

ESTUDIO COMPARATIVO DEL IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN SOBRE LA CALIDAD DE AGUA EN TRES ARROYOS PAMPEANOS DEL CENTRO BONAERENSE DE ARGENTINA

COMPARATIVE STUDY OF THE IMPACT OF URBANIZATION ON WATER QUALITY IN THREE PAMPEAN STREAMS IN CENTRAL BUENOS AIRES, ARGENTINA.

Ignacio MASSON^(1, 2, 4, 9), José GONZALEZ CASTELAIN^(1, 4, 10), Rosario BARRANQUERO^(3, 5, 6, 11), Natalia OTHAX^(1, 3, 4, 12), Alejandra KRÜGER^(3, 7, 13), Juliana GONZÁLEZ^(3, 7, 8, 14) y Fabio PELUSO^(1, 2, 5, 15)

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” (IHLLA). Azul, Argentina.

⁽²⁾ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA).

⁽³⁾ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

⁽⁴⁾ Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁵⁾ Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁶⁾ Centro de Investigaciones y Estudios ambientales (CINEA), Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁷⁾ Laboratorio de Inmunología y Biotecnología, Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CIVETAN), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁸⁾ Laboratorio de Microbiología de los Alimentos, Centro de Investigación Veterinaria de Tandil, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁹⁾ e-mail: imasson.ihlla@gmail.com. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5333-0439>

⁽¹⁰⁾ e-mail: josegc@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3964-5506>

⁽¹¹⁾ e-mail: rbarran@fch.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4372-0046>

⁽¹²⁾ e-mail: nothax@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8443-6116>

⁽¹³⁾ e-mail: akruger@vet.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1826-2143>

⁽¹⁴⁾ e-mail: julianag@vet.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4830-7111>

⁽¹⁵⁾ e-mail: fpeluso@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2560-2396>

RESUMEN

Se evaluó la calidad de agua en tres arroyos pampeanos bonaerenses, dos urbanos (Arroyo del Azul y Arroyo Langueyú) y uno rural (el Arroyo de los Huesos), comparando como ésta se ve afectada por la urbanización dentro de tramos del mismo arroyo y entre distintos arroyos, y comparando con el arroyo rural. A través del análisis de variables fisicoquímicas, niveles guía, índice de calidad de agua de la National Sanitation Foundation e indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible se determinó que los dos arroyos urbanos se encontrarían mayormente impactados en sus tramos posturbanos, producto de los vuelcos que reciben. Por otra parte, se observó una mayor recuperación aguas abajo de estos vuelcos en el Arroyo del Azul que en el Langueyú; en el primer caso, el mayor caudal y menor población permitiría una mayor recuperación. En el sector preurbano de estas cuencas, al igual que en el Arroyo de los Huesos (rural) se detectaron niveles elevados de nitrato y fósforo que podrían ser de origen natural, aunque posiblemente influenciados por la agricultura. Este estudio contribuye a conocer el estado de conservación de arroyos pampeanos, el efecto de la urbanización y a detectar indicios de contaminación.

Palabras clave: Calidad de Agua, Arroyos Pampeanos, Índices de Calidad de Agua, Arroyos Urbanos, Contaminación.

ABSTRACT

Water quality was evaluated in three Pampean streams in Buenos Aires, two urban streams (Del Azul and Langueyú streams) and one rural stream (De los Huesos stream), comparing how it is affected by urbanization within reaches of the same stream and between different urban streams, and compared to the rural stream. Through the analysis of physicochemical variables, guidance levels, the water quality index of the National Sanitation Foundation and the indicator 6.3.2 of the Sustainable Development Goals, it was determined that the two urban streams would be mostly impacted in their post-urban reaches, due to sewage discharges. A greater recovery was observed downstream of these discharges in the Del Azul than in the Langueyú stream; in the first case, the greater flow and lower population would allow for greater recovery. In the pre-urban sector of these basins, as in the De los Huesos stream (rural), high levels of nitrate and phosphorus were detected, which could be of natural origin, although possibly influenced by agriculture. This study contributes to know the conservation status of Pampean streams, the effect of urbanization and to detect signs of pollution.

Keywords: Water Quality, Pampean Streams, Water Quality Indexes, Urban Streams, Pollution.

INTRODUCCIÓN

Los arroyos pampeanos drenan la ecorregión más productiva de Argentina: la ecorregión Pampa (Matteucci et al., 2012). Este ambiente de llanura se encontraba dominado originalmente por pastizales naturales, pero actualmente se ha convertido a un sinnúmero de mosaicos agrícola-ganaderos, dada la elevada fertilidad de los suelos para la agricultura y la cría de ganado (Bilenca y Miñarro, 2004; Matteucci et al., 2012). Además de que los arroyos pampeanos están expuestos a la contaminación difusa propia de la actividad agropecuaria, algunos de ellos también atraviesan zonas urbanas y reciben vuelcos asociados a efluentes cloacales, industriales y pluviales, principalmente.

Estos efluentes urbanos afectan la calidad de las aguas receptoras, estando la magnitud del impacto relacionada con el tamaño de la población, las industrias existentes, el caudal del curso de agua y de los efluentes, por mencionar algunos factores (Kanu y Achi, 2011; Zhou et al., 2009). Los arroyos Languayú (LNG), del Azul (AZ) y de Los Huesos (HUE) son tres de estos cursos de agua pertenecientes a la vertiente sur de la cuenca del río Salado del sur (provincia de Buenos Aires). Los tres arroyos estudiados tienen su origen en el sistema serrano de Tandilia y corren en forma aproximadamente paralela entre sí a menos de 100 km de distancia. Tanto AZ como LNG atraviesan ciudades que afectan la dinámica y calidad de sus aguas, mientras que HUE es totalmente rural. Además de las cargas difusas provenientes de las actividades agrícolas y ganaderas que comparten los tres, los arroyos urbanos (i.e., AZ y LNG) reciben descargas provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, la red de desagües pluviales, industrias (principalmente plantas de procesamiento de carne vacuna), vertidos clandestinos, etc. Estudios previos en ciertos tramos de estos arroyos han documentado la presencia de contaminantes en agua y sedimentos (De Gerónimo et al., 2014; Peluso et al., 2012; Ruiz de Galarreta et al., 2010) pero no se han realizado comparaciones entre estos arroyos en cuanto a la calidad de sus aguas en tramos con usos equivalentes.

Este trabajo busca contribuir no solo a conocer los impactos antrópicos sobre la calidad del agua de arroyos, sino también a generar información de utilidad para el manejo y conservación de estos ambientes. Esto se encuentra en línea con el Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación 2030 (Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación

[MINCyT], 2023) y los siguientes desafíos: potenciar la transición al desarrollo sostenible a partir del fortalecimiento de las capacidades orientadas al desarrollo sostenible, sensibilización y concientización sobre la problemática ambiental y mejora del acceso, la gestión y eficiencia en el uso del agua.

