

# Diagnóstico integral de un río urbano. Aplicación de métricas biológicas, fisicoquímicas y del bosque de ribera

Cynthia Ortiz<sup>1,\*</sup> , Mariana Jofré<sup>2</sup> , Patricia González<sup>3</sup> 

- (1) Departamento de Educación, Facultad de Ciencias Humanas, UNSL. Proyecto CyT UNSL N°: 2-2418, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, UNSL, San Luis, Argentina.
- (2) Departamento de Biología, Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, UNSL. INQUISAL-CONICET, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, UNSL, San Luis, Argentina.
- (3) Departamento de Química, Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, UNSL. INQUISAL-CONICET, Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia, UNSL, San Luis, Argentina.

Autora de correspondencia\*: Cynthia Ortiz [[cortiz@email.unsl.edu.ar](mailto:cortiz@email.unsl.edu.ar)]

> Recibido el 15 de agosto de 2023 - Aceptado el 18 de marzo de 2024

**Cómo citar:** Ortiz, C., Jofre, M., González, P. 2024. Diagnóstico integral de un río urbano. Aplicación de métricas biológicas, fisicoquímicas y del bosque de ribera. *Ecosistemas* 33(1): 2613. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2613>

## Diagnóstico integral de un río urbano. Aplicación de métricas biológicas, fisicoquímicas y del bosque de ribera

**Resumen:** Los ambientes acuáticos urbanos están altamente afectados por la contaminación de origen puntual o difuso. Este trabajo tuvo como objetivo determinar el impacto antrópico en un río urbano de la provincia de San Luis, Argentina, mediante la estimación de su calidad fisicoquímica, biológica e hidromorfológica. El área de estudio se centró en un río con impacto antropogénico, donde se tomaron muestras de agua y de macroinvertebrados bentónicos, durante dos años en períodos de aguas bajas y altas, en cinco sitios (n = 40). Se adaptó un índice de calidad de ribera QBRs para las ciudades de Juana Koslay y San Luis, Argentina. Los parámetros físico-químicos analizados fueron pH, temperatura, turbidez, conductividad, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, materia orgánica y concentración de nitrato y fósforo. Se aplicó un índice físico-químico simplificado de calidad de agua (ISQA). Los macroinvertebrados se muestrearon con red D, se identificaron en laboratorio, y se aplicaron el Índice Biótico para las Sierras de San Luis (IBSSL), y el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP). Se estimó riqueza y abundancia de taxones, y se aplicó el índice integral ESCOTRIMED. El Índice ISQA y los índices bióticos mostraron un gradiente desde ambientes contaminados, a ambientes extremadamente contaminados. La riqueza y la abundancia de macroinvertebrados disminuyeron río abajo, siguiendo un gradiente de contaminación creciente. La integración de los parámetros fisicoquímicos, biológicos y de ribera permitió determinar el impacto producto de la urbanización creciente del río, mostrando desde ambientes con fuertes signos de alteración a zonas con deterioro incipiente.

**Palabras clave:** estado ecológico; índice de calidad; macroinvertebrados bentónicos; río urbano

## Comprehensive diagnosis of an urban river. Application of biological, physicochemical and riparian forest metrics

**Abstract:** Urban aquatic environments are highly affected by point or diffuse source pollution. The objective of this work was to determine the anthropic impact on an urban river in the province of San Luis, Argentina, by estimating its physicochemical, biological and hydromorphological quality. The study area focused on a river with anthropogenic impact, where samples of water and benthic macroinvertebrates were taken for two years in periods of low and high water, in five sites (n = 40), a quality index of riverbanks (QBRs) was adapted for the cities of Juana Koslay and San Luis. Physicochemical parameters analyzed were pH, temperature, turbidity, conductivity, total dissolved solids, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, organic matter, and nitrate and phosphorus concentrations. A simplified physical-chemical index of water quality (ISQA) was applied. Samples of macroinvertebrates were taken using a D net, they were identified in the laboratory, and the Biotic Index for the San Luis Sierras (IBSSL) and the Biological Monitoring Working Party (BMWP) index were applied. Taxa richness and abundance were estimated, and the comprehensive ESCOTRIMED index was applied. The ISQA index and the biotic indices showed a gradient from polluted environments to extremely polluted environments. Macroinvertebrate richness and abundance decreased downstream, following an increasing pollution gradient. The integration of the physicochemical, biological and riparian parameters made it possible to determine the impact resulting from the increasing urbanization of the river, showing from environments with strong signs of alteration to areas with incipient deterioration.

**Keywords:** benthic macroinvertebrates; quality indices; urban river

## Introducción

La estimación de la calidad y la gestión de los ecosistemas de agua dulce constituyen en la actualidad un desafío a nivel mundial. En las últimas décadas la demanda de recursos hídricos, producto del rápido desarrollo industrial y el acelerado aumento de población humana, ha generado una sobreexplotación de los recursos hídricos que afecta la estructura y función de los ecosistemas fluviales (Setia et al. 2020). Por su parte, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 2020) destaca los efectos que el cambio climático produce sobre la disponibilidad de agua dulce, acentuando la degradación de dichos recursos y limitando los servicios de los ecosistemas y sus funciones ecosistémicas.

Una de las fuentes de perturbación en los ríos es la producida por el desarrollo de zonas urbanas, tal como lo establece el modelo conceptual denominado síndrome de río urbano, el cual reconoce alteraciones como aumento de la sedimentación, cambios en los histogramas, alteración de la geomorfología de los hábitats ribereños y pérdida de diversidad de especies (Stevens y Cummins 1999; Weigel et al. 2000; Paul y Meyer 2001; Walsh et al. 2005; Booth et al. 2015). Estos efectos han sido estudiados mediante métodos integrales de evaluación, que incluyen variables físicas, químicas, biológicas y de ribera con el fin de monitorear los cambios producidos y promover posibles soluciones (Resh 2007; Hampel et al. 2023).

Los métodos para estimar su calidad más utilizados son aquellos vinculados con las características fisicoquímicas del agua, a partir de los cuales se han desarrollado diversos índices que constituyen una expresión simple de una combinación de parámetros, como el denominado Índice Simplificado de Calidad de Aguas (ISQA), (Colman Broggi y Bellagamba 2006; Torres et al. 2009). Por su parte, la calidad biológica del agua puede ser determinada a partir de distintos grupos de organismos como los macroinvertebrados bentónicos, caracterizados por tener una amplia distribución geográfica, ser en su mayoría sedentarios, con una conocida sensibilidad a diferentes tipos de contaminación y presentar metodologías de muestreo con bajo costo (Resh et al. 1999; Bonada et al. 2006). Su potencial para evaluar la calidad del agua ha sido aplicado en el desarrollo de índices basados en la tolerancia de ciertos grupos a los diferentes niveles de contaminación orgánica (Resh et al. 1999; Cummins et al. 2005).

La evaluación integral requiere, a su vez, del análisis del hábitat físico conformado por diversos parámetros, considerados elementos estructurantes de los sistemas fluviales, evaluados mediante diversos índices como el "índice de calidad ambiental visual" (Barbour et al. 1999), el índice de hábitat fluvial (IHF) (Pardo et al. 2002), o el índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBR) propuesto por Munné et al. (1998; 2003).

En Argentina, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos han sido utilizadas para identificar los efectos de la acción humana en ríos y se han realizado adaptaciones locales de índices en función de las características geográficas específicas, tales como las propuestas por Gualdoni y Corigliano (1991), Domínguez y Fernández (1998), Rodrigues Capítulo (1999), Miserendino y Pizzolon (1999), Hankel et al. (2018), y Molineri et al. (2020), entre otros. Por su parte, en la provincia de San Luis se desarrolló un índice a partir de la adaptación de índices previos (Ghetti 1986; Tuffery y Verneauux 1967), denominado el Índice Biótico para las Sierras de San Luis (IBSSL), que incluye la utilización de Unidades Sistemáticas (U.S.), con las que se elaboró una tabla estándar adecuada a la región, donde los grupos zoológicos más sensibles y que sirven de referencia para el cálculo son, plecópteros, efemerópteros y tricópteros (Vallania et al. 1996).

