provincia de Buenos Aires ha experimentado una gran expansión inmobiliaria, con el establecimiento de barrios cerrados y la expansión de áreas suburbanas generando el fenómeno de “geofagia” entendido como el consumo irreversible de suelos agrícolas y ecosistemas naturales para usos urbanos, acompañado por una fragmentación progresiva del paisaje y la pérdida de funciones ecológicas clave como

la regulación hídrica y la depuración natural (Morello *et al.*, 2000). Estas transformaciones se manifiestan a través del incremento de superficies impermeables, la modificación de la morfología del cauce, y la alteración del régimen hidrológico, con impactos significativos sobre la calidad del agua y la biota asociada (Cortelezzi *et al.*, 2019) y tienen consecuencias sobre los arroyos y sus microcuencas, las cuales han sido escasamente estudiadas, pero que parecen presentar los síntomas característicos del “síndrome de arroyo urbano”.

La provincia de Buenos Aires se encuentra en la región pampeana, la ecorregión más importante para la producción agrícola de Argentina, que se ha convertido en una de las áreas más urbanizadas de América del Sur (Tisdale, 1942), con aproximadamente 20 millones de habitantes (INDEC, 2022). La urbanización de tierras no ocupadas ha aumentado rápidamente, a menudo en terrenos marginales. Esto incluye tanto urbanizaciones tradicionales, en su mayoría con escasa o nula planificación, como barrios cerrados destinados al fragmento de la población con alto nivel adquisitivo. En ambos tipos de urbanizaciones, habitualmente no se consideran los arroyos como parte integral del territorio, lo que lleva a la eliminación de la vegetación, la elevación y el relleno de las áreas ribereñas (Graziano *et al.*, 2021).

Las características de la mayor parte de los arroyos pampeanos, como la baja velocidad del agua, la ausencia de árboles ribereños y las altas concentraciones de nutrientes, favorecen el desarrollo de comunidades de macrófitas que proporcionan heterogeneidad ambiental, albergando una densa y rica comunidad de algas epífitas e invertebrados (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010). En los arroyos vegetados, las macrófitas pueden captar entre el 7 % y el 60 % del nitrógeno total y entre el 9,5 % y el 55 % del fósforo total (Kumwimba *et al.*, 2023). Sin embargo, estas macrófitas suelen desaparecer en arroyos urbanos debido tanto a la contaminación y deterioro de la calidad del agua, a las crecidas anormales de caudal o su extracción con objetivo de generar un flujo

más eficiente (Reitsema *et al.*, 2018, Xavier *et al.*, 2016).

La urbanización también promueve modificaciones físicas directas sobre el cauce de los arroyos, incluyendo la construcción de puentes, creación de represas para formar lagunas artificiales, ensanchamiento y simplificación de los canales, y elevación de las márgenes. En muchos casos, estos cambios buscan acelerar el drenaje de las aguas, aunque en la región pampeana dicho objetivo raramente se logra debido a su escasa pendiente (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010). Un fenómeno particular observado en esta región es la urbanización anticipada de los sistemas fluviales. Con el desarrollo de autopistas hacia el oeste de la provincia de Buenos Aires a partir de la década de 1990, se ha incrementado la urbanización de tierras en zonas históricamente rurales. Este proceso ha llevado a que los arroyos adquieran características propias de ambientes urbanos como hidrología alterada, geomorfología simplificada y función ecológica reducida incluso antes de que las tierras adyacentes sean urbanizadas formalmente. En este marco, resulta fundamental analizar cómo estas múltiples presiones afectan el funcionamiento ecológico de los sistemas lóticos en paisajes urbanizados y en transición. Un enfoque integral que considere tanto los factores hidrológicos y geomorfológicos como las características fisicoquímicas y biológicas del agua es clave para comprender y mitigar los impactos de la urbanización sobre estos ecosistemas.

Proponemos que existe una serie de cambios sucesivos que contribuyen al deterioro de los arroyos del noreste de la provincia de Buenos Aires como ecosistemas. Este deterioro ocurre de forma gradual, donde inicialmente se observa una alteración en la morfología de las riberas. Posteriormente, las modificaciones se extienden a las márgenes y, finalmente, cambian las características morfológicas del cauce. Resulta interesante estudiar si estos cambios morfológicos se relacionan con la calidad ecológica del agua de los arroyos.

El objetivo de este estudio es evaluar de

manera integral los efectos de la urbanización sobre las características físicas, químicas y biológicas de los arroyos pampeanos, haciendo especial énfasis en la relación entre el grado de impermeabilización del entorno, la cobertura de vegetación acuática (particularmente macrófitas) y la calidad del agua en cuencas sometidas a distintos niveles de transformación urbana. Para esto nos propusimos los siguientes objetivos específicos: 1) Analizar los cambios morfológicos e hidrológicos de los arroyos en función del grado de urbanización, considerando para ello “la rectificación del cauce”, la cobertura de ribera vegetada y el porcentaje de superficies impermeables; 2) Caracterizar la calidad fisicoquímica del agua en distintos tramos de arroyos urbanos en función de la urbanización, evaluando los factores biogeoquímicos como la carga de nutrientes; 3) Analizar la influencia del impacto de la urbanización sobre la estructura y cobertura de comunidades de macrófitas (sumergidas, flotantes y emergentes), y su asociación con indicadores fisicoquímicos de calidad del agua.

## **Materiales y Métodos**

### **Área de estudio**

La ecorregión Pampa está conformada por una amplia planicie que se sitúa en el centro de Argentina. La mayor parte de los arroyos de esta ecorregión se caracterizan por presentar pendientes suaves (menos del 1 %) y suelos fértiles con alto contenido de nutrientes y materia orgánica. Los arroyos y las cuencas que conforman, se desarrollan en una zona de clima templado cálido con una temperatura media de 17 °C y una precipitación anual media que varía entre 600 y 1200 mm (Cabrera y Willink, 1980). Los lechos de los arroyos tienen predominio de carbonato de calcio con depósitos de sedimentos finos y vegetación acuática en descomposición. En este tipo de sustrato, se establecen plantas acuáticas que alcanzan un gran desarrollo favorecido por la alta disponibilidad de luz debido a la ausencia de bosques ribereños nativos y a la baja velocidad del agua (entre 20 y 40 cm/s) (Giorgi *et al.*, 2005).