OBJETIVOS

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, los objetivos del presente trabajo fueron: (1) evaluar los cambios de la calidad del agua en cada uno de los arroyos estudiados a lo largo de su recorrido, (2) comparar la calidad de agua entre arroyos urbanos y rurales, y (3) analizar la importancia de las distintas variables consideradas en índices de calidad de agua para discriminar situaciones de impacto en arroyos urbanos.

METODOLOGÍA

Zona de estudio

Dado que las tres cuencas estudiadas se encuentran próximas entre sí, las características climáticas y topográficas son similares (Figura 1). En los tres casos se extienden entre el sistema de Sierras de Tandilia al SO, y el valle del río Salado al NE, con aguas que fluyen del SO al NE. Estos arroyos naturalmente drenarían en el río Salado o se perderían en la llanura en condiciones de déficit hídrico, pero a principios del siglo XX se construyeron canales que los desvían directamente hacia la Bahía de Samborombón (Río de La Plata) para evitar inundaciones de tierras bajas (Claps, 1913). Los arroyos pampeanos son cursos permanentes que mantienen sus caudales base gracias al aporte del acuífero Pampeano, un acuífero que es somero (Zabala et al., 2015). Como formas destacables de estas cuencas se reconocen un sub-ambiente serrano hacia el sur de las mismas con altitudes por sobre los 200 msnm -pero no más de 524 msnm (10% del total del área)-, y un sub-ambiente de llanura hacia el norte, por debajo de los 130 msnm, con una zona de transición entre ambos, caracterizada por suaves ondulaciones. En su conjunto, la región se comporta globalmente como un ambiente de llanura (Entraigas y Vercelli, 2013). Según la clasificación climática de Thornthwaite y Mather (1957), la zona de estudio es mesotérmica sub-húmeda a húmeda, con escasa o nula deficiencia hídrica durante los meses de verano.

Las temperaturas máximas absolutas oscilan entre 37 y 39°C, y las mínimas absolutas entre -6 y 7°C (Falasca y Bernabé, 2001).

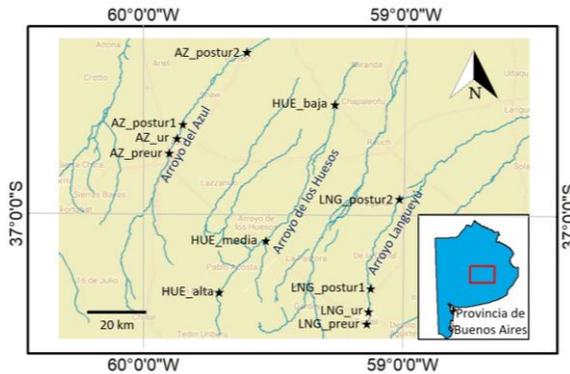


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo.

AZ_preur: sitio preurbano del Arroyo del Azul.

AZ_ur: sitio urbano del Arroyo del Azul.

AZ_postur1: sitio posturbano 1 del Arroyo del Azul.

AZ_postur2: sitio posturbano 2 del Arroyo del Azul.

HUE_alta: cuenca alta del Arroyo de los Huesos.

HUE_media: cuenca media del Arroyo de los Huesos.

HUE_baja: cuenca baja del Arroyo de los Huesos.

LNG_preur: sitio preurbano afluente del Arroyo Langueyú.

LNG_ur: sitio urbano del Arroyo Langueyú.

LNG_postur1: sitio posturbano 1 del Arroyo Langueyú.

LNG_postur2: sitio posturbano 2 del Arroyo Langueyú.

Cuenca del Arroyo del Azul

El AZ recorre 160 km de llanura y su cuenca posee 6 240 km². Nace en las cercanías de la localidad de Chillar, sin atravesarla. A 43 y 53 km de la naciente recibe en su margen derecha las aguas de los arroyos Videla y Santa Catalina, respectivamente, ambos arroyos rurales. La ciudad de Azul (de 60000 habitantes aproximadamente) se desarrolla en ambas márgenes del AZ en el sector medio de la cuenca (km 60 a 70). Las principales actividades productivas de la cuenca son la agricultura y la ganadería. La agricultura predomina en la cuenca alta y media; los principales cultivos son la soja, el trigo y el maíz. La ganadería está más desarrollada en la cuenca baja, donde las condiciones del suelo limitan la agricultura (Ares et al., 2007). En la zona urbana, el arroyo recibe los vuelcos de la planta de tratamiento de aguas residuales, de dos mataderos y frigoríficos, de una industria cerámica y de la red pluvial. Luego de recorrer unos 160 km desde su naciente, el arroyo drena en un canal artificial, el Canal 11, que lo intercepta y enlaza con el Canal 9 para luego desembocar en la Bahía de Samborombón. Antes de la construcción de ese canal el arroyo descargaba sus aguas al río Salado a través de un sistema difuso de lagunas poco profundas y bajos anegables (Entraigas et al., 2004). Otros cursos presentes en la cuenca son

los arroyos La Corina y Cortaderas que son arroyos intermitentes que escurren en forma casi paralela al AZ y en épocas secas desaparecen en la llanura.

Cuenca del Arroyo Langueyú

El Arroyo Langueyú tiene una longitud aproximada de 120 km y su cuenca un área de 600 km². A diferencia del AZ, sus nacientes se encuentran urbanizadas. En sentido estricto, el Arroyo Langueyú nace hacia el final de la ciudad de Tandil (150000 habitantes) por la confluencia de los arroyos Blanco y del Fuerte, ambos con un recorrido aproximado de unos 8 km, en su mayoría entubados bajo la ciudad (Figura 2). En el sector de cuenca alta, el Arroyo del Fuerte se encuentra embalsado (Dique del Fuerte), formando un lago de 0.17 km² y aproximadamente unos 3 m de profundidad máxima. Aguas abajo de la presa, el Arroyo del Fuerte atraviesa el ejido urbano entubado, para salir a cielo abierto a 900 m aguas arriba del cruce con la Ruta Nacional 226. El Arroyo Blanco circula por el Oeste del casco urbano, también entubado, luego recorre en superficie unos 700 m y confluye con el anterior a unos 200 m aguas arriba de la mencionada ruta. Aguas abajo del cruce con esta ruta, el arroyo LNG recibe aguas residuales de industrias lácteas y frigoríficas sumadas a las descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales (Avalo et al., 2022). Dos de estas últimas vuelcan sus aguas tratadas directamente al arroyo y se encuentran separadas por unos 2 km de distancia, mientras que otras dos, de menor envergadura, lo hacen en un canal abierto que recorre unos 10 km antes de conectarse con el arroyo y que, al menos durante todos los periodos muestreados, se mantuvo seco. También se advierten vertidos de industrias alimenticias tales como mataderos, frigoríficos e industrias lácteas. El sistema de alcantarillado de la ciudad es de tipo sanitario o separativo, es decir, no incluye las aguas pluviales. No obstante, existen conexiones clandestinas que generan situaciones extremas en las plantas de tratamiento de aguas residuales en los momentos de intensas precipitaciones, forzando la descarga directa al arroyo. Además, la red de drenaje pluvial, que incluye arroyos entubados, se ve afectada por las conexiones clandestinas de efluentes industriales y cloacales (Barranquero et al., 2023). Al final de su recorrido, el LNG drena sus aguas al Canal 1 y, luego, a la Bahía de Samborombón.