La provincia de San Luis se encuentra ubicada en la región central de la República Argentina, y se caracteriza por presentar un clima semiárido, donde las precipitaciones son escasas y marcadamente estacionales (Gardini et al. 2013). Estas particulares características han sido estudiadas históricamente, detectando un déficit de precipitaciones anuales y procesos de desecación graves (Capitanelli 1989; Calderón 2017). El objetivo del presente trabajo fue evaluar en forma integral la calidad ambiental del río San Luis, en su tramo urbano y periurbano, mediante el uso de variables físico-químicas, biológicas y de ribera, determinando una primera aproximación a su estado ecológico; esperando visualizar un incremento de la degradación en función de los impactos generados por la urbanización.

## Material y Métodos

### Área de estudio

El río San Luis es un arroyo de tercer orden, emplazado dentro de la ecorregión del Chaco Seco-Subregión Chaco Árido (Burkart et al. 1999), originado por la unión de los arroyos Las Chacras y Cuchi Corral, que recibe aportes de las cuencas menores y del arroyo sin nombre que recoge las aguas del sector oriental (Ojeda et al. 2011) (Fig. 1). Este sistema forma parte de la Cuenca del Bebedero, cuyo nivel de base es la Salina del Bebedero, en cuyas cercanías se infiltra, luego de atravesar la localidad de Juana Koslay y la Ciudad de San Luis.

### Sitios de muestreo

Se seleccionaron cinco sitios a lo largo del curso del río siguiendo un gradiente de menor a mayor perturbación observada, donde se recolectaron muestras de agua (una por muestreo y por sitio) y de macroinvertebrados bentónicos (dos por muestreo y por sitio). Cada sitio fue visitado dos veces por año, una en período aguas bajas (antes de la temporada de lluvias, mes de octubre) y una en período de aguas altas (con posterioridad a la temporada de lluvias, mes de marzo), durante dos años (2016 y 2017), dando un total de cuatro muestreos en cada uno. (Fig. 1, Tabla 1). En cada sitio se seleccionó un largo de 50 m del curso del río y sus riberas, incorporando la mayor diversidad de hábitat acuático posible según el protocolo establecido en Rodrigues Capítulo et al. (2009).

### Variables físico-químicas

En cada sitio se registraron las medidas de pH, conductividad - Cond ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), sólidos totales disueltos - STD ( $\text{mg}/\text{L}$ ), y temperatura del agua - T ( $^{\circ}\text{C}$ ), con sensores portátiles. Se tomaron muestras de agua del río (de 1 Lt, una por cada sitio y muestreo) que fueron transportadas al laboratorio y refrigeradas a  $4^{\circ}\text{C}$  hasta su análisis. Se determinaron en laboratorio, siguiendo técnicas del *Standard Methods for the Water and Wastewater* (APHA 2005), demanda bioquímica de oxígeno -  $\text{DBO}_5$  ( $\text{mg}/\text{L O}_2$ ), turbidez - Turb (NTU), oxígeno disuelto - OD ( $\text{mg}/\text{L O}_2$ ), materia orgánica (disuelta) - MO ( $\text{mg}/\text{L O}_2$ ) y concentración ( $\text{mg}/\text{L}$ ) de nitrato-  $\text{NO}_3^-$  y fosfato-  $\text{PO}_4^{3-}$ .

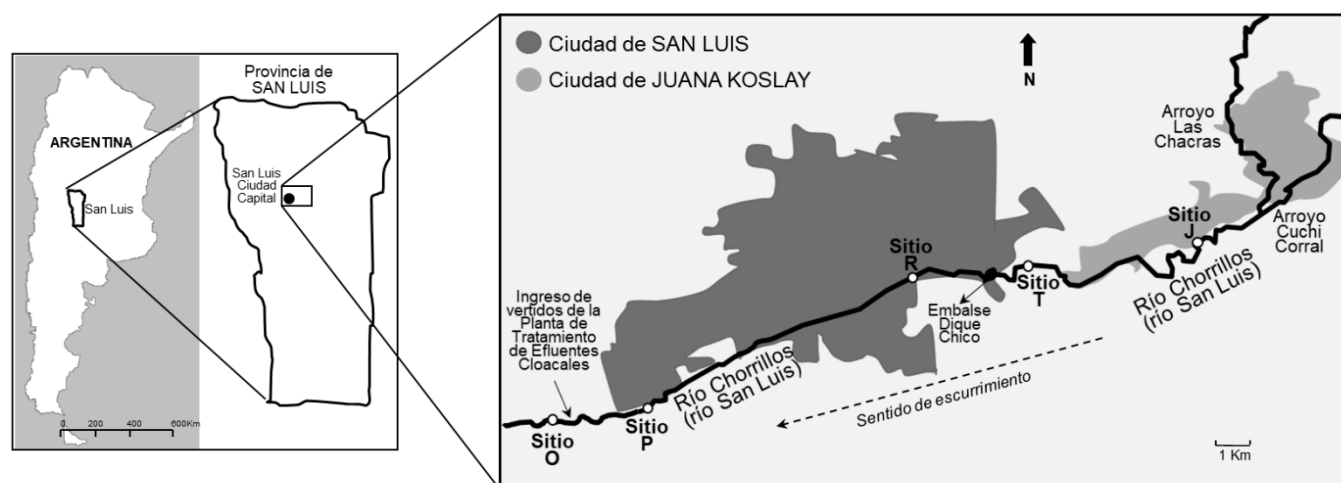


Figura 1. Localización del río San Luis y de los sitios de muestreo.

Figure 1. Location of the San Luis River and the sampling sites.

Tabla 1. Sitios de muestreo

Table 1. Sampling sites

Sitio	Georeferenciación	Localización/descripción/impactos
J	33°17'07.1" N; 66°14'24" S	En área periurbana de la ciudad de Juana Koslay, con construcciones cercanas, modificaciones sobre el canal (badén) y presencia de desechos sólidos (basura/escombros)
T	33°18'03.9" N; 66°17'56.5" S	En área periurbana de la ciudad de San Luis, en cercanías de un embalse, con modificaciones sobre el canal (puente) y presencia de desechos sólidos (escombros).
R	33°18' 28.8" N; 66°19'15.3" S	En el área urbana de la ciudad de San Luis, en un parque recreativo, con modificaciones sobre canal (puente), y de las riberas (infraestructura recreativa), alto impacto de tránsito de personas y vehicular.
P	33°20'27.5" N; 66°22'28.4" S	En una zona periurbana de la ciudad de San Luis, en cercanías del parque industrial con modificaciones del canal (puente) y alta degradación de las riberas. Presencia de vertidos.
O	33°20'39.7" N; 66°24'47.4" S	En zona periurbana de la ciudad de San Luis, con vegetación de ribera conservada y vertidos cloacales.

### Macroinvertebrados bentónicos

Se aplicó una técnica cualitativa de muestreo con red D de tipo multihábitat (de 300  $\mu$ m de abertura de malla) y se tomaron dos réplicas en cada sitio de muestreo, cada una con un tiempo fijo de recolección de 3 minutos. Las muestras colectadas fueron conservadas en alcohol al 70% y se analizaron siguiendo el Protocolo 2 de la metodología GUADALMED (Bonada et al. 2002). Se analizó el total de cada muestra separando e identificando todos los especímenes hasta nivel de familia, o grupo taxonómico requerido para la aplicación de los índices bióticos, utilizando un microscopio estereoscópico (Arcano ZTX) y claves taxonómicas específicas (Fernández y Domínguez 2001). Los datos correspondientes a cada réplica fueron integrados en un solo valor por sitio y muestreo.