Las muestras fueron obtenidas durante el mes de febrero de 2024. Para ello, se seleccionaron 12 tramos de 50 m de diferentes arroyos del noreste de la provincia de Buenos Aires (Figura 1), los cuales han recibido algún tipo de transformación debido a su proximidad a áreas urbanas. Estos arroyos están ubicados a una distancia no mayor a 100 km desde la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Los tramos seleccionados se agruparon en 4 categorías según las modificaciones observadas en sus riberas y cauces. Estas categorías reflejan un gradiente de alteración de los arroyos, que va desde las condiciones más conservadas o naturales hasta las más urbanizadas o modificadas. Dichas categorías son: natural, aquellos arroyos que conservan el cauce original, con su curvatura y sin rectificaciones, una ribera vegetada y presencia de macrófitas. La segunda categoría, rectificado con macrófitas, hace referencia a aquellos arroyos donde ha sido rectificado su cauce, pero a su vez conservan una ribera más o menos vegetada y macrófitas. En la tercera categoría denominada rectificado sin macrófitas, el curso de agua ha sido rectificado y no presenta macrófitas en su cauce. Su ribera puede estar vegetada o no. La cuarta categoría llamada cementado, se caracteriza por arroyos rectificados que poseen sus cauces cementados, ausencia de macrófitas y sus riberas pueden o no estar cementadas (Tabla 1). Las mediciones fisicoquímicas se realizaron in situ en cada uno de los tramos seleccionados, al inicio, a los 25 m y al final del tramo utilizando una sonda multiparamétrica portátil HACH (HQ30) LANGE GmbH (Alemania). Las variables físicoquímicas obtenidas fueron oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, conductividad, temperatura y pH. Además, se recogieron muestras de agua por triplicado para determinar fósforo reactivo soluble (PRS), amonio, nitrito, nitrato, demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) según APHA (2017). La presencia de ácidos húmicos se determinó utilizando espectrofotometría, mediante un índice que relaciona las absorbancias a 250 nm y 365 nm (De Haan y De Boer 1987). Se calculó el Índice de Calidad de Agua (ICA), que integra la saturación de oxígeno, la concentración de

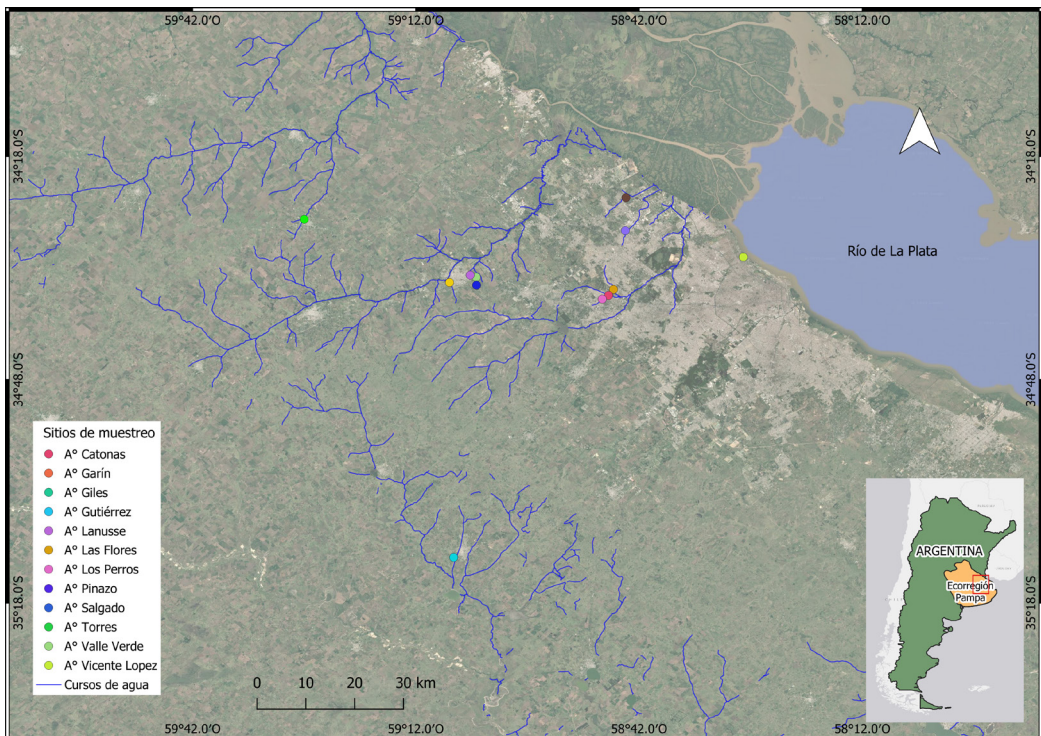


Figura 1. Área de estudio con detalle de los sitios de muestreo de los 12 arroyos.  
Figure1. Study area with details of the sampling sites of the 12 streams.

oxígeno, el amonio, la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la temperatura, el cual puede tener valores entre 0 y 10 dependiendo del nivel de contaminación presente. Un valor de 10 indica condiciones de pureza original del agua; un valor de 8 corresponde a una contaminación leve; 6 indica contaminación moderada; 3 refleja una contaminación elevada; y 0 representa una contaminación muy severa, comparable a la de aguas residuales crudas (Berón, 1984). Adicionalmente, se estimó el porcentaje de cobertura de macrófitas presentes en el cauce. Para ello se mapearon las macrófitas mediante el método de intersección de líneas, utilizando diez transectas espaciadas a intervalos de 5 m a lo largo del tramo de 50 m (Vilches y Giorgi 2010). Se calculó el porcentaje de macrófitas como la suma de los tres tipos biológicos (flotantes, sumergidos y emergentes) para cada arroyo (Gordon *et al.*, 2004). Para estimar la variable ribera vegetada, se trazaron seis transectas perpendiculares a los tramos de los arroyos (3 de cada lado de la ribera), y se midió el largo de cada recta con

vegetación continua desde la margen del cauce hasta su interrupción debido a la presencia de calles, parques, cultivos o casas. Si la ribera no se interrumpía antes de los 20 metros, se asumió este valor como total. Se utilizó un valor promedio para cada tramo del arroyo. Se estimó el porcentaje de impermeabilización utilizando la herramienta Google Earth® y el programa ImageJ®. Se utilizaron imágenes actuales de los tramos seleccionados y se marcaron circunferencias de 50 metros de radio en cada uno de ellos para evaluar el grado de impermeabilización en las cercanías. Finalmente, se calculó el área impermeabilizada (asfaltos, casas, construcciones, parques, riberas y cauces cementados) y se expresó como el porcentaje de impermeabilización.

### Análisis estadísticos

Los resultados obtenidos se presentan mediante tablas y gráficos. Se utilizó el programa estadístico InfoStat® versión 2020 para realizar



Tabla 1. Categorías de modificación urbana.  
Table 1. Categories of urban modification.