Cuenca del Arroyo de los Huesos

El HUE constituye el límite entre los partidos de Azul y de Tandil. Posee un recorrido aproximado de 134 km y su cuenca abarca unos 1780 km². Es un arroyo

meramente rural que transita campos agroganaderos sin recibir vertidos puntuales. Durante su recorrido recibe algunos afluentes menores hasta drenar en el Canal 12, que lo enlaza con el Canal 9 y este con la Bahía de Samborombón.

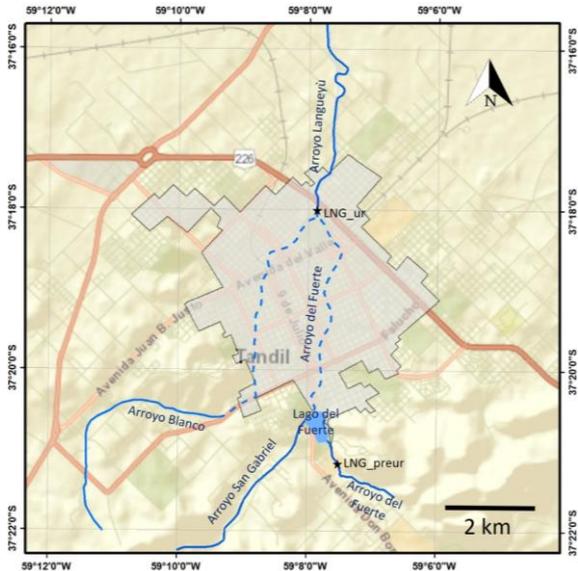


Figura 2. Detalle de la zona de nacientes de la cuenca del Arroyo Languayú.

LNG_preur: sitio preurbano afluente del Arroyo Languayú.
LNG_ur: sitio urbano del Arroyo Languayú. Las líneas punteadas representan los tramos de arroyo entubado.

Muestreo y análisis de muestras

Si bien en la zona de estudio existen varios arroyos que corren aproximadamente en forma paralela se seleccionaron AZ, HUE y LNG por su importancia y relación con ciudades importantes (AZ y LNG) y HUE por ser representativo de los otros dos arroyos rurales. HUE se seleccionó como arroyo control de AZ y LNG. Los muestreos se realizaron en febrero de 2022 y 2023, y en junio de 2022 (i.e., dos muestreos de verano y uno de invierno), abarcando los sitios indicados en la Figura 1. Estos pertenecen a tramos preurbanos, urbanos y posturbanos en las cuencas de los arroyos AZ y LNG y a la cuenca alta, media y baja del arroyo HUE (Tabla 1). Cabe aclarar que cuando nos referimos al sitio preurbano del LNG hacemos referencia a uno de sus dos tributarios, el Arroyo del Fuerte, ya que el LNG como tal, surge de la confluencia del Arroyo del Fuerte con el Arroyo Blanco, cuando ambos afluentes ya recorrieron gran parte del ejido urbano entubados (Figura 2). Además, se debe resaltar que el sitio preurbano de LNG, a

diferencia del preurbano de AZ, es coincidente con la zona de nacimiento.

Se midieron los caudales en los sitios de muestreo utilizando un equipo OTT MF pro, medidor de caudal magnético-inductivo con sensor de profundidad. Se utilizó el método de cálculo del caudal de media sección, tomando verticales representativas de la sección transversal del curso de agua. Este equipo se utilizó en los casos de los sitios ubicados en tramos vadeables. En el caso de tramos no vadeables (i.e., más profundos) se utilizó un perfilador acústico de corrientes Doppler (ADCP, por sus siglas en inglés). Dada la ausencia de lluvias previas a las fechas de muestreo, dichas mediciones son representativas del caudal base constituido por la descarga del acuífero.

Tabla 1. Sitio, mes y año en que se tomaron las muestras de los arroyos estudiados.

AZ: Arroyo del Azul.
LNG: Arroyo Languayú.
HUE: Arroyo de los Huesos.
preur: sitio preurbano,
ur: sitio urbano.
postur 1: sitio posturbano 1.
postur 2: sitio posturbano 2.

Arroyo	Sitio	Febrero 2022	Junio 2022	Febrero 2023
AZ	preur	x	x	x
	ur	x	x	x
	postur 1	x	x	x
	postur 2	x	x	x
LNG	preur	x	x	
	ur	x	x	x
	postur 1	x	x	x
	postur 2	x	x	x
HUE	cuenca alta	x	x	
	cuenca media	x	x	x
	cuenca baja	x	x	

Se tomaron muestras de agua subsuperficial a mitad del cauce en los distintos sitios de cada uno de los arroyos seleccionados para su análisis en el laboratorio, manteniéndolas refrigeradas a 4°C durante su transporte. En el laboratorio se determinaron las siguientes variables fisicoquímicas siguiendo los protocolos de la Asociación Americana de Salud Pública (APHA) (2017): demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO), amonio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fósforo total (PT), sólidos totales (ST) y turbidez. El oxígeno disuelto (OD), la conductividad eléctrica (CE), los sólidos disueltos totales (SDT), el pH y la temperatura del agua se midieron in situ utilizando equipos portátiles: oxímetro marca YSI modelo 58 y medidor

multiparamétrico CE/SDT/pH/salinidad/temperatura marca Oakton modelo PCSTestr 35.

Para las determinaciones microbiológicas se colectaron las muestras en recipientes estériles y se conservaron refrigeradas a 4°C hasta el momento del análisis que fue llevado a cabo dentro de las 24 h de tomadas las muestras. Se procesaron distintas alícuotas de cada muestra (en el rango de 5 a 100 ml) por el método de filtración por membrana (0.45 µm). Los filtros se colocaron sobre placas comerciales pre-hidratadas para recuento de *Escherichia coli* (*E. coli*) y coliformes (Compact Dry o Petrifilm). En los casos necesarios, se sembraron alícuotas de menores volúmenes directamente en las placas comerciales o en profundidad en medio VRB (Violeta Rojo Bilis) para recuento de coliformes totales. Las placas se incubaron a 37°C durante 24 h.