### Calidad de Bosque de Ribera

Para estudiar la calidad de las riberas se adaptó la metodología propuesta por Munné (1998) en el protocolo HIDRI (Agencia Catalana del Agua 2006) y el índice QBRy (y: yungas) (Sirombra y Mesa 2012), generando el Índice de Calidad de Ribera del río San Luis (QBRs), acorde a las características hidromorfológicas de la región de estudio, aunque la estructura básica y el procedimiento de evaluación no variaron significativamente. Se realizaron cambios en dos de los cuatro bloques del QBRy para su aplicación al área de estudio. El primer bloque del índice original "cobertura ribereña total", se mantuvo sin cambios. En el segundo componente "estructura de cobertura" las especies trepadoras leñosas fueron reemplazadas por especies herbáceas, por ser más representativas del área de estudio. El bloque tres se mantuvo igual al QBRy cuya simplificación original responde a la gran diversidad de especies arbóreas y arbustivas, así como a la falta de definición de tipos geomorfológicos en los ríos, a diferencia de las riberas mediterráneas (Acosta et al. 2009; Sirombra y Mesa 2010; Sirombra y Mesa 2012). Así mismo se introduce en dicho bloque el estrato herbáceo

Para la aplicación de este índice, se evaluaron los cinco sitios de muestreo y se consideraron dos parcelas (unidad de muestra), una para cada margen del río, y se realizó el relevamiento florístico del sitio de referencia y de los sitios de muestreo.

## Análisis de datos

Los valores de las variables fisicoquímicas fueron comparados entre períodos de aguas altas y aguas bajas (factor) de los dos años considerando todos los sitios de muestreo, mediante Análisis de la Varianza (ANOVA) de una vía. Posteriormente se compararon con el mismo análisis entre sitios de muestreo (factor) considerando los datos de aguas bajas y altas de los dos años. Los datos fueron previamente transformados a logaritmo para cumplir con requerimientos de normalidad y homocedasticidad; la prueba de Shapiro-Wilk aplicada a los datos transformados dió valores de p entre 0.07 y 0.51 para las diferentes variables; los p's de la prueba de Levene variaron entre 0.09 y 0.79 cuando se comparó entre períodos, y entre 0.08 y 0.98 para la comparación entre sitios. Los análisis fueron realizados en el programa SPSS. Algunas de las variables fisicoquímicas fueron incorporadas al cálculo del ISQA el cual varía en intervalos de 0 y 100 (López Fernández et al. 1998; Calderón et al. 2021). Los valores del ISQA fueron también comparados entre sitios (factor) mediante ANOVA de una vía.

La comunidad de macroinvertebrados fue descrita por índices de riqueza y abundancia, y se aplicó el IBSSL (Vallania et al. 1996) y el Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Armitage et al. 1983), adaptado por Corigliano (2008) para ríos serranos de la provincia de Córdoba. Los valores de estos índices fueron comparados entre sitios (factor) utilizando ANOVA de una vía.

La calidad de ribera se estimó mediante el Índice de Calidad de Ribera del río San Luis (QBRs) con valores de 0 a 100. Se aplicó el índice multivariado ECOSTRIMED (*Ecological Status River Mediterranean*) (Prat et al. 2000), utilizando el índice de calidad biológica basado en los macroinvertebrados (BMWP) y el Índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBRs).

Se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) a las variables fisicoquímicas con el fin de evaluar su comportamiento espacio-temporal. Un segundo análisis de ACP fue aplicado a los índices de calidad fisicoquímica y biológica para visualizar la calidad global de los sitios. Se utilizó el programa PAST 3.0 (Hammer et al. 2018).

## Resultados

### Variables fisicoquímicas e índice de calidad

La **Tabla 2** muestra los valores de parámetros fisicoquímicos en los cinco sitios muestreados (J, T, R, P y O), durante períodos de aguas bajas (b) y aguas altas (a), para los dos años estudiados. El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre los períodos de aguas bajas y aguas altas para los valores de conductividad, que fue significativamente mayor en el período de aguas bajas ( $F_{1,4}=39$   $p<0.05$ ) y la concentración de fosfato, significativamente mayor en el período de aguas altas ( $F_{1,4}=9.14$   $p<0.05$ ). El sitio O fue el que mostró las diferencias más grandes en variables asociadas con la calidad fisico-química del agua comparado con los demás sitios, registrando valores significativamente elevados de materia orgánica ( $F_{1,4}=19.72$   $p<0.05$ ), concentración de nitrógeno ( $F_{1,4}=12.02$   $p<0.05$ ), fosfatos ( $F_{1,4}=99.54$   $p<0.001$ ) y DBO<sub>5</sub> ( $F_{1,4}=35.5$   $p<0.05$ ); y medias significativamente más bajas de pH ( $F_{1,4}=80.1$   $p<0.001$ ) y oxígeno disuelto ( $F_{1,4}=18.78$   $p<0.05$ ).

**Tabla 2.** Variables fisicoquímicas en los sitios (J, T, R, P y O) del río San Luis estudiados. Promedios de dos años muestreados, en períodos de aguas bajas (b) y aguas altas (a).

**Table 2.** Physicochemical variables in the sites (J, T, R, P and O) of San Luis river studied. Averages of two sampled years, in low water (b) and high water (a) periods.

Sitio	pH	T (°C)	Turb (NTU)	Cond (µS.c <sup>-1</sup> )	STD (mg/L)	OD (mg/L)	MO (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)
Jb	8.01 SD:0.1	15 SD:5.6	7,74 SD:11.6	723.3 SD:347.1	456 SD: 234.7	9.6 SD:1.2	2.52 SD:0.2	0.75 SD:0.07	0.04 SD:0.01	1.9 SD:0.5
Ja	8.11 SD:0.5	15.15 SD:3.8	10.88 SD:11.6	456 SD:46.6	305.5 SD:31.8	8.68 SD:1.2	3.6 SD:0.03	0.95 SD:0.2	0.05 SD:0.05	2 SD:0.8
Tb	8.08 SD:0.3	15.3 SD:5.7	8.26 SD:2.3	929 SD:602.4	623.5 SD:405.1	7.95 SD:1.6	12.8 SD:3.8	3.05 SD:0.4	0.08 SD:0.01	2.6 SD:2.8
Ta	7.88 SD:0.4	16.7 SD:5.3	32.7 SD:30.2	628.3 SD:174.6	421 SD:117.3	7.1 SD:0.4	5.15 SD:3.8	10.85 SD:0.5	0.02 SD:0.01	3 SD:2.8
Rb	8.29 SD:0.01	16.1 SD:5.5	7.34 SD:6.1	857 SD:448.3	585.5 SD:301.9	7.95 SD:0.2	2.2 SD:1.4	0.95 SD:0.4	0.008 SD:0.02	3.1 SD:0.4
Ra	8.12 SD:6	17.1 SD:3.7	3.5 SD:42.7	600.5 SD:144.9	403 SD:100.4	8.43 SD:0.2	2.38 SD:0.1	1.35 SD:0.7	0.02 SD:0.02	3.5 SD:0.04
Pb	8.35 SD:0.04	13.4 SD:7.1	90.6 SD:126.4	882.5 SD:456.0	591.5 SD:306.1	7.3 SD:0.1	2.15 SD:1.3	2.2 SD:0.9	0.031 SD:0.02	3.5 SD:0.4
Pa	843 SD:1.1	17,45 SD:7.5	43,85 SD:49.1	625,5 SD:161.9	419 SD:110.3	8.15 SD:0.2	3,76 SD:1.9	1.1 SD:0.5	0.017 SD:0.003	1.9 SD:2.1
Ob	6.69 SD:0.2	22.4 SD:5.9	70.5 SD:65.7	822 SD:313.9	458.5 SD:344.3	5.35 SD:0.2	59.31 SD:37.0	11.7 SD:0.8	3.95 SD:0.07	10.56 SD:13.3
Oa	6.8 SD:0.4	20.5 SD:3.5	83 SD:21.2	700.2 SD:30.4	473.25 SD:18.7	4.75 SD:0.4	39.1 SD:13.1	14.8 SD:4.1	3.41 SD:1.9	43.2 SD:11.5

Si bien no se detectaron diferencias significativas entre sitios para la temperatura del agua, hubo una tendencia de mayor temperatura en el sitio O en comparación con los demás ( $F_{1,4}=6.07$   $p=0.054$ ). Así mismo, la turbidez, si bien, no fue significativamente diferente entre los sitios estudiados, registró valores más elevados en los sitios P y O.