Icono	Nombre	Características	Sitios	Coordenadas
	Natural	Cauce original Ribera vegetada macrófitas.	Valle Verde Lanusse Garín	34°34'13" S 59°03'53" W 34°33'57" S 59°04'42" W 34°23'32" S 58°43'46" W
	Rectificado con macrófitas	Cauce perfilado Ribera con o sin vegetación macrófitas	Giles Pinazo Las Flores	34°26'27" S 59°27'00" W 34°27'58" S 58°43'51" W 34°35'52" S 58°45'27" W
	Rectificado sin macrófitas	Cauce perfilado Ribera con o sin vegetación sin macrófitas	Salgado Gutiérrez Torres	35°11'53" S 59°06'55" W 34°34'56" S 59°07'29" W 34°35'18" S 59°03'51" W
	Cementado	Cauce rectificado y cementado Riberas con o sin cemento Sin macrófitas	Catonas Los Perros Vicente López	34°36'40" S 58°46'06" W 34°37'10" S 58°46'57" W 34°31'31" S 58°28'00" W

un análisis de componentes principales con el comando “Estadística/Análisis multivariado/ Análisis de Componentes Principales” con las variables transformadas y estandarizadas: fisicoquímicas, ICA, porcentaje de cobertura de macrófitas, ribera vegetada y porcentaje de impermeabilización. Se utilizó una matriz de correlación utilizando el paquete *ggcorrplot* en el software R® (versión R 4.4.1). Para analizar la proporción de cobertura de macrófitas y porcentaje de impermeabilización en función de las distintas tipologías de los arroyos, se aplicó una transformación logit de los datos proporcionales, lo cual permitió ajustar un modelo lineal generalizado implementado con la función *gls()* del paquete *nlme* en R, con la tipología de los arroyos como variable predictora que respete los supuestos de normalidad y homocedasticidad para ambas variables. Dado que el análisis preliminar evidenció heterogeneidad en la varianza de los residuos entre los diferentes grupos, se incorporó una estructura de varianza heterocedástica mediante la función *varIdent* del paquete *nlme*, lo que mejoró significativamente el ajuste del modelo según el criterio de verosimilitud. Esta aproximación permitió modelar adecuadamente la relación entre la cobertura de macrófitas y el porcentaje de

impermeabilización con las tipologías de los arroyos, considerando la variabilidad inherente a cada grupo.

RESULTADOS  
Variables físicas

Los valores máximos de oxígeno disuelto se registraron en el arroyo Pinazo (rectificado con macrófitas), con una concentración de 17,9 mg/L, y en el arroyo Los Perros (rectificado sin macrófitas), con 14,7 mg/L. Estos niveles se reflejan en los porcentajes de saturación de oxígeno, donde ambos arroyos muestran también los valores más elevados. Los niveles más bajos de oxígeno se observaron en el arroyo Las Flores (2,0 mg/L), con una saturación del 25 %, seguido por los arroyos Garín (4,35 mg/l) y Giles (4,28 mg/L), con saturaciones de 49 % respectivamente. En cuanto a la conductividad, el arroyo Salgado mostró el valor elevado de 2766,7 µS/cm, mientras que los arroyos cementados, Vicente López y Los Perros, exhibieron valores significativamente menores (197,5 µS/cm y 80,7 µS/cm, respectivamente). Los valores de pH de todos los arroyos oscilaron entre 7,4 y 8,5 (Tabla 2).

Variables químicas, Índice de Calidad del agua (ICA), DBO y DQO

Los arroyos clasificados como naturales presentaron la menor concentración de fósforo, con valores que oscilaron entre 0,06 y 1,05 mg P-PO<sub>4</sub>-/L. Por otro lado, la mayor concentración de fósforo se observó en los arroyos clasificados como rectificados con macrófitas, cuyos valores variaron entre 0,5 y 1,47 mg P- PO<sub>4</sub>-/L. Los arroyos cementados presentaron la menor concentración de nitratos, con un rango de 0 a 3,02 mg N-NO<sub>3</sub>-/L, y niveles elevados de amonio, por ejemplo, Catonas presentó el mayor valor 6368,49 µg N-NH<sub>4</sub>+/L; sin embargo, el arroyo Garín (natural) también contó con valores altos como 3203,09 µg N-NH<sub>4</sub>+/L. Por otro lado, los valores más bajos se observaron para Valle Verde y Lanusse (11,98 y 60,48 µg N-NH<sub>4</sub>+/L) ambos pertenecientes a la categoría natural. Los valores máximos de nitritos se registraron en los arroyos, Pinazo y Flores (rectificados con

macrófitas) con valores de 338,75 y 5909,85 µg N-NO<sub>2</sub>-/L. Los arroyos Valle Verde y Gutiérrez mostraron los valores más bajos 132 y 126, 37 µg N-NO<sub>2</sub>-/L. La mejor calidad de agua de acuerdo al ICA fue para los arroyos Gutiérrez y Valle Verde (7,23 y 6,62 respectivamente) mientras que el valor más bajo fue observado en Catonas (1,93). En cuanto a las sustancias húmicas los valores del índice oscilaron entre 3,87 y 6,05 (Tabla 3). Los arroyos Pinazo y Catonas presentaron valores altos de DBO (27,9 y 17,1 mg O<sub>2</sub>/L) mientras que Gutiérrez (0,9 mg O<sub>2</sub>/L) y Vicente López (2,2 mg O<sub>2</sub>/L) mostraron los valores más bajos. En cuanto a la DQO Giles y Pinazo presentaron el valor más elevado, ambos con 53,8 mg O<sub>2</sub>/L.

Mapeo cobertura de macrófitas, área impermeabilizada y ribera vegetada

El porcentaje de cobertura de macrófitas fue elevado en los arroyos clasificados como

Tabla 2. Parámetros químicos del agua e Índice de Calidad de Agua (ICA).  
Table 2. Water chemistry and Water Quality Index (WQI).