Análisis de los datos

Como primer paso se evaluó si cada variable poseía distribución normal, utilizando el test de Shapiro-Wilk (Zar, 2010). Para aquellas variables que resultaron con una distribución normal, se aplicaron los tests paramétricos de ANOVA y el post-hoc de Tukey para identificar diferencias entre sitios de un mismo arroyo y entre sitios de distintos arroyos. En el caso de las variables que no presentaron una distribución normal, se aplicaron los tests no paramétricos de Kruskal-Wallis y el test post-hoc de Dunn con la corrección de Bonferroni. Se utilizaron los paquetes base de RStudio versión 2023.09.1 Build 4943 (Rstudio Team, 2020) para las pruebas de normalidad, ANOVA, Tukey y Kruskal-Wallis, y el paquete "dunn.test" (Dinno, 2017) para realizar el test de Dunn de comparaciones múltiples mediante sumas de rangos.

Se compararon los valores de las variables estudiadas entre distintos sitios de un mismo arroyo y entre distintos sitios de distintos arroyos, tomando como referencia de aptitud de uso del recurso a los niveles guía para la protección de la vida acuática establecidos en la normativa nacional argentina (e.g., Ley 24051 [Honorable Congreso de la Nación Argentina, 1992] y su Decreto 831/93 [Poder Ejecutivo Nacional, 1993]; Artículo 982 del Código Alimentario Argentino [s.f.]; Resolución 283/2019 de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo [ACUMAR], 2020; Resolución 125/2016 del Ministerio de Salud, 2016) e internacional (e.g., Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA], 1986; Consejo Canadiense de Ministros del

Medio Ambiente [CCME], 2012; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA], 2020; Organización Mundial de la Salud [OMS], 2021). Además, para cada uno de los sitios estudiados se computó el índice de calidad de agua de la National Sanitation Foundation o ICA-NSF (Brown et al., 1970). Este índice considera en su arquitectura la suma ponderada de nueve variables: OD, coliformes fecales o *E. coli* (en este caso se utilizó *E. coli*), pH, DBO, cambio de temperatura, PT o fosfato (en este caso se utilizó PT), nitrato o nitrógeno total (en este caso se utilizó nitrato), turbidez y SDT. A partir de estas 9 variables, el índice sintetiza la calidad de agua en un único valor entre 0 y 100 (muy mala a excelente calidad, respectivamente). El mismo se calculó en línea en el sitio web del Water Research Center (2023).

También se procedió al cómputo del indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) del PNUMA, que evalúa el "Porcentaje de masas de agua de buena calidad". Este considera para el nivel 1 de monitoreo a las variables de calidad: OD, pH, PT, CE y nitrógeno oxidado total (TON). El TON se recomienda en la metodología del PNUMA porque es más simple de medir analíticamente que otras formas, incluido el nitrato por sí solo (PNUMA, 2020). A partir del cómputo de dicho indicador se determinó el porcentaje de las muestras de cada arroyo estudiado que cumplen con los valores guía sugeridos por este organismo internacional. En este caso se obtiene un valor de cada una de las 5 variables para cada arroyo, a diferencia del ICA-NSF que toma un valor que integra todas las variables (9 en total) para cada sitio.

Finalmente, mediante técnicas de estadística multivariada que incluyeron el análisis de agrupamiento jerárquico tipo clúster (AC) y análisis de componentes principales (ACP), se analizó la semejanza entre las distintas muestras para identificar tendencias y patrones en las variaciones de calidad de agua intra e inter cuencas. Antes de proceder con el AC y ACP se realizaron correlaciones entre todas las variables estudiadas con el fin de evitar la multicolinealidad. Para ello se evaluó el coeficiente de correlación de Pearson (R) y su probabilidad asociada, descartándose aquellas variables que resultaron redundantes, es decir, aquellas que proporcionan información similar o tienen una alta correlación con otros predictores.

El análisis de agrupamiento se realizó con los datos crudos y la distancia euclidiana como medida de distancia, y se utilizó el método de agrupamiento de

Ward. Este último tipo de agrupamiento utiliza un enfoque de análisis de la varianza para evaluar las distancias entre conglomerados, intentando minimizar la suma de cuadrados de dos conglomerados hipotéticos cualesquiera que puedan formarse en cada paso. Se considera eficiente para la evaluación de patrones espaciales y temporales en la calidad del agua (Wunderlin et al., 2001). Del mismo modo, el ACP es el método multivariado más utilizado en los estudios medioambientales de cuencas hídricas siendo un método de análisis exploratorio de datos que utiliza la estructura de correlación entre múltiples variables para producir un pequeño número de nuevas variables que contienen la mayor parte de la información del conjunto de datos original. Es de esperar que estas nuevas variables reflejen las fuentes importantes de variación y, por lo tanto, provean un marco útil para posteriores análisis de impacto ambiental (Olsen et al., 2012). El software utilizado para realizar los análisis multivariados fue PAST versión 4.13 (Hammer et al., 2001). En todos los casos el nivel estadístico de significancia utilizado fue del 0.05.

RESULTADOS

Los caudales promedio medidos en cada uno de los sitios muestreados se presentan en la Figura 3. Se destaca la gran diferencia en caudal entre AZ y LNG para cualquiera de sus tramos, mientras que HUE mostró valores intermedios, con un máximo en la cuenca media.

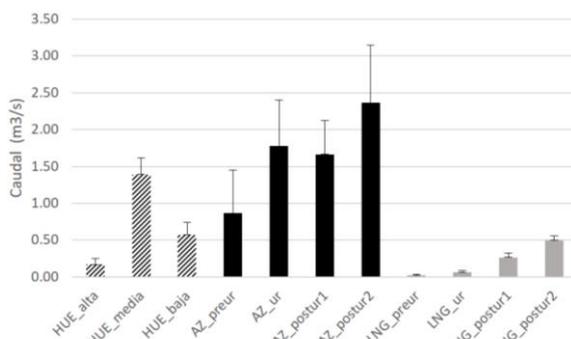


Figura 3. Caudales en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Referencias: ver Figura 1.

Las únicas variables de calidad de agua que demostraron tener una distribución normal fueron ICA-NSF, OD y pH. A estas variables se les aplicaron test paramétricos para identificar diferencias entre sitios de muestreo de un mismo arroyo y entre sitios

de distintos arroyos, mientras que el resto de las variables fueron analizadas de manera no paramétrica. Se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sitios de muestreo de un mismo arroyo con respecto a OD y al índice ICA-NSF para los arroyos AZ y LNG; y con respecto a CE para el arroyo LNG. En el caso de HUE y dado que no se observaron diferencias significativas entre sitios de este arroyo para ninguna de las variables consideradas, se optó por promediar los valores de cada variable para los tres sitios de muestreo de este curso de agua.