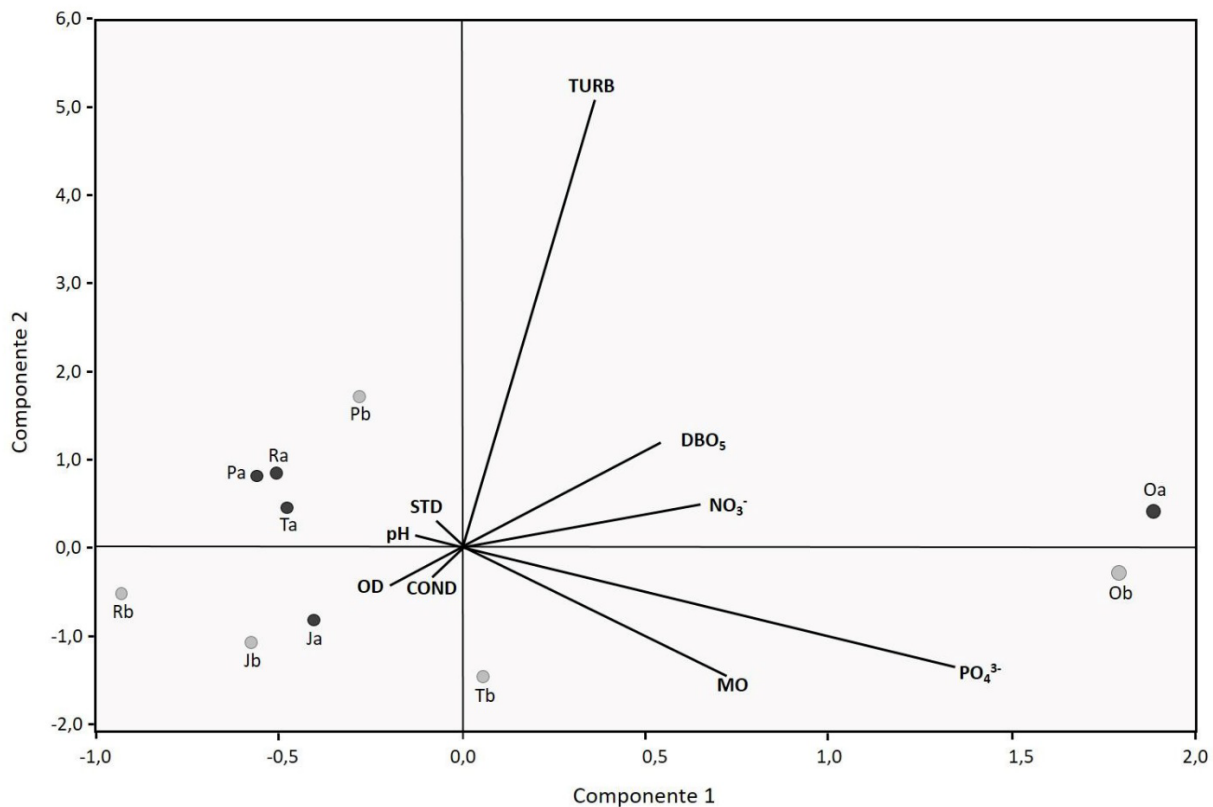
El índice físico-químico de calidad de agua ISQA fue significativamente diferente entre los sitios estudiados ( $F_{1,4}=16.71$   $p<0.05$ ) siendo menor en el punto O comparado con todos los demás, y en el sitio T comparado con el J (todos los valores  $p$ 's fueron  $<0.05$ ). El ISQA presentó ponderaciones desde aguas no contaminadas en el sitio J, a fuertemente contaminadas en el sitio O (Tabla 3).

Por su parte, en el análisis de componentes principales aplicado a los parámetros físico químicos se acumuló un 92,45% de la variabilidad total explicada con dos ejes (porcentaje de varianza del eje 1: 85.58 %, del eje 2: 8.74 %, a partir de matriz de covarianza,  $n = 10$ ) (Fig. 2). El gráfico de dispersión biplot mostró el sitio O (a y b), considerado el más perturbado, en el cuadrante derecho (superior e inferior) relacionado con los vectores  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{DBO}_5$ , Turb y MO. El resto de los sitios quedan definidos en dos grupos; el primero con los sitios J (a y b) y R (b) en el cuadrante izquierdo (inferior) vinculados con el vector OD y COND, y en segundo con los sitios P (a y b), T (a) y R (a) en el cuadrante izquierdo superior relacionados con los vectores pH y STD.

**Tabla 3.** Valores y juicios de calidad del Índice Simplificado de Calidad de Agua (ISQA) para los sitios del río San Luis estudiados (J, T, R, P y O) muestreados durante dos años, en períodos de aguas bajas (b) y aguas altas (a).

**Table 3.** Values and quality judgments of the Simplified Water Quality Index (ISQA) for the sites of the San Luis river studied (J, T, R, P and O) sampled during two years, in low water (b) and high water (a) periods.

Sitio	Valor ISQA	Juicio ISQA
Jb	87.97	No contaminada
Ja	80.97	No contaminada
Tb	73.16	No contaminada
Ta	56.95	Contaminada
Rb	79.86	No contaminada
Ra	69.00	Contaminada
Pb	66.31	Contaminada
Pa	69.68	Contaminada
Ob	30.53	Muy contaminada
Oa	36.32	Muy contaminada



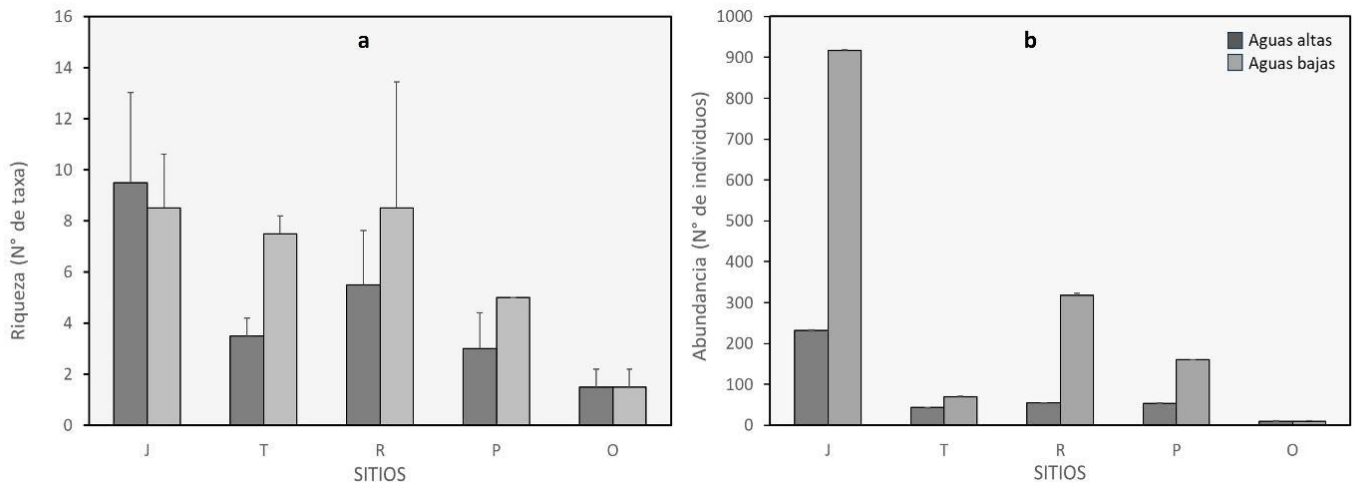
**Figura 2.** Análisis de componentes principales (ACP) incluyendo variables fisicoquímicas de los sitios de muestreo (J, T, R, P y O) en períodos de aguas bajas (b) y aguas altas (a).