Arroyos	Fósforo (mg P- PO <sub>4</sub> - /L)	Nitrato (mg N-NO <sub>3</sub> - /L)	Amonio (µg N- NH <sub>4</sub> +/L)	Nitrito (µg N-NO <sub>2</sub> - /L)	Húmicos	ICA	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)
Valle Verde	0,06 +/- 0,01	7,23 +/- 1,2	60,48 +/- 45,39	132 +/- 21,28	4,65 +/- 0,06	6,62	2,3	X
Lanusse	0,18 +/- 0,04	3,58 +/- 0,42	11,98 +/- 20,75	1062,11 +/- 28,62	5,98 +/- 0,07	6,77 +/- 0,23	6,2	X
Garín	1,05 +/- 0,03	1,29 +/- 1,2	3203,9 +/- 1522,82	2439,43 +/- 581,14	5,02 +/- 0,26	3,73 +/- 0,29	6,3	6
Giles	0,5 +/- 0,02	3,63 +/- 0,65	157,23 +/- 123,5	797,16 +/- 40,06	6,05	7,2	2,2	53,8
Pinazo	1,41 +/- 0,14	0,92 +/- 1,23	2303,85 +/- 2361,09	5909,85 +/- 467,93	3,87 +/- 0,80	3,4 +/- 0,6	27,9	53,8
Flores	1,47 +/- 0,07	0	2818,13 +/- 2813,04	338,75 +/- 12,75	4,97 +/- 0,15	3,43 +/- 0,31	6,7	29,3
Salgado	1,2 +/- 0,36	2,74 +/- 0,55	1330,89 +/- 128,7	285,13 +/- 64,44	5,77 +/- 0,59	5,03 +/- 0,31	5,9	0
Los Perros	0,48 +/- 0,01	3,02 +/- 1,02	2003,04 +/- 1276,51	1699,25 +/- 381,52	5,31 +/- 0,14	5,8 +/- 0,6	4	3,8
Catonas	1 +/- 0,06	0,13 +/- 0,13	6368,49 +/- 1508,63	758,26 +/- 104,91	4,29 +/- 1,06	1,93 +/- 0,12	17,1	0
Gutiérrez	0,47 +/- 0,04	6,88 +/- 1,94	81,66 +/- 94,91	126,37 +/- 72,13	4,78 +/- 0,09	7,23 +/- 0,12	0,9	20,4
Vte López	0,17 +/- 0,01	0	123,05 +/- 74,54	388,17 +/- 235,26	5,4 +/- 0,03	7,2	2,2	0
Torres	1 +/- 0,07	3,68 +/- 0,09	766,08 +/- 84,83	2224,95 +/- 447,87	5,28 +/- 0,5	4,5	8,7	4,89

**Tabla 3.** Parámetros fisicoquímicos del agua para cada tramo estudiado. c/m= con macrófitas. s/m= sin macrófitas.  
**Table 3.** Physicochemical parameters of the water for each studied section. c/m = with macrophytes. s/m = without macrophytes.

Arroyos	Clasificación	T (°C)	O <sub>2</sub> (mg/l)	% Saturación	Cond (us/cm)	pH
Valle verde	Natural	25 +/- 0	4,37 +/- 0,48	50 +/- 1,62	1002 +/- 11,72	8,08 +/- 0,01
Lanusse	Natural	24 +/- 0,21	8,21 +/- 0,91	98 +/- 10,11	1004 +/- 10,58	8,11 +/- 0,06
Garín	Natural	21 +/- 1,13	4,35 +/- 0,24	49 +/- 3,3	1059 +/- 23,39	7,84 +/- 0,04
Giles	Rectificado c/m	21 +/- 0,06	4,28 +/- 0,3	49 +/- 3,48	1374 +/- 5,03	7,54 +/- 0,02
Pinazo	Rectificado c/m	30 +/- 1,16	17,93 +/- 0,33	237 +/- 2,18	1267 +/- 12,1	8,58 +/- 0,07
Flores	Rectificado c/m	25 +/- 0,49	2,04 +/- 0,13	25 +/- 1,7	1041 +/- 14	7,72 +/- 0,01
Salgado	Rectificado s/m	29 +/- 0,44	6,15 +/- 0,79	83 +/- 9,58	2767 +/- 77,67	7,93 +/- 0,03
Gutiérrez	Rectificado s/m	24 +/- 0,21	8,21 +/- 0,91	98 +/- 10,11	1004 +/- 10,58	8,11 +/- 0,06
Torres	Rectificado s/m	25 +/- 0,2	4,56 +/- 0,09	57 +/- 1,29	1293 +/- 21,38	7,8 +/- 0,02
Catonas	Cementado	23 +/- 0,1	5,50 +/- 0,49	65 +/- 5,95	802 +/- 595,56	7,95 +/- 0,05
Los Perros	Cementado	29 +/- 0,36	14,78 +/- 0,67	197 +/- 12,74	839 +/- 29,51	8,76 +/- 0,02
Vte López	Cementado	24 +/- 0,12	6,66 +/- 0,13	81 +/- 3,35	261,67 +/- 5,03	7,47 +/- 0,24

naturales, con rangos entre 68,5 % y 73,95 %, a excepción del arroyo Garín, que presentó el porcentaje más bajo dentro de esta categoría con un 0,9 %. Entre los arroyos clasificados como rectificados con macrófitas, el arroyo Giles presentó el valor más alto de porcentaje de cobertura, con un 58,74 %, mientras que los arroyos Pinazo y Flores presentaron valores de 15 % y 21,4 % respectivamente. En la categoría de arroyos rectificados sin macrófitas, el arroyo Salgado mostró el menor porcentaje de macrófitas, con un 3,05 %. Los arroyos cementados obtuvieron porcentajes significativamente bajos de cobertura de macrófitas, entre 0 % y 2,6 %, y a su vez los mayores porcentajes de impermeabilización (Tabla 4). La disminución de la cobertura de macrófitas y el aumento de la superficie impermeabilizada sigue el gradiente de modificación urbana propuesto, siendo estos parámetros inversamente proporcionales (Figura 2). En cuanto a la variable de ribera vegetada, el arroyo Valle Verde presentó el valor más alto (20 m) dentro de la categoría

natural, seguido por el arroyo Garín (9,37 m). En la categoría de arroyos clasificados como rectificados con macrófitas, el arroyo Pinazo mostró la mayor ribera vegetada, con 20 m. Si se observan los valores de la categoría de arroyos rectificados sin macrófitas, los arroyos Salgado y Gutiérrez presentaron una ribera de 20 m. En contraste, los arroyos cementados mostraron una disminución notable en la cobertura de sus riberas, registrando valores de 0 m (Tabla 4). Los modelos de mínimos cuadrados generalizados (GLS) mostraron que los arroyos cementados presentaron los porcentajes más altos de impermeabilización (Tabla 5), mientras que los tramos naturales y rectificados exhibieron valores significativamente menores ( $p \leq 0,0002$ ). La cobertura de macrófitas fue más baja en los arroyos cementados y significativamente mayor en los tramos naturales y rectificados con o sin macrófitas ( $p \leq 0,001$ ). Estos resultados reflejan una clara tendencia: la cobertura de macrófitas disminuye a medida que aumenta la modificación urbana e impermeabilización de los arroyos (Figura 2).