Oxígeno Disuelto (OD)

Se consideraron niveles guía de OD para la protección de la vida acuática con un mínimo de 80% y un máximo de 120% de saturación (PNUMA, 2020). Los niveles medios de oxígeno fueron mínimos y por debajo de nivel guía en los sitios AZ_postur1 y LNG_postur1 ($26.13 \pm 27.86\%$ y $30.40 \pm 14.11\%$, respectivamente, media \pm DE) y significativamente diferentes de los demás sitios ($p < 0.05$) (Figura 4).

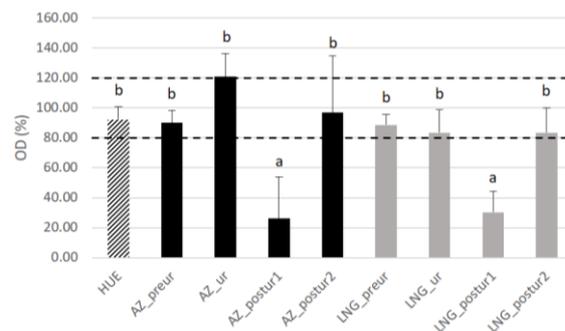


Figura 4. Porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (OD) en agua en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). Las líneas discontinuas horizontales representan los niveles guía máximo y mínimo considerados: 120 y 80%, respectivamente. Referencias: ver Figura 1.

Por otra parte, en el sitio AZ_ur y en menor medida en AZ_postur2 se detectaron niveles elevados de OD, alcanzando la sobresaturación, aunque no fueron estadísticamente significativos comparados con los otros valores medios, a excepción de aquellos observados para AZ_postur1 y LNG_postur1. Se destaca que en el sitio AZ_ur el valor medio de OD ($120.90 \pm 15.57\%$, media \pm DE) excede levemente el máximo permisible (i.e., 120% de saturación) (Figura 4). Esta sobresaturación se condice con la abundancia

de macrófitas en este sitio, la que podría aportar oxígeno al agua a través del proceso de fotosíntesis, y también a la existencia de afloramientos de tosca, así como cimientos de puentes que favorecerían el intercambio de oxígeno del agua con la atmósfera debido a la turbulencia que estos generan. Se advierte que los niveles de OD en HUE estuvieron dentro de rango guía y solo fueron significativamente diferentes de los niveles de los arroyos AZ y LNG en los sitios postur_1 pero no en el resto de los sitios.

pH

Considerando niveles guía de pH de entre 6.50 y 9.00 (Resolución 283/2019 [ACUMAR, 2020]), se detectaron valores medios de pH que superaron el máximo mencionado en los sitios AZ_ur y AZ_postur2, siendo estos de 9.06 ± 0.31 y 9.46 ± 0.50 , respectivamente (media \pm DE). Sin embargo, las únicas diferencias significativas en los niveles de pH fueron entre AZ_postur2 y LNG_preur y, entre AZ_postur2 y LNG_postur1 (Figura 5). El nivel medio de pH en HUE estuvo dentro del rango guía y no demostró diferencias significativas con ninguno de los sitios de los arroyos urbanos.

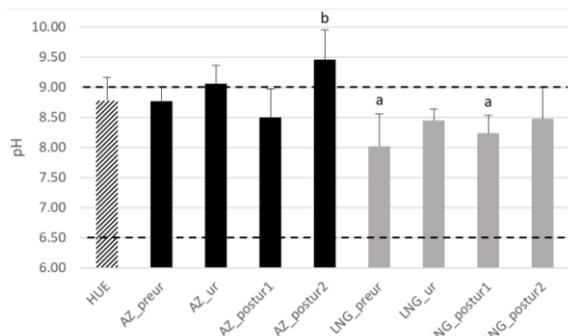


Figura 5. Niveles de pH en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). Las líneas discontinuas horizontales representan los niveles guía máximo y mínimo considerados: 9.00 y 6.50, respectivamente. Referencias: ver Figura 1.

Conductividad eléctrica (CE)

Tomando un máximo de 1500 μ S/cm como nivel guía de CE para agua dulce (PNUMA, 2020), observamos que en ningún caso se alcanza este valor. Por otro lado, solo los sitios LNG_preur y LNG_postur1 resultaron significativamente diferentes en sus valores de CE, siendo estos de 336.65 ± 288.99 y 1113.00 ± 108.6 μ S/cm,

respectivamente (media \pm DE) (Figura 6). La CE promedio de HUE no fue significativamente diferente a aquella de ninguno de los sitios de los arroyos urbanos.

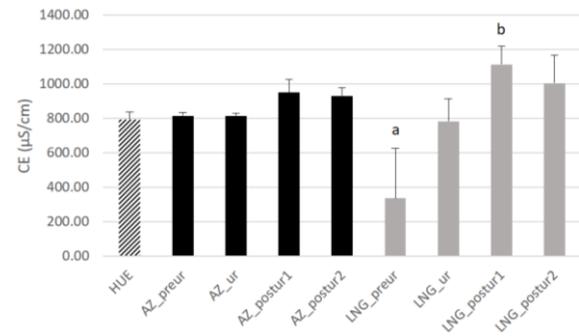


Figura 6. Niveles de CE (μ S/cm) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). Referencias: ver Figura 1.

Sólidos totales (ST)

Se observó una tendencia similar a lo registrado para la CE aunque sin diferencias significativas entre sitios del mismo o distintos arroyos (Figura 7).

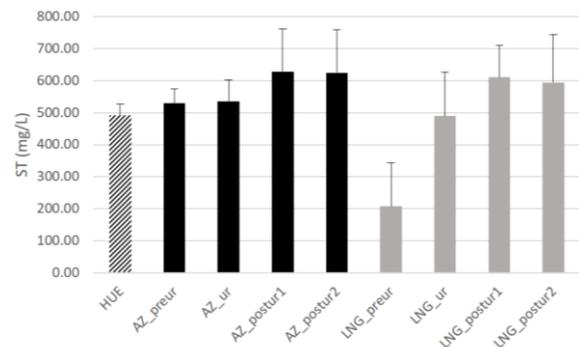


Figura 7. Sólidos totales (mg/L) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. No se detectaron diferencias significativas entre sitios. Referencias: ver Figura 1.

Turbidez

Se advirtió una tendencia al aumento en los valores medios de esta variable en el caso de AZ y LNG aguas abajo de las respectivas zonas urbanas, con un nivel máximo en postur_1 (Figura 8). Sin embargo, estadísticamente no se detectaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo dentro de un mismo arroyo o entre sitios de distintos arroyos urbanos ni rural.