**Figure 2.** Principal component analysis (PCA) including physicochemical variables in the sampling sites (J, T, R, P and O) in periods of low water (b) and high water (a).

## Calidad biológica del agua

Los valores cuantitativos de riqueza y abundancia (Fig. 3) mostraron en el sitio J los valores más altos de ambos parámetros decreciendo hacia el sitio O donde se detectó el vertido de efluentes cloacales de las piletas de oxidación cercanas. Los taxos dominantes fueron de las familias Chironomidae y Simuliidae, ambas del orden Diptera, seguidas por la familia Baetidae del orden Ephemeroptera y la familia Hydropsychidae del orden Trichoptera (Anexo 1).

El IBSSL mostró diferencias significativas entre periodos (aguas altas y bajas), con valores más altos en el periodo de aguas bajas ( $F_{1,4}=4.57$   $p=0.099$ ) y entre sitios ( $F_{1,4}=172.43$   $p<0.001$ ); el sitio O mostró valores significativamente menores a todos los demás. Hubo diferencias significativas entre sitios ( $F_{1,4}=5.35$   $p=0.067$ ) también para el BMWP, con valores significativamente menores en el sitio O, comparado con los sitios J, R y T (todos los valores  $p$ 's fueron  $<0.05$ ). El IBSSL clasificó los sitios de poco contaminados (J) a fuertemente contaminados (O). Por su parte, el índice BMWP determinó un gradiente desde sitios contaminados (J) a fuertemente contaminados (O) (Tabla 4).



**Figura 3.** a) Riqueza de taxones y b) abundancia en los sitios de río San Luis estudiados, en periodos de aguas bajas y aguas altas.

**Figure 3.** a) Taxa richness and b) abundance in the sites of the San Luis river studied, during low water and high water periods.

**Tabla 4.** Valores y ponderación de calidad de los índices bióticos aplicados (BMWP e IBSSL) para los sitios del río San Luis (J, T, R, P y O) estudiados, en periodos de aguas bajas (b) y aguas altas (a).

**Table 4.** Values and quality weighting of the biotic indices applied (BMWP and IBSSL) for the San Luis river sites (J, T, R, P and O) studied, in low water (b) and high water (a) periods.

Sitio	BMWP		IBSSL	
	Valor	Ponderación	Valor	Ponderación
Jb	43	No Contaminado	8	Poco Contaminado
Ja	43.5	No Contaminado	8	Poco Contaminado
Tb	31	Poco Contaminado	7	Contaminado
T2a	25	Contaminado	6	Contaminado
R1b	47.5	No Contaminado	8	Poco Contaminado
R2a	29	Contaminado	8	Poco Contaminado
P1b	26	Contaminado	6	Contaminado
P2a	18	Muy contaminado	6	Contaminado
O1b	9	Fuertemente contaminado	1	Fuertemente contaminado
O2a	7	Fuertemente contaminado	1	Fuertemente contaminado

## Índice de calidad de ribera

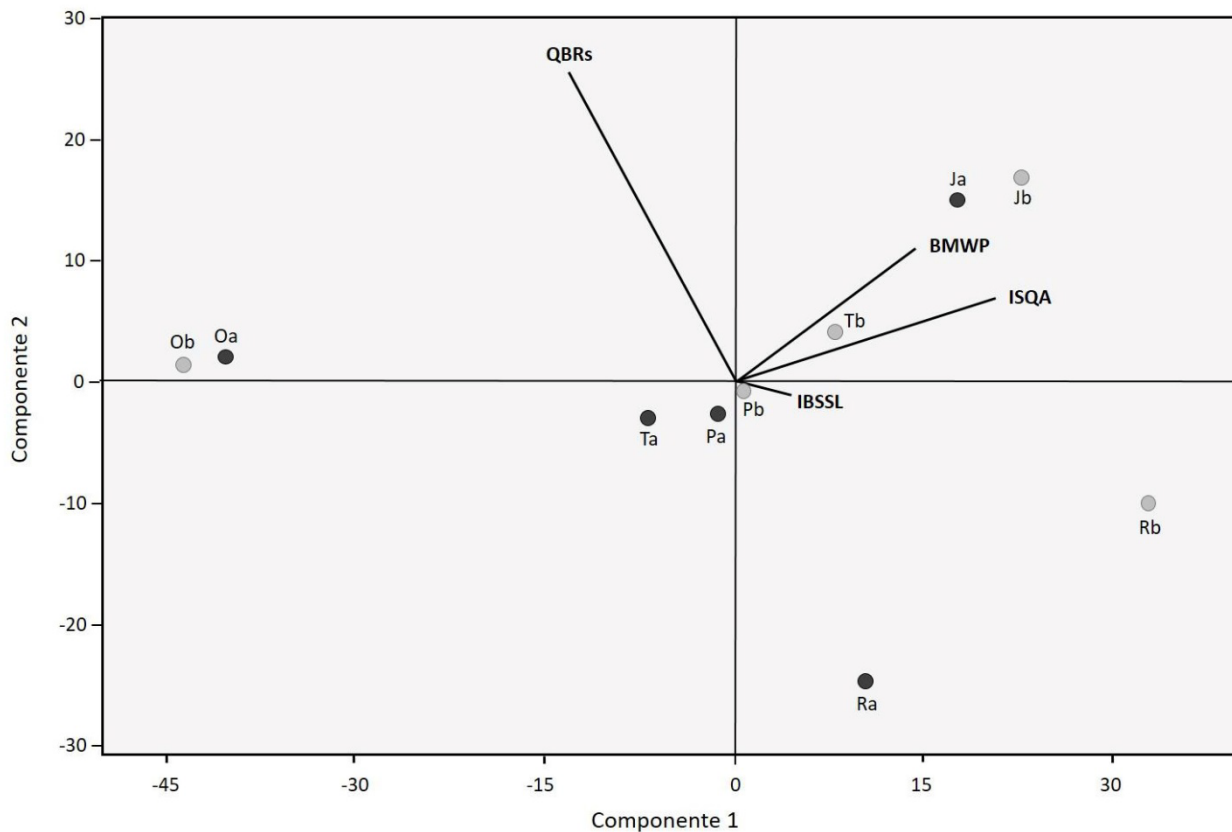
El QBRs determinó ambientes con degradación extrema en el sitio R, caracterizado por la presencia de puentes y alteración en la vegetación autóctona producto de la urbanización; sitios con alteración fuerte J, P y T, y ambientes con inicio de alteración como el O, más alejado de la zona urbana (Tabla 5).

**Tabla 5.** Valores de los bloques del índice QBRs y ponderación obtenida para los sitios (J, T, R, P y O) del río San Luis estudiados.**Table 5.** Values of QBRs index blocks and weighting obtained for the sites (J, T, R, P and O) of the San Luis River studied.

Sitio	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	Bloque 4	QBRs	Ponderación
J	15	20	5	0	45	Alteración Fuerte
T	15	15	10	0	40	Alteración Fuerte
R	5	0	5	5	15	Degradación Extrema
P	15	15	5	5	40	Alteración Fuerte
O	20	15	20	5	60	Inicio de Alteración

### Correspondencia entre índices fisicoquímicos, biológicos y de ribera

El ACP pudo explicar el 70.9% de la matriz de varianza-covarianza evidenciando un comportamiento diferencial de los cuatro índices (Fig. 4). Se observaron tres grupos de sitios con relaciones vectoriales diferentes: los sitios J y T asociados a BMWP e ISQA, el sitio O relacionado con el QBRs, y el sitio R con el índice IBSSL.