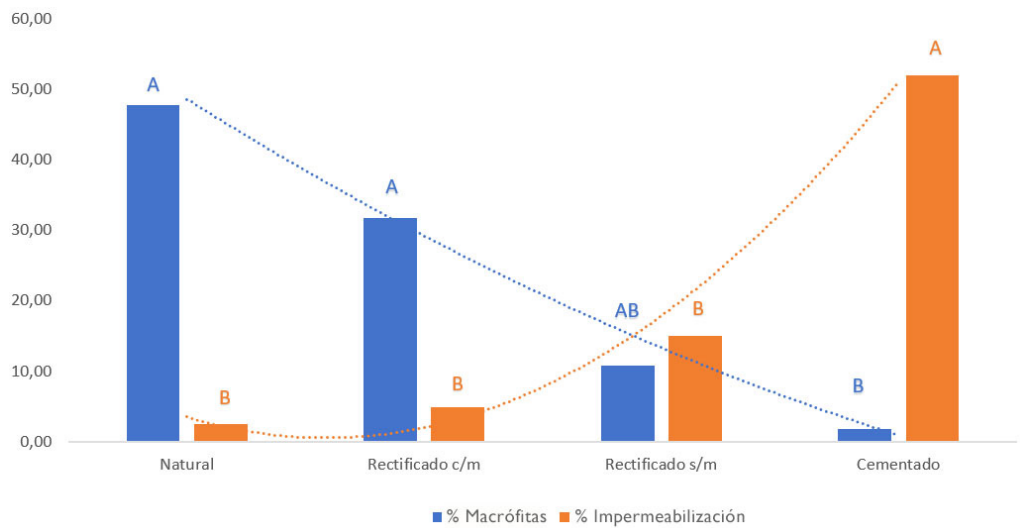


Figura 2. Porcentaje de cobertura de macrófitas y de superficie impermeabilizada.  
Figure 2. Percentage of coverage of macrophytes and waterproofed surface.

Tabla 4. Porcentaje de cobertura de macrófitas, porcentaje de superficie impermeabilizada y ribera vegetada para cada tramo.  
Table 4. Percentage of macrophyte cover, percentage of impervious surface, and vegetated riverbank for each reach.

Arroyos	% Macrófitas	% Superficie Impermeabilizada	Ribera Vegetada. (mts)
Valle Verde	68,5	0	20
Lanusse	73,9	0	18+/- 3,4
Garín	0,9	7,6	5 +/- 3,7
Giles	58,7	3,3	3 +/- 0,7
Pinazo	15	0	20
Flores	21,4	11,1	7,3 +/- 5,7
Salgado	3	0	19,4 +/- 2,6
Gutiérrez	22,1	0	20
Torres	7,2	45	5,0 +/- 3,0
Catonas	2,5	61,7	8,5 +/- 2,4
Los Perros	0	59	0
Vte López	2,6	35,2	0

**Tabla 5.** Resumen de los modelos estadísticos ajustados (modelo de mínimos cuadrados generalizados, función `gls()` del paquete *nlme* en R). Valores reportados: **TE** = tamaño del efecto, **ES** = error estándar, **DF** = grados de libertad y valor *p*.

**Table 5.** Summary of the fitted statistical models (generalized least squares model, `gls()` function from the *nlme* package in R). Reported values: **TE** = effect size, **ES** = standard error, **DF** = degrees of freedom, and *p*-value

Variable	Clasificación	Cementado	Natural	Rectificado c/m	Rectificado s/m
% imperm.	TE	0,07	-5,43	-4,11	-4,67
	ES	0,17	0,73	0,72	1,12
	GL	8	7,94	7,91	8
	p-value	0,65	0	0	0,0002
% macrófitas	TE	-4,73	-0,96	-0,89	-2,424
	ES	0,54	0,93	0,31	0,32
	GL	8	8	8	8
	p-value	0	0,001	0	0,0009

**Análisis de Componentes Principales y matriz de correlación**

Los dos primeros componentes del Análisis de Componentes Principales (ACP) explicaron el 36,3 % y el 25,2 % de la varianza total respectivamente. El primer componente corresponde a la calidad del agua con una correlación positiva con el ICA y negativa con la concentración de PRS. Mientras que el segundo eje corresponde a la urbanización de las riberas, correlacionando positivamente con la ribera vegetada y negativamente con el porcentaje de impermeabilización. En la representación de los sitios en el espacio generado por el ACP (Figura 3) se relacionan los arroyos cementados con el porcentaje de impermeabilización. Los naturales se relacionan con la cobertura de macrófitas en el cauce, la concentración de nitratos y el valor del ICA.

El análisis de la matriz de correlación (Figura 4) permitió identificar relaciones significativas entre las variables fisicoquímicas, biológicas y de cobertura vegetal evaluadas en los distintos tramos de los arroyos estudiados. Se destacaron correlaciones positivas fuertes entre algunas variables que reflejan condiciones favorables en el ecosistema. Por ejemplo, se detectaron correlaciones positivas marcadas entre oxígeno disuelto y pH ( $r = 0,8$ ), y entre saturación y pH ( $r = 0,8$ ), lo que sugiere que los ambientes más oxigenados tienden a presentar condiciones menos ácidas. También se registraron correlaciones positivas elevadas entre temperatura y oxígeno disuelto ( $r = 0,7$ ) esta correlación sugiere un efecto asociado una mayor actividad fotosintética en condiciones de mayor temperatura e iluminación, así como entre temperatura y pH ( $r = 0,7$ ). Por otro lado, el nitrito mostró una correlación positiva significativa con el oxígeno disuelto ( $r = 0,7$ ), lo