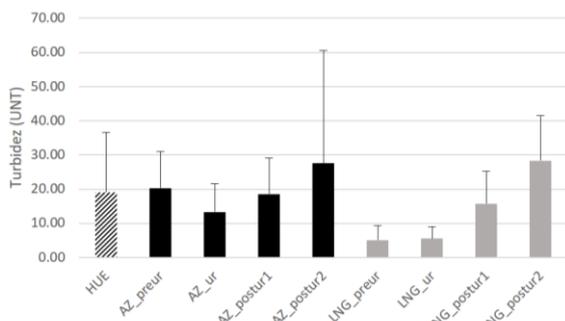


Figura 8. Niveles de turbidez (UNT) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. No se detectaron diferencias significativas entre sitios.

Referencias: ver Figura 1.

Demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO)

Si bien no existe un nivel guía nacional de carácter ambiental para la DBO, la EPA sugiere niveles menores a 5 mg/l para la protección de la vida acuática. Se observó un incremento en los niveles medios de DBO por encima del nivel guía mencionado en los sitios aguas abajo de las zonas urbanas (estas incluidas) de AZ y LNG, con un máximo en los sitios AZ_postur1 y LNG_postur1 (19.48 ± 13.52 y 21.20 ± 15.42 mg/l, respectivamente, media \pm DE), denotando cierta recuperación aguas abajo en AZ_postur2 y LNG_postur2 (Figura 9). Sin embargo, no se detectaron diferencias estadísticas significativas entre sitios. Tanto en HUE como en LNG_preur los niveles fueron mínimos, incrementándose en promedio en los otros sitios.

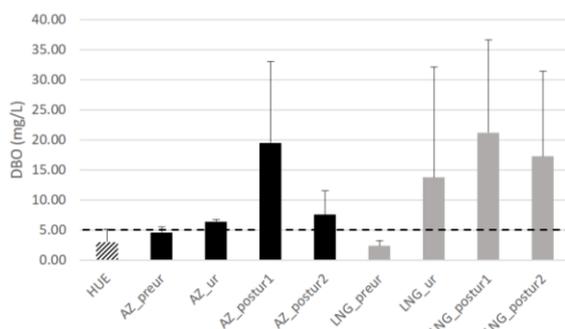


Figura 9. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO, mg/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 5 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios.

Referencias: ver Figura 1.

Nitrato (N-NO₃⁻)

El nivel guía para fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional es de 10 mg N-NO₃⁻/l (Ley 24051 [Honorable Congreso de la Nación Argentina, 1992]), equivalente a 45 mg NO₃⁻/l. No existe en nuestro país un nivel guía de nitrato para la protección de vida acuática. En Canadá se establece un nivel guía de 3 mg N-NO₃⁻/l de exposición a largo plazo para la protección de la vida acuática (CCME, 2012). Pese a que estadísticamente no se detectaron diferencias significativas en los niveles de nitrato entre ninguno de los sitios, se destaca que, en muchos casos, incluyendo en HUE, los niveles medios encontrados superaron el nivel guía. El sitio con el valor medio más elevado fue LNG_ur seguido de LNG_postur2 con niveles de 10.61 ± 4.34 y 6.83 ± 2.82 mg/l respectivamente (media \pm DE) (Figura 10).

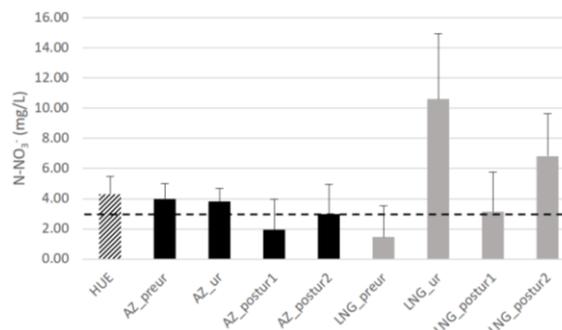


Figura 10. Niveles de nitrato (mg N-NO₃⁻/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 3 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios.

Referencias: ver Figura 1.

Nitrito (N-NO₂⁻)

El nivel guía de nitrito para la protección de la vida acuática en la Argentina es de 0.06 mg N-NO₂⁻/l (Ley 24051 [Honorable Congreso de la Nación Argentina, 1992]) y para agua de consumo humano es de 0.1 mg N-NO₂⁻/l (Artículo 982 [Código Alimentario Argentino, s.f.]). Tomando como referencia el primero de los niveles, detectamos que éste es superado en sus valores medios en los sitios AZ_postur1 y AZ_postur2, LNG_ur, LNG_postur1 y LNG_postur_2 (Figura 11). Sin embargo, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre ninguno de los sitios. Los niveles promedio fueron mínimos en HUE, AZ_preur, AZ_ur y LNG_preur.

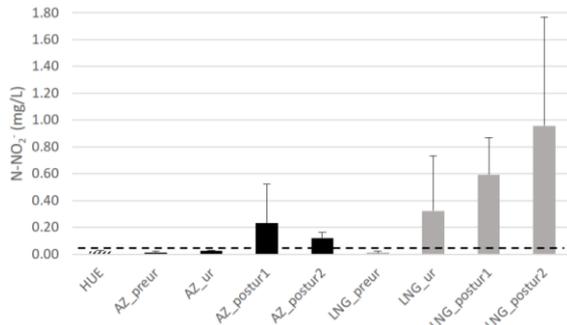


Figura 11. Niveles de nitrito (mg N-NO₂/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 0.06 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios. Referencias: ver Figura 1

Nitrógeno amoniacal (N-NH₃)

Considerando un nivel guía para la protección de la vida acuática en nuestro país de 1.37 mg de amonio total/l (lo que equivale a 1.05 mg N-NH₃/l) (Decreto 831/93 [Poder Ejecutivo Nacional, 1993]), fueron tres los sitios que superaron dicho nivel: AZ_postur1, LNG_postur1 y LNG_postur2, con niveles de 7.13 ± 7.83 ; 20.90 ± 11.95 y 6.63 ± 7.23 mg N-NH₃/l, respectivamente (media \pm DE) (Figura 12). Sin embargo, estadísticamente estos valores no resultaron significativamente diferentes de los demás.

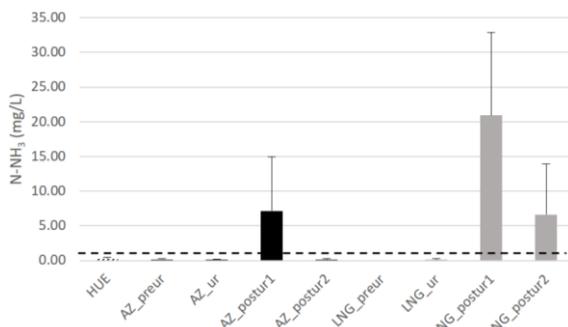


Figura 12. Niveles de nitrógeno amoniacal (mg N-NH₃/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 1.05 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios. Referencias: ver Figura 1.