**Figura 4.** Análisis de componentes principales (ACP) incluyendo índices BMWP, IBSSL, ISQA y QBRs, en los sitios de muestreo (J, T, R, P y O) del río San Luis durante periodos de aguas bajas (b) y aguas altas (a).**Figure 4.** Principal component analysis (PCA) including BMWP, IBSSL, ISQA and QBRs indices, in the sampling sites (J, T, R, P and O) of San Luis river during low water (b) and high water (a) periods.

### Estado ecológico

El Índice ECOSTRIMED estuvo marcado por sitios con inicio de alteración (Sitio J) a sitio de calidad pésima (sitio R, P, O) utilizando el índice de calidad biológica basado en los macroinvertebrados (BMWP) y el Índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBRs) (Tabla 6).

**Tabla 6.** Valores de Índice ECOSTRIMED para los sitios de estudio del río San Luis.**Table 6.** ECOSTRIMED Index values for study sites in San Luis river.

Sitio	Valoración
J	Regular
T	Malo
R	Pésimo
P	Pésimo
O	Pésimo

## Discusión

La evaluación integral mediante índices y variables fisicoquímicas, biológicas y de ribera determinaron en el río San Luis un gradiente de degradación que se corresponde con los impactos observados como producto de la urbanización. La ponderación del ISQA evidenció un claro gradiente de degradación de la calidad del agua desde el sitio J (no contaminado) al sitio O (muy contaminado), posiblemente vinculado a una mayor entrada de nutrientes y contaminantes al río, ocasionados por la presencia de residuos sólidos urbanos en las riberas y lecho del río, cambios en la vegetación ribereña y la descarga de efluentes, entre otros. Resultados similares fueron obtenidos por [Oliva González \(2014\)](#), quien detectó un deterioro progresivo en la calidad del agua y el sedimento producto del desarrollo urbano en sitios cercanos al área de estudio, y por [Calderón et al. \(2011a\)](#) en los arroyos Cuchi Corral y Las Chacras, afluentes del río San Luis, donde se determinaron ambientes medianamente contaminados y contaminados.

Si bien las variables fisicoquímicas estuvieron dentro del rango permitido según la normativa ambiental vigente en la región (Decreto Provincial 2092/2006, [Gobierno de la Provincia de San Luis 2006](#)), el sitio O, considerado el más perturbado, se destacó por presentar bajos valores de OD y DBO<sub>5</sub> con diferencias significativas según el análisis de ANOVA, y consistentes con la degradación de sistemas hídricos producto de la descarga de aguas residuales y el crecimiento de áreas urbanas ([Sliva y Williams 2001](#), [Rodrigues et. al 2018](#), [Lebepe et. al 2022](#)).

La ubicación del sitio O en el ACP, altamente relacionado con los vectores NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, sugiere que se encuentra impactado no sólo por procesos relacionados con actividades urbanas, sino también por la actividad ganadera característica en sus alrededores. Dicha relación también fue evidenciada en otros estudios ([Oliva González 2014](#); [Mora-Ravelo et al. 2017](#); [Meneces Campo et al. 2019](#); [Mosquera Restrepo y Peña-Salamanca 2019](#)). A su vez el sitio J se vincula con el vector del OD mostrando una mejor conservación del lecho, mientras que el sitio T, ubicado en proximidad a un embalse, se relaciona con los vectores de MO y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> sugiriendo que la regulación en este punto altera la calidad fisicoquímica como lo observado por [Calderón et al. \(2011b\)](#) y [Ríos-Pulgarín \(2022\)](#).

Por su parte, los descriptores cuantitativos de riqueza y abundancia mostraron que el sitio J (más alejado de las zonas urbanas) presentó mayores valores, mientras que el sitio O presentó los valores más bajos. Estos resultados son consistentes con lo propuesto por [Mazo \(1991\)](#), quien establece que las alteraciones en la composición del zoobentos pueden ser atribuidas a una disminución en la disponibilidad de oxígeno.

En todos los sitios predominaron taxones con elevada tolerancia a los ambientes contaminados, en particular los del orden diptera, con siete familias, mientras que aquellos taxones más sensibles fueron menos abundantes y con menor riqueza (orden trichoptera y ephemeroptera). Resultados similares fueron descritos por [Lebepe et al. \(2022\)](#), en ríos urbanos de Sudáfrica, quienes detectaron cambios en los ensamblajes de macroinvertebrados producto de la influencia de numerosos factores, como la calidad del agua o la disponibilidad de hábitat. La simplificación en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados determinada en el presente estudio ha sido también observada en otros ríos urbanos de la región ([Pave y Marchese 2005](#); [Oliva González 2014](#); [Damborsky y Poi 2015](#); [García Ríos 2016](#)), mostrando la influencia de los nutrientes y el desarrollo urbano sobre las comunidades biológicas.

El índice QBRs adaptado al área de estudio mostró sitios con alteración fuerte (sitios J y T) y sitios con inicio de degradación (sitio O). Las diferencias en estas ponderaciones están relacionadas con factores generadores de perturbaciones, como la presencia de infraestructuras, residuos sólidos urbanos y especies forestales exóticas, detectadas principalmente en el sitio R, cuya ponderación es la más baja, lo que demuestra el impacto negativo de la urbanización en la estructura de las riberas ([Gómez y Cochero 2013](#); [Basilisco et al 2015](#); [Granitto et al 2016](#)). El sitio O presentó el bosque de ribera mejor conservado, a pesar de ello, se identificaron focos de contaminación puntual producto de la descarga de efluentes cloacales, lo que afectaría la calidad fisicoquímica y biológica del agua. Tales resultados son consistentes con los observados por [Basilisco et al. \(2015\)](#), quienes determinaron que el deterioro de la calidad del agua y de las riberas responde a diferentes factores, reconociendo la importancia de la calidad riparia en la integridad ecosistémica.

El ACP aplicado a los índices de calidad (fisicoquímico, biológicos y de ribera) permitió evidenciar su comportamiento de acuerdo con los atributos que cada uno pondera. El sitio J se vinculó con los vectores del ISQA y el índice BMWP en el cuadrante 1, y el sitio O en el cuadrante 2 con el vector del índice QBRs; mientras que el sitio R se vio vinculado al vector IBSSL. Las relaciones antes mencionadas pueden estar vinculadas con una mejor calidad fisicoquímica, que genera una mayor diversidad



de hábitat y como consecuencia, una mejor composición biológica del sistema (Ambrosio 2014; Cochero et al. 2016). El sitio O, en ambos periodos, se vinculó con el vector QBRs debido principalmente a la presencia de especies nativas tanto arbustivas como arbóreas, y una mayor conservación del bosque nativo (Barbour et al. 1999; Bonada 2006; Fernández 2017).

La aplicación del índice ECOSTRIMED mostró una ponderación regular en el sitio con menor presión urbana (sitio J), mientras que caracterizó a los tres sitios ubicados en zonas con mayor impacto urbano (R, P y O) con calidad pésima. El sitio O si bien presentó una ribera mejor conservada, su calidad biológica y fisicoquímica se encuentran muy desmejoradas debido a la contaminación puntual que presenta.

## Conclusiones

El presente trabajo permitió evaluar la calidad ecológica de un río urbano mediante diferentes descriptores estructurales y de calidad en tramos con diferentes grados de alteración urbana. Los datos obtenidos y su consecuente análisis permitieron determinar cómo la actividad urbana contribuye al deterioro progresivo de la calidad fisicoquímica del agua y consecuentemente de la calidad biológica, en particular de los ensamblajes de macroinvertebrados. La evaluación de estos impactos se considera fundamental en zonas áridas y semiáridas donde la disponibilidad de agua es escasa y por lo tanto su preservación y monitoreo debe ser considerada una actividad primordial. Esta investigación, a su vez, contribuye a brindar, ampliar y profundizar estudios de ríos impactados por contaminación urbana con características semejantes en otras partes del mundo. Además, el contexto del cambio climático global, la escasez de agua, la falta de información básica y las políticas públicas ambientales altamente volátiles, refuerzan la necesidad de este tipo de estudios.