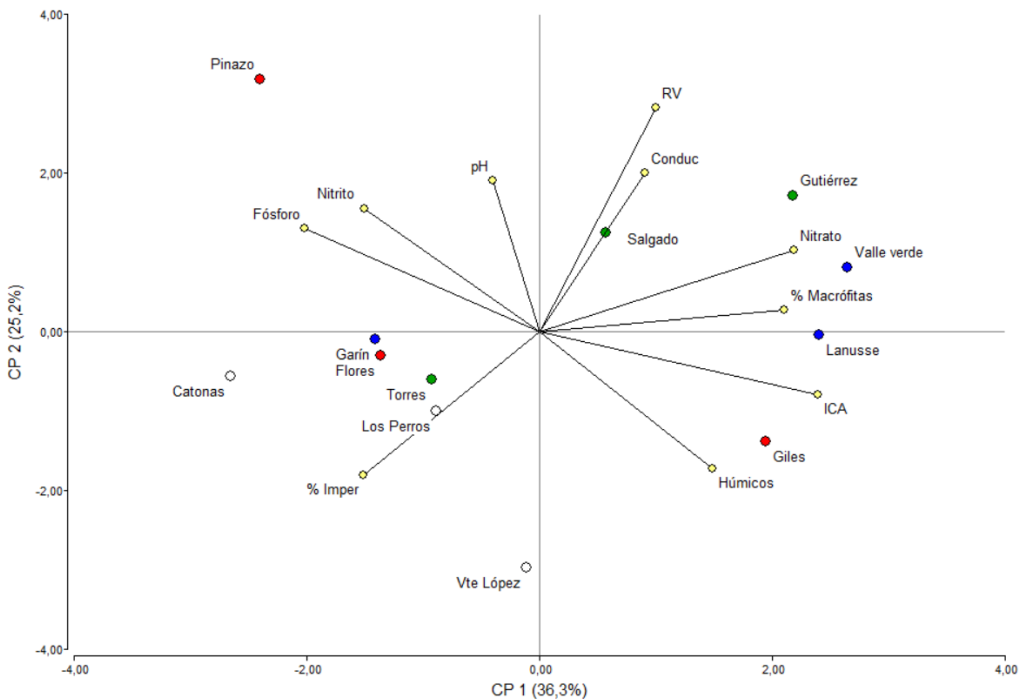


Figura 3. Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de variables físicas, químicas y biológicas. Azul: tramos naturales; rojo: rectificados con macrófitas; verde: rectificados sin macrófitas; blanco: cauces cementados.  
Figure 3. Principal Component Analysis (PCA) based on physical, chemical, and biological variables. Blue: natural reaches; red: channelized with macrophytes; green: channelized without macrophytes; white: concreted channels.

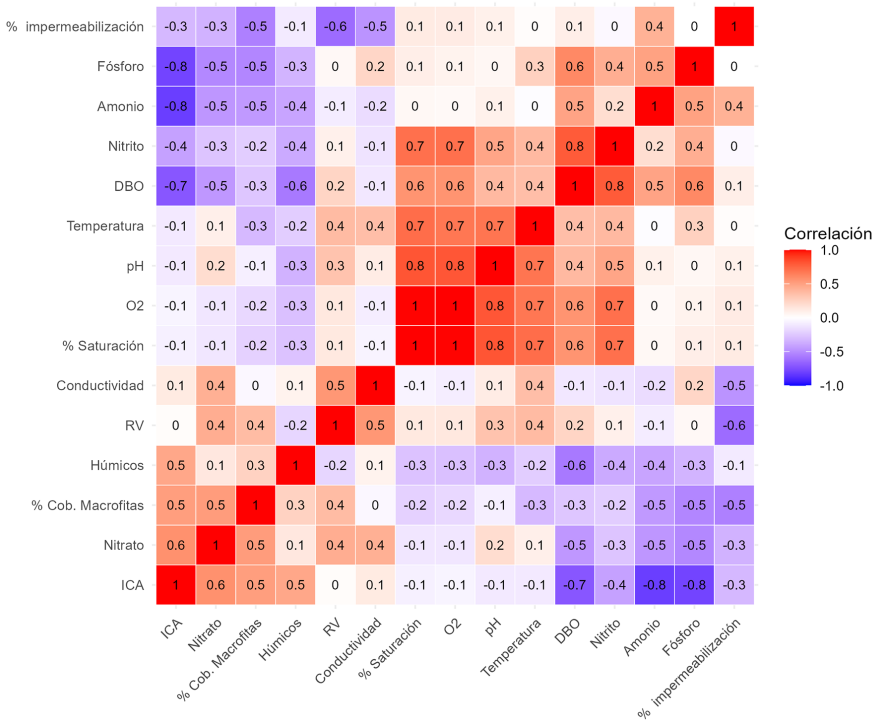


Figura 4. Matriz de correlación entre variables fisicoquímicas, biológicas y de cobertura vegetal en los distintos tramos de los arroyos estudiados.

Figure 4. Correlation matrix of physicochemical, biological, and vegetation cover variables across the different sections of the studied streams.

que podría estar relacionado con procesos de nitrificación activos en ambientes con buena oxigenación.

En contraste, se identificaron correlaciones negativas fuertes que indican un deterioro ambiental. El índice de calidad del agua (ICA) mostró correlaciones negativas significativas con variables asociadas a procesos de eutrofización y contaminación orgánica, como el amonio ( $r = -0,8$ ), el fósforo ( $r = -0,8$ ) y la demanda biológica de oxígeno (DBO) ( $r = -0,7$ ). Estos resultados indican que la acumulación de nutrientes y materia orgánica está directamente relacionada con una pérdida de calidad ambiental. Además, el contenido de nitrato presentó correlaciones positivas con la cobertura de macrófitas ( $r = 0,5$ ) lo que sugiere que una mayor presencia vegetal se asocia con condiciones más oxigenadas que favorecen la nitrificación y la disponibilidad de nitrógeno inorgánico. Asimismo, la cobertura de macrófitas se correlacionó negativamente con amonio, fósforo reactivo soluble, y porcentaje de impermeabilización ( $r = -0,5$  en todos los casos). En conjunto, estos resultados reflejan patrones consistentes entre la alteración de las condiciones fisicoquímicas del agua, la disminución de la cobertura de macrófitas y el deterioro de la calidad ecológica, especialmente en los tramos más intervenidos por la urbanización.

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos confirman que la calidad del agua en arroyos urbanos no se explica únicamente por las características morfológicas del cauce ni por la presencia de macrófitas, sino por un entramado complejo de factores hidrológicos, químicos, ecológicos y antrópicos, tal como lo plantea el síndrome del arroyo urbano (Walsh *et al.*, 2005). La categorización de los tramos que utilizamos (naturales, rectificadas con/sin macrófitas y cementados) resultó útil como aproximación, pero nuestros resultados muestran que no siempre coinciden