Fósforo total (PT)

Tomando un nivel guía de 0.01 mg PT/l para la protección de la biota y uso recreativo con contacto directo utilizado en la cuenca Matanza-Riachuelo, Argentina (Resolución 289/2019 [ACUMAR, 2020]), ninguno de los sitios del AZ cumpliría con

este requisito (Figura 13). Esta es la única reglamentación encontrada a nivel nacional con respecto al fósforo para uso no consuntivo del agua. A nivel internacional, PNUMA sugiere un nivel guía de 0.02 mg PT/l para prevenir floraciones de cianobacterias y la EPA sugiere un valor guía de 0.1 mg PT/l para arroyos (EPA, 1986). La OMS (2021) advierte que concentraciones de PT por encima de 0.02-0.05 mg/l pueden favorecer la ocurrencia de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas. Por otra parte, si bien en la figura 13 se advierten incrementos en los valores medios en los sitios posturbanos 1 y 2 de AZ y LNG e incluso en el tramo LNG_ur, solo se detectaron diferencias significativas entre el tramo LNG_postur1 y HUE siendo estos valores de 2.72 ± 1.13 y 0.07 ± 0.05 mg PT/l, respectivamente (media \pm DE).

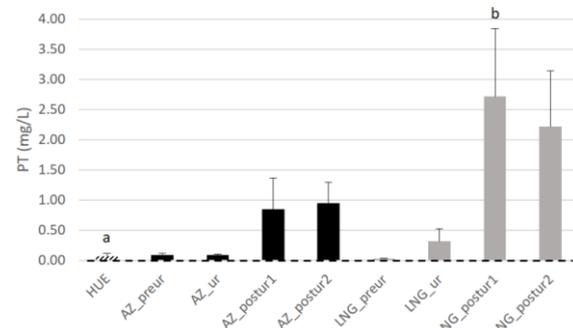


Figura 13. Niveles de fósforo total (PT mg/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 0.01 mg/l. Referencias: ver Figura 1.

Escherichia coli

El nivel guía para *Escherichia coli* (*E. coli*) en aguas recreacionales con contacto primario es de 235 colonias/100 ml para una muestra simple (Resolución 125/2016 [Ministerio de Salud, 2016]). En el caso de contar con un mínimo de 5 muestras de agua, esta misma resolución admite hasta una media geométrica 126 colonias/100 ml. Los niveles medios de *E. coli* superaron el nivel guía de 235 UFC/100 ml -UFC: unidades formadoras de colonias- en los sitios AZ_postur1, LNG_ur, LNG_postur1 y LNG_postur2 siendo estos valores de 18800 ± 15839 ; 8545 ± 7714 ; 27274 ± 3856 y 309 ± 128 UFC/100 ml, respectivamente, media \pm DE (Figura 14). Sin embargo, y a pesar de los valores medios tan dispares, el análisis estadístico no demostró diferencias significativas entre sitios.

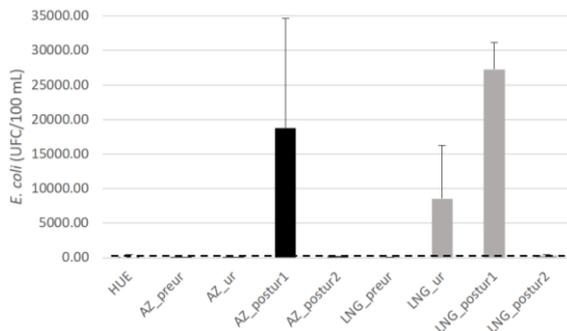


Figura 14. Niveles de *E. coli* (UFC/100 ml) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. No se detectaron diferencias significativas entre sitios. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 235 UFC/100 ml.

Referencias: ver Figura 1.

Índice de Calidad de agua de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)

Este índice considera como aguas de mala calidad a aquellas que arrojan un valor del índice menor a 50 (y de muy mala calidad a aquellas cuyos valores del índice están por debajo de 15). Los sitios con los niveles medios más bajos para este índice fueron AZ_postur1 y LNG_postur1 con valores de 41.00 ± 9.54 y $38.67 \pm 10.02\%$, respectivamente (media \pm DE). Estadísticamente, estos valores mencionados resultaron significativamente más bajos que aquellos registrados en HUE, AZ_preur, AZ_ur y LNG_preur. El sitio con el valor medio más elevado para este índice fue LNG_preur, con $84.00 \pm 0.00\%$ (media \pm DE), que solo resultó ser significativamente diferente de los sitios AZ_postur1, LNG_postur1 y LNG_postur2 (Figura 15).

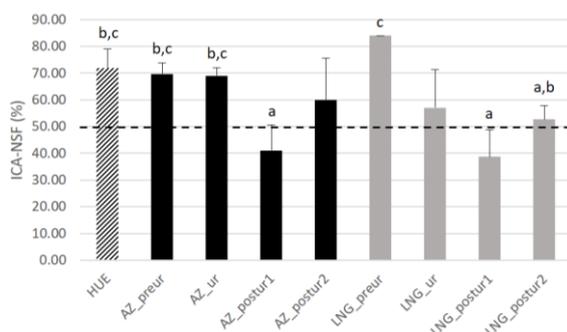


Figura 15. Niveles del índice ICA-NSF en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 50. Referencias: ver Figura 1.

Indicador 6.3.2 ODS-PNUMA

En la Figura 16 se puede apreciar la representación gráfica de este indicador en el que cada pentágono representa a cada uno de los arroyos estudiados y las subdivisiones de cada pentágono contienen a las 5 variables consideradas como Nivel 1: OD, pH, nitrógeno orgánico total (NOT), PT y CE. Los niveles guía considerados en este caso son: entre 80 y 120% para OD, entre 6 y 9 para pH, $<500 \mu\text{S/cm}$ para CE, $<0.02 \text{ mg/l}$ para PT y $<0.25 \text{ mg/l}$ para NOT.

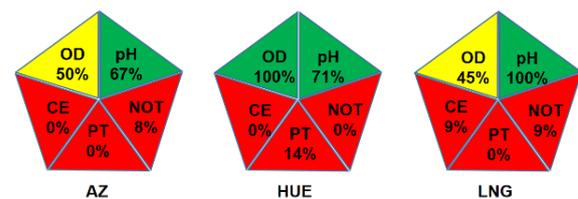


Figura 16. Indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible correspondientes al Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente para cada uno de los arroyos considerados con respecto a las variables oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo total (PT) y nitrógeno orgánico total (NOT). AZ: Arroyo del Azul. HUE: Arroyo de los Huesos. LNG: Arroyo Langueyú. Se muestran los porcentajes del total de las muestras de cada arroyo que cumplieron con los valores guía.

A diferencia del índice ICA-NSF que considera la calidad de agua en cada sitio muestreado, este indicador tiene en cuenta el porcentaje de los sitios de cada arroyo para todas las fechas de muestreo, que cumplió con los mencionados niveles guía.