## Contribuciones de los autores

Ortiz Cynthia: Análisis formal, Conceptualización, Investigación, Redacción - borrador original, Redacción-Revisión y edición. Mariana Jofré: Análisis formal, Conceptualización, Investigación, Redacción-Revisión y edición. Patricia González: Administración del Proyecto. Supervisión.

## Agradecimientos

Las investigaciones incluidas en este trabajo fueron financiadas por la Secretaría de Ciencia y Técnica Universidad Nacional de San Luis con un subsidio al Proyecto PROICO 02-2418, y se realizaron en el Instituto de Química de San Luis "Dr. Roberto Olsina"- Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (INQUISAL-CONICET). Las autoras agradecen a la Dra. Mirian Calderon por sus contribuciones a la redacción del manuscrito y al Dr. Martín Sirombra por sus aportes en la adaptación del QBR.

## Referencias

- Acosta, R.C. 2009. *Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): Distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- Agencia Catalana del Agua 2006. H.I.D.R.I. Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. Barcelona, España.
- Ambrosio, S.E. 2014. *Hábitats y grupos funcionales alimentarios de los macroinvertebrados bentónicos en la costa bonaerense del río de la Plata: relación con la contaminación*. Tesis doctoral. Instituto de Limnología "Raúl A. Ringuelet". Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, Argentina.
- APHA (American Public Health Association) 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21<sup>st</sup> Edition. Washington DC., USA.
- Armitage, D., Moss, J., Wright, M.F. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347
- Barbour, M.T., Gerritsen, J.D., Snyder, B.D., Stribling, J.B. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Washington, DC., USA.
- Basilico, G., Del Cano, 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* 17: 119 – 134
- Bonada, N.N., Prat, A., Munné, M., Plans, C., Solá, M., Álvarez, I., Pardo, G., et al. 2002. Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnética* 21(3-4): 13-33.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Booth, D.B., Roy, A.H., Smith, B., Capps, A. 2015. Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science* 35(1):412-420
- Burkart, R., Bárbaro, N., Sánchez, R., Gómez, D. 1999. *Eco-regiones de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales. Secretaria de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- Calderon, M.R., Almeida, A.C., Jofré, M. B., González, S.P., Miserendino, M.L. 2011a. Flow regulation by dams impacts more than land use on water quality and benthic communities in high-gradient streams in a semi-arid region. *Science of the Total Environment* 10: 881:163468.
- Calderón, M.R., González S.P., Moglia, M., Oliva-González, S., Jofre, M.B. 2011b. Use of multiple indicators to assess the environmental quality of urbanized aquatic environments in San Luis, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 4411- 4422.
- Calderón, M.R., Moglia, P., Nievas, R., Colombetti, P., González, S., Jofré, M. 2017. Assessment of the environmental quality of two urbanized lotic systems using multiple indicators. *River Research and Applications*.33(7), 1119-1129.

- Calderón, M., Almeida, C., Jofre, M., Gonzalez, S.P., Pérez Iglesias, J.M., Miserendino, M.L. 2021. Efectos de la regulación del caudal sobre las características físicas y químicas de arroyos serranos de San Luis (Argentina). En: SETAC (Ed.) *Actas del Latin America 14th Biennial Meeting Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 26-29 September 2021 (virtual)* SETAC, Department of Health - Salt Lake City, UT, USA.
- Capitanelli, R.G. 1989. *Geografía de San Luis: el hombre y la tierra*. Ministerio de Cultura y Educación, San Luis, Argentina. ISBN 9509871125,
- Cochoero, J., Cortelezzi, A.S., Santiago Tarda, A., Gómez, N. 2016. An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecological Indicators* 71:134–144.
- Colman Broggi, G., Bellagamba, J. 2006. Calidad de agua de cursos en el Uruguay y análisis de normativa vigente. En: *Memorias del XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta del Este, Uruguay*. AIDIS. São Paulo, Brasil.
- Corigliano, M. 2008. Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto* 28(1-2): 33-54.
- Cummins, K.W., Merrit, R.W., Andrade, P.N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(1): 71-90.
- Damborsky, M., Poi, A. 2015. Aplicación de índices bióticos utilizando macroinvertebrados para el monitoreo de calidad del agua del Río Negro, Chaco, Argentina. *FACENA* 31. 41. <https://doi.org/10.30972/fac.310650>
- Domínguez, E., Fernández, H. 1998. *Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medidos por un índice biótico*. Serie Conservación de la Naturaleza 12. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- FAO 2020. *El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Superar los desafíos del agua en la agricultura*. FAO, Roma, Italia. <https://doi.org/10.4060/cb1447es>
- Fernández H., Domínguez, E. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Universidad Nacional de Tucumán - Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- Fernández, H.R. 2017. El “estado ecológico” como concepto para la gestión de la cuenca Salí-Dulce (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 61 (2): 181-187.
- García Ríos, R. 2016. *Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del Río Chillón (Lima, Perú) y su uso como indicadores biológicos*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Mayor de San Marcos Facultad de Ciencias Biológicas. Perú.
- Gardini, C., Morla, P., Hauria, N. 2013. *Hidrogeología de los departamentos Belgrano y Gobernador Vicente Dupuy. Provincia de San Luis*. FISAL. CIDIC. Argentina.
- Ghetti, P.F. 1986. *Il macroinvertebrate nell'analisi di qualità del corso d'acqua. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, Italia.
- Gobierno de la Provincia de San Luis. Decreto Provincial 2092/2006. Ley Nacional de Residuos Peligrosos N 24.051. 2006. Ministerio de la Legalidad y Relaciones Institucionales. Argentina. *Boletín Oficial* 02/06/2006
- Gómez, N., Cochoero, J. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral* 23:18–26
- Granitto, M., Rosso, J., Boveri, M.B., Rennella M.M. 2016. Impacto del uso del suelo sobre la condición de ribera en arroyos pampeanos y su relación con la estructura de la comunidad de peces. *Biología Acuática* 31: 19-27.
- Gualdoni, C., Corigliano, M. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista UNRC* 11(1):43-49
- Hankel, G., Emmerich, D., Morineri, C. 2018. Macroinvertebrados bentónicos de ríos de zonas áridas del noroeste argentino. *Ecología Austral* 28:435-445
- Hammer, O., Harper, T., Ryan, D. 2018. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontología Electrónica* 4(1), 4.
- Hampel, H., Vázquez, R.F., González, H., Acosta, R. 2023. Evaluating the Ecological Status of Fluvial Networks of Tropical Andean Catchments of Ecuador. *Water* 15. 1742.
- Lebepe, J., Khumalo, N., Mnguni, A., Pillay, S., Mdluli, S. 2022. Macroinvertebrate Assemblages along the Longitudinal Gradient of an Urban Palmiet River in Durban, South Africa. *Biology* 11(5):705.
- López Fernández, G., González Huecas, C., López Lafuente, A. 1998. La calidad de las aguas de un río de la Cuenca del Duero: el Aguijejo. *Ingeniería del Agua* 5: 3 pp 33-40.
- Mazo, F. 1991. *Biology of freshwater pollution*. Longmann Scientific y Technical. New York, USA.
- Menece Campo, E., Castro Rebolledo, M., Jaramillo Londoño, A. 2019. Comparación de la calidad del agua en dos ríos altoandinos mediante el uso de los índices BMWP/col. y ABI. *Acta Biológica Colombiana* 0120-548X. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n2.70716>
- Miserendino, M.L., Pizzolón, L. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensis* 11(2): 137-148.
- Molineri, C., Tejerina, E., Torrejón, E., Hankel, E. 2020. Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators* 108: 105703.
- Mora Ravelo, S., Alarcón, S., Rocandio Rodríguez, A., Vanoye Eligio, M. 2017. Bioremediation of wastewater for reutilization in agricultural systems: a review. *Applied Ecology and Environmental Research* 15 (1): 33-50.
- Mosquera-Restrepo, D., Peña-Salamanca, E. 2019. “Ensamblaje” de macroinvertebrados acuáticos y su relación con variables fisicoquímicas en un río de montaña en Colombia. *Revista de Biología Tropical* 67:6.
- Munné, A., Solà, C., Prat, N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175: 20-37.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.13: 147-163.
- Ojeda, G., Lacreu, H., Sosa, G., Gómez, G., Dueña, D. 2011. *Atlas de Recursos Geoambientales. Municipio de Juana Koslay*. Proyecto FORGEO. Universidad Nacional de San Luis. San Luis, Argentina.
- Oliva González, S. 2014. *Autodepuración de arroyos serranos: desarrollo de metodologías para el monitoreo de calidad de agua*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de San Luis, San Luis, Argentina.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba Tercedor, J., et al. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21: 115-133.
- Paul, M., Meyer, E. 2001. Streams in Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 333-365.