con la calidad fisicoquímica del agua, lo que indica la necesidad de un enfoque integrador. Los arroyos categorizados como naturales presentaron, en general, mejores condiciones de calidad de agua y una elevada cobertura de macrófitas, actuando como amortiguadores del impacto urbano, tal como ha sido descrito en tramos similares (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010; Kumwimba *et al.*, 2023). Sin embargo, el caso del arroyo Garín (con escasa cobertura de vegetación y alta concentración de amonio) muestra que su pre-clasificación como Natural puede ocultar procesos de deterioro asociados a efluentes puntuales o manejo deficiente como la eliminación periódica de las plantas acuáticas, tal como también ha sido señalado por Cortelezzi *et al.*, (2019) para la región pampeana. Estos resultados ponen en evidencia la necesidad de diagnósticos funcionales, no sólo morfológicos, para ríos urbanos de Latinoamérica (Walteros y Ramirez, 2020). En la categoría de arroyos rectificadas con macrófitas se registraron los mayores niveles de oxígeno disuelto y nitritos, lo cual podría asociarse a la actividad fotosintética propia de las macrófitas como de las algas asociadas, aunque también puede estar relacionado con la presencia de cianobacterias. Si bien la presencia de macrófitas ha sido reconocida por su capacidad de retención de nutrientes (Xavier *et al.*, 2016; Kumwimba *et al.*, 2023), nuestros resultados indican que esa función puede verse limitada por la gestión urbana (remoción frecuente de macrófitas, alteración del flujo, ingresos puntuales de contaminantes). Algunos arroyos se ven impactados por el vertido de aguas residuales, mientras que otros no presentan esta problemática. La modificación de los cauces de los ríos es un factor importante que afecta la estructura física y la hidrología de los sistemas fluviales pero los efluentes industriales y cloacales, son un factor significativo que puede influir en la calidad del agua y, por ende, en la salud de los ecosistemas acuáticos (Allan *et al.*, 2004). El crecimiento de macrófitas en ríos urbanos del mundo preocupa ya que provoca una disminución de la velocidad del flujo y riesgos

de inundaciones (Watson, 1987). Por lo tanto, la eliminación de macrófitas es una práctica común de gestión para garantizar un drenaje libre. Sin embargo, los impactos de la remoción de macrófitas aún no han sido comprendidos completamente (Romeijn *et al.*, 2021). En el caso del arroyo Giles, los porcentajes de cobertura de macrófitas y los valores de ICA fueron similares a los arroyos naturales sugiriendo que, bajo ciertas condiciones, los arroyos con cauce rectificado y presencia de macrófitas pueden retener funciones ecológicas fundamentales, coincidiendo con Kairo *et al.*, (2017) y Saraceno *et al.*, (2021) sobre la importancia del manejo diferencial y contexto local. Por ejemplo, la canalización o rectificación alteran la forma del canal y los sustratos del fondo, aunque no siempre tiene efectos significativos sobre la biota de los arroyos. En estos casos, la biota (a diferencia del canal) probablemente se recupera mucho más deprisa por diferentes mecanismos de dispersión. Arroyos como Torres y Salgado mostraron patrones de calidad de agua más cercanos a los arroyos cementados, lo que indica una pérdida significativa de las funciones asociadas a las macrófitas. La eliminación sistemática de macrófitas, generalmente por razones de mantenimiento hidráulico y "limpieza", puede derivar en la simplificación del hábitat y en la pérdida de capacidad de autodepuración (Reitsemá *et al.*, 2018), lo que agrava el efecto de otras presiones urbanas como la impermeabilización o los vertidos cloacales. Los valores intermedios de cobertura de vegetación ribereña sugieren que este tipo de arroyos podría ser prioritario para acciones de restauración, como revegetación de márgenes o reintroducción de especies acuáticas. Por último, los tramos cementados exhibieron las peores condiciones ecológicas: escasa o nula cobertura vegetal, alta concentración de nutrientes, baja calidad del agua y una fuerte correlación con el porcentaje de impermeabilización del entorno. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Bernhardt y Palmer (2007) sobre la conversión de arroyos funcionales en canales de drenaje en zonas urbanas densas. Sin embargo, el arroyo

Vicente López, con niveles de impermeabilización más bajos debido a la presencia de espacios verdes, muestra que aún los arroyos tan modificados puede haber una mejora si se incorporan criterios de diseño urbano ambientalmente sensibles (Saraceno *et al.*, 2021). Finalmente, creemos que es fundamental considerar los factores de impacto presentes aguas arriba o alrededor de cada tramo. La presencia de efluentes pluviales, cloacales o industriales provenientes de las urbanizaciones, los basurales, el desarrollo inmobiliario o las intervenciones de las cooperativas encargadas de limpiar los arroyos que frecuentemente implican la remoción de macrófitas. Todos estos factores afectan negativamente la ecología de los arroyos y a su vez la calidad del agua. En línea con Llanes *et al.*, (2022) y Walteros y Ramírez (2020), se recomienda establecer un sistema de monitoreo permanente e integral, que contemple no solo calidad del agua, sino también uso del suelo, prácticas de mantenimiento, presencia de efluentes y conectividad ecológica. Además, la gestión de macrófitas debe ser evaluada: su eliminación sistemática puede reducir el riesgo de obstrucción hidráulica, pero a costa de perder servicios ecosistémicos esenciales como la retención de nutrientes y el refugio biológico. En cuanto a la restauración, se sugiere adoptar enfoques específicos para cada sitio (Friberg *et al.*, 2007), priorizando la revegetación de las riberas, eliminación de vertidos puntuales o aumento de plantas depuradoras, desconexión parcial de superficies impermeables mediante infraestructura verde (parques, revalorización histórica). La producción de conocimiento junto a los actores locales puede contribuir a generar soluciones más robustas y aceptadas socialmente, integrando la dimensión ecológica con la planificación urbana (Saraceno *et al.*, 2021).

## CONCLUSIONES

Este estudio evidencia que la degradación de los arroyos pampeanos urbanizados no responde sólo a las modificaciones morfológicas



o estructurales de estos arroyos, sino a una interacción compleja de presiones urbanas, prácticas de manejo y condiciones locales. Arroyos con aspectos morfológicos conservados pueden presentar aguas de menor calidad que arroyos muy modificados. Los vertidos puntuales con aguas industriales o domésticas en gran cantidad, parecen ser las variables más importantes en estos arroyos urbanos del área más poblada de la región pampeana. Al integrar análisis multivariado con una mirada territorial, se refuerza la necesidad de enfoques funcionales para el diagnóstico, restauración y planificación de ecosistemas urbanos.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado con un subsidio de la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación. PICT-2020-SERIEA-03128. Agradecemos el apoyo brindado por Nicolás Ferreiro, Korine Schultz, Patricia Gantes, Liliana Ferreyra, Silvia Marcomini, Pablo Aguilera, y Eduardo Zunino.

## Declaración de contribuciones CRediT

**D.A.O., C.V, A.M.T y A.G:** Conceptualización, Análisis formal, Investigación, Metodología, Recursos, Supervisión, Redacción – borrador original, Redacción – revisión y edición. **D.A.O., A.G. y C.V:** Conceptualización, Análisis formal, Adquisición de Fondos, Investigación, Metodología, Administración del proyecto, Recursos, Supervisión, Redacción – revisión y edición. **D.A.O.:** Visualización, Redacción – borrador original, Redacción – revisión y edición. | **D.A.O. y C.V:** Análisis formal, Investigación, Redacción – borrador original. **D.A.O. y C.V:** Investigación, Redacción – borrador original, Redacción – revisión y edición. **D.A.O.:** Adquisición de Fondos, Administración del proyecto, Recursos, Supervisión, Redacción – revisión y edición. **D.A.O.:** Adquisición de Fondos, Investigación, Metodología, Recursos, Redacción – revisión y edición.