- Pavé, P., Marchese, M. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral* 15: 183-197.
- Prat, N., Munné, A., Riedarevall, M., Solá, C., Bonada, N. 2000. *ECOSTRIMED: Protocol per a determinar l'Estat Ecològic dels rius mediterranis. Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, Diputació de Barcelona, Area Medi Ambient. Barcelona, España.
- Ríos-Pulgarín, M-I., Giraldo Sánchez, C-E., Calvo Cardona, S-J., Londoño Valencia, J. 2022. Effect of environmental characteristics on the diversity of aquatic macroinvertebrates in Andean rivers regulated for hydroelectric generation. *Revista de Biología Tropical* 70 (1): 836-852.
- Resh, V.H. 2007. Multinational, freshwater biomonitoring programs in the developing world: lessons learned from African and Southeast Asian River surveys. *Environmental Management* 9:737-748.
- Resh, V.H., Moser, M., Poole, J. 1999. Feeding habits of some freshwater fishes in streams of Moorea, French Polynesia. *Annales de Limnologie* 35:205-210.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58 :1-2.
- Rodrigues Capítulo, A., Muñoz, I., Bonada, N., Gaudes, A., Tomanova, S. 2009. La biota de los ríos: los invertebrados. En: Elosegui, A., Sabater, S. (Eds). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, pp. 285-301. Fundación BBVA, Bilbao, España.
- Rodrigues, V., Estrany, J., Ranzini, M., De Cicco, V., Tarjuano, M., Hedó, J., Lucas-Borja, M. 2018. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Corrego Agua Limpá, Sao Paulo (Brazil). *Science Of The Total Environment*. 622: 1553-1561.
- Setia, R., Dhaliwal, S., Kumar, V., Singh, R., Kukal, S., Pateriya, B. 2020. Impact assessment of metal contamination in surface water of Sutlej River (India) on human health risks. *Environmental Pollution* 265:114-907
- Sirombra, M.G., Mesa, L.M., 2010. Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista Biología Tropical* 58: 1: 499-510
- Sirombra, M., Mesa, M. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological Indicators* 20: 324–331.
- Sliva, L., Williams, D.D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* 35: 3462–3472.
- Stevens, M.H., Cummins, K.W. 1999. Effects of long-term disturbance on riparian vegetation and in-stream characteristics. *Journal of Freshwater Ecology* 14: 1–17.
- Torres, P., Cruz, H., Patiño, P. 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín* 8(15): 79-94.
- Tuffery, G., Verneau, J. 1967. Méthode zoologique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices Biotiques. *Annales scientifiques de l'Université de Besançon (Zoologie)* 3: 73-90.
- Vallania, E., Galeris, P., Trípole, S., Gil, M. 1996. Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto* 16(2): 129-136.
- Walsh, C., Roy, A., Feminella, J., Cottingham, P., Groffman, P., Morgan, R. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706–723.
- Weigel, B.M., Lyons, J., Paine, L.K., Dodson, S.I., Undersander, D.J. 2000. Using stream macroinvertebrates to compare riparian land use practices on cattle farms in southwestern Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology* 15: 93–106.

## Anexo 1 / Appendix

**Tabla A1.** Guía para el cálculo del Índice de Calidad de Riberas de Río San Luis (QBRs) modificado de *Sirombra y Mesa (2012)*.

**Table A1.** Guidance for the calculation of the San Luis River Quality Riparian Index (QBRs) modified from *Sirombra and Mesa (2012)*.

<b>SECCION 1: Cobertura vegetal total en el tramo evaluado (sentido horizontal)</b>	
<i>Puntuación</i>	
25	>80% de cobertura vegetal de la zona de ribera (no plantas anuales)
10	50 – 80% de cobertura vegetal de la zona de ribera
5	10 – 50% de cobertura vegetal de la zona de ribera
0	<10% de cobertura vegetal de la zona de ribera
+10	Si la conectividad entre bosque de ribera y ecosistema forestal adyacente es total
+5	Si la conectividad entre bosque de ribera y ecosistema forestal adyacente es superior al 50 %
-5	Si la conectividad entre bosque de ribera y ecosistema forestal adyacente es entre 25 - 50 %
-10	Si la conectividad entre bosque de ribera y ecosistema forestal adyacente es inferior al 25 %
<b>SECCION 2: Estructura de la cobertura vegetal en el tramo evaluado (sentido vertical)</b>	
<i>Puntuación</i>	
25	Cobertura de árboles de la ribera de 75% de la superficie
10	Cobertura de árboles entre 50-75 % de la superficie + cobertura de arbustos superior al 25%
5	Cobertura de árboles de 50 % de la superficie, pero con cobertura de arbustos al menos del 10 o 25%
0	Ambas coberturas, árboles y arbustos, con valor inferior al 10%
+10	Al menos el 50% del canal fluvial tiene en su orilla (borde) arbustos y herbáceas
+5	Si el 25 al 50% del canal fluvial tiene en su orilla arbustos y herbáceas
+5	Si los arbustos y los árboles se encuentran espacialmente entremezclados
-5	Arboles con distribución regular (linealidad), cobertura de arbustos mayor a 50%
-5	Si los árboles se distribuyen en manchas sin continuidad
<b>SECCION 3: Calidad de la cobertura vegetal en el tramo evaluado</b>	
<i>Puntuación</i>	
25	Todos los árboles de la zona de ribera son autóctonos (100% de nativas)
10	Como máximo un 25% de la cobertura es de especies de árboles introducidas aisladas (75% nativas)
5	25 a 50% de los árboles de la ribera son especies introducidas (de 25% a 50% nativas)
0	Más del 50% de los árboles de la ribera son especies introducidas aisladas (menos del 50 son nativas)
+10	>75% de la cobertura de herbáceas y arbustos es de especies autóctonas
+5	50 a 75% de la cobertura de arbustos y herbáceas son de especies autóctonas (hasta 25% exóticas)
-5	25 al 50 % de la cobertura de arbustos y herbáceas son de especies autóctonas (hasta 25-50 % exóticas)
-10	Menos del 25% de la cobertura de los arbustos y herbáceas son autóctonos (75%) exóticas
<b>SECCION 4: Grado de naturalidad del canal fluvial del tramo evaluado</b>	
<i>Puntuación</i>	
25	El canal del río no ha estado modificado
15	Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río, sin reducción del canal
10	Modificaciones en ambas terrazas adyacentes al lecho del río, con reducción del canal
10	Signos de alteración y estructuras que modifican el canal
5	Estructuras transversales
0	Río canalizado en la totalidad del tramo
-10	Si existe una estructura sólida dentro del lecho del río
-10	Si existe alguna presa u otra infraestructura transversal al lecho del río
-10	Si existen vertidos de residuos sólidos urbanos o presencia de ganado
-5	Si se observa extracción leve de áridos, grava o arena