## REFERENCIAS

- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Asociación Estadounidense de Salud Pública. (2017). *Métodos estándar para el análisis de agua y aguas residuales*. (23ª ed.). APHA.
- Bernhardt, E. S. y Palmer, M. A. (2007). Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology*, 52(4), 738–751. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01718.x>
- Berón, L. (1984). *Evaluación de la calidad de las aguas de los ríos de La Plata y Matanza-Riachuelo mediante la utilización de índices de calidad de agua* [Informe técnico]. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental, Ministerio de Salud y Acción Social.
- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B. y Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35(1), 412–420. <https://doi.org/10.1086/684940>
- Cabrera, A. L. y Willink, A. (1980). *Biogeografía de América Latina*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Colls, M., Viza, A., Zufiarre, A., Camacho Santamans, A., Laini, A., González Ferreras, A. M., Filipe, A. F., Pérez-Calpe, A. V., Freixa, A., Lupon, A., Santamans, A. C., Pradhan, A., Espinosa, C., Vera-Trujillo, C., Gutiérrez-Cánovas, C., Mendoza-Lera, C., Bruno, D., Mercado-Bettin, D., Morant, D., ... y Romero, F. (2024). Impacts of diffuse urban stressors on stream benthic communities and ecosystem functioning: A review. *Limnetica*, 43(1), 89–108. <https://doi.org/10.23818/limn.43.07>
- Cortelezzi, A., Rodríguez-Cápiro, L. y Rodrigues Capítulo, A. (2019). Deterioration of water quality in urban streams: Case study in the Pampean region. *Revista del Museo Argentino*

- de Ciencias Naturales*, 17(2), 119–134. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.17.584>
- De Haan, H. y De Boer, T. (1987). Applicability of light absorbance and fluorescence as measures of concentration and molecular size of dissolved organic carbon in humic Lake Tjeukemeer. *Water Research*, 21(6), 731–734. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90099-8)
- Elosegui, A. y Butturini, A. (2009). El transporte de los materiales inorgánicos disueltos y particulados. En A. Elosegui y S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 83–96). Fundación BBVA.
- Epstein, D., Kelso, J. y Baker, M. (2016). Beyond the urban stream syndrome: Organic matter budget for diagnostics and restoration of an impaired urban river. *Urban Ecosystems*, 19(4), 1623–1643. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0551-0>
- Friberg, N., Sandin, L., Furse, M. T., Larsen, S. E., Clarke, R. T. y Haase, P. (2007). Urban stream ecosystem structure and function: Current knowledge and the search for a research agenda. *Freshwater Biology*, 52(4), 715–730. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x>
- Giorgi, A., Feijoó, C. y Tell, G. (2005). Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14(7), 1699–1718. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0693-y>
- Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J. y Nathan, R. J. (2004). Stream hydrology: *An introduction for ecologists*. John Wiley & Sons.
- Graziano, M., Giorgi, A. y Feijoó, C. (2021). Multiple stressors and social-ecological traps in Pampean streams (Argentina): A conceptual model. *Science of the Total Environment*, 765, 142785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142785>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2022). *Censo nacional de población, hogares y viviendas: Región Pampeana*. INDEC.
- Käiro, K., Haldna, M., Timm, H. y Virro, T. (2017). The effect of channelization on the biological quality of lowland streams using macroinvertebrates as proxies. *Hydrobiologia*, 794(1), 167–177. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3071-6>
- Kumwimba, M., Dzakupasu, M., Li, X., Huang, J., Ajibade, F., Muyembe, D. y Mihiranga, H. (2023). Vegetated urban streams have sufficient purification ability but high internal nutrient loadings: Microbial communities and nutrient release dynamics. *Science of the Total Environment*, 863, 160658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160658>
- Llanes, A. L., Poca, M., Jimenez, Y. G., Castellanos, G., Gómez, B. M., Marchese, M., Lana, N. B., Pascual, M., Albariño, R., Barral, M. P., Pascual, J., Clavijo, A., Díaz, B., Pessacg, N. y Jobbágy, E. G. (2022). ¿De dónde viene y a dónde va el agua de las ciudades? Base de datos integrada para 243 centros urbanos argentinos. *Ecología Austral*, 32(3), 1133–1149. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.2028>
- Morello, J., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., Rodríguez, A. F., Matteucci, S. D., Godagnone, R. E. y Casas, R. R. (2000). Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: *The case of Buenos Aires*. *Environment and Urbanization*, 12(2), 119–131. <https://doi.org/10.1177/095624780001200210>
- Paul, M. J. y Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333–365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Reitsema, R., Meire, P. y Schoelynck, J. (2018). The future of freshwater macrophytes in a changing world: Dissolved organic carbon quantity and quality and its interactions with

- macrophytes. *Frontiers in Plant Science*, 9, 629. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00629>
- Rodrigues Capítulo, A., Gómez, N., Giorgi, A. y Feijoó, C. (2010). Global changes in Pampean lowland streams (Argentina): Implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657(1), 53–70. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0319-3>
- Romeijn, P., Hanna, D. y Krause, S. (2021). Macrophyte controls on urban stream microbial metabolic activity. *Environmental Science & Technology*, 55(8), 4585–4596. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07108>
- Saraceno, M., Gómez, B. M. y Graziano, M. (2021). Urban stream restoration and the co-production of socially robust knowledge. *SERNews*, 35(4), 16–20.
- Tisdale, H. (1942). *The process of urbanization*. (Vol. 20). Oxford University Press.
- Vilches, C. y Giorgi, A. (2010). Metabolism in macrophyte-rich streams exposed to flooding. *Hydrobiologia*, 654(1), 57–65. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0371-3>
- Walsh, C.J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M. y Morgan II, R. P. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Walteros, D. y Ramírez, A. (2020). Urban streams in Latin America: Current conditions and research needs. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), S13–S28. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i2.42147>
- Watson, D. (1987). Hydraulic effects of aquatic weeds in U.K. rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1(3), 211–227. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450010304>
- Xavier, L., Scherner, F., Burgos, D., Barreto, R. y Pereira, S. (2016). Urbanization effects on the composition and structure of macrophyte communities in a lotic ecosystem of Pernambuco State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76(4), 1009–1017. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.09314>