HUE cumplió los niveles guía en el 100% de los casos ($n = 7$) en lo que respecta al OD y en un 71% de los casos en lo que respecta al pH. No fueron satisfactorios los porcentajes de muestras de este arroyo que cumplieron con los niveles guía de PT (14%), NOT (0%) y CE (0%).

AZ cumplió con el nivel guía de pH en un 67% de los casos ($n = 12$), mientras que para OD lo hizo en el 50% de los casos. No son satisfactorios los porcentajes de las muestras que cumplieron para NOT (8%), PT (0%) y CE (0%).

El 100% de las muestras del LNG ($n = 11$) cumplieron con los valores guía de pH, mientras que un 45% lo hicieron para OD. Con respecto a las demás variables consideradas en el indicador, el porcentaje de las muestras que cumplieron fue demasiado bajo: 9% para NOT y CE y 0% para PT.

Análisis multivariado: AC y ACP

Luego de evaluar el grado de multicolinealidad entre variables, se seleccionaron las variables que finalmente se incluyeron en los análisis multivariados. Los casos en los que se detectó correlación significativa ($p < 0.05$) fueron: OD y *E. coli* ($R = -0.87$), CE y ST ($R = 0.87$), PT y amonio ($R = 0.85$), NOT y nitrato ($R = 0.99$). De cada uno de los pares mencionados que demostraron una alta correlación, se consideró solamente la primera variable del par para los análisis ulteriores. Así, se seleccionaron 7 variables para realizar los análisis multivariados: OD, CE, PT, NOT, pH, DBO y turbidez. La muestra LNG_preur feb 2022 fue descartada por considerarse valor atípico, quedando por fuera de la elipse que determina la distribución del 95% de los datos de la población en el espacio muestral.

El AC separa a las muestras en 2 grandes grupos: el cluster 1 y el cluster 2 (Figura 17). El cluster 1 contiene las muestras de los sitios preurbanos 1 y 2 y de los sitios urbanos de AZ y LNG (con excepción de una sola muestra urbana de este último contenida en el cluster 2), una muestra AZ_postur2, una LNG_postur2 y todas las muestras del arroyo HUE. Todas estas muestras del cluster 1 pueden considerarse las de mejor calidad, ya que incluyen aquellas de los sitios preurbanos y del arroyo HUE, ambos sin impacto urbano. El clúster 2 agrupa las muestras de los sitios postur1 y postur2 de AZ y LNG, excepto una muestra AZ_postur2 y una LNG_postur2 que, como se mencionó más arriba, quedaron incluidas en el cluster 1. Estas muestras agrupadas en el cluster 2 serían de inferior calidad de agua que las del clúster 1 por incluir los sitios aguas abajo de la zona urbana, teniendo el impacto de las mismas. Tanto para el clúster 1 como para el clúster 2, a mayores niveles de similitud (i.e., a medida que avanzamos hacia la derecha del gráfico de la Figura 17) es difícil atribuir criterios de calidad de agua para explicar las diferencias detectadas.

El ACP reveló que el CP1 (CP: componente principal) contribuye con el 95.32% de la varianza de los datos y el CP2 con el 3.39%. Esto resulta en una varianza acumulada del 98.71% combinando el CP1 y el CP2. La variable CE aporta en un 99.01% al CP1 y, en el caso del CP2, la variable que más contribuye es el OD con un 97.72% de aporte. En la Figura 18 se muestra el gráfico resultante para los CP 1 y 2, pudiéndose observar que los vectores CE y OD son

los de mayor magnitud y por ende los que determinan mayormente el ordenamiento de las muestras en el espacio. La CE se incrementa hacia el lado derecho del eje x (CP1) mientras que el OD se incrementa de abajo hacia arriba en el eje y (CP2). Esto determina 4 cuadrantes: uno de alta CE y alto OD (cuadrante derecho superior), uno de alta CE y bajo OD (cuadrante derecho inferior), uno de baja CE y alto en OD (cuadrante izquierdo superior) y uno de baja CE y bajo OD (cuadrante izquierdo inferior).

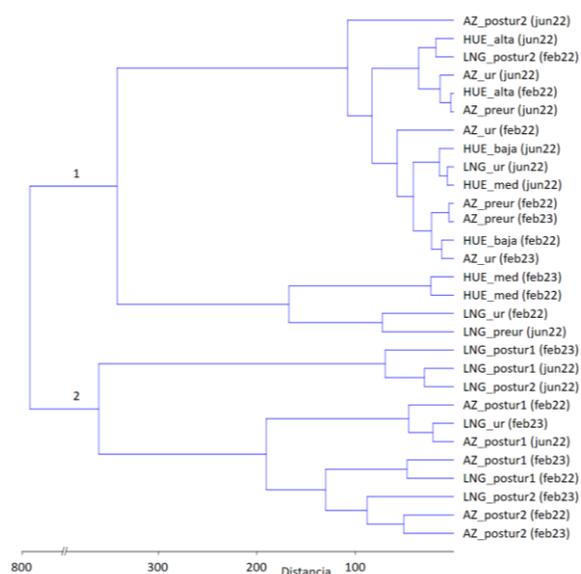


Figura 17. Dendrograma de agrupamiento de muestras de diferentes tramos basados en la similitud de sus variables de calidad de agua. Los números sobre las ramificaciones son utilizados en el texto como referencia para distinguir el clúster superior del inferior.

Referencias: ver Figura 1. Entre paréntesis se indica el mes y año en que fueron tomadas las muestras.

En el cuadrante derecho inferior se posicionan todas las muestras correspondientes a los sitios postur1 de ambos arroyos urbanos (3 de AZ y 3 de LNG), una de tres muestras de AZ_postur2 y una de dos muestras de LNG_ur. Además de que este cuadrante se caracteriza por bajas concentraciones de OD y alta CE, incluye los vectores DBO, turbidez y PT aunque estos últimos tres con menor peso (loading) que los vectores de OD y CE.

En el cuadrante derecho superior se posicionan 3 de 6 muestras de los sitios postur2 (una de AZ y dos de LNG). Son muestras que se caracterizan por buenos niveles de OD (>73%) y alta CE (>879 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Aquí también se ubica el vector TON aunque con poco peso (loading) en ambos ejes.

El cuadrante izquierdo superior incluye las tres muestras de AZ_ur, una de tres muestras de LNG_ur, una de tres de AZ_preur, 5 de 7 muestras de HUE. También incluye al vector OD, asociado principalmente al CP2, y al vector pH, este último con poco peso (loading) en ambos CP.

En el cuadrante izquierdo inferior se posicionaron dos de tres muestras de AZ_preur, una de LNG_preur con un alto peso absoluto en el CP1 (asociado a una baja conductividad comparada con el resto de las muestras: 541 $\mu\text{S}/\text{cm}$), una de tres muestras de LNG_postur2 y dos de siete muestras de HUE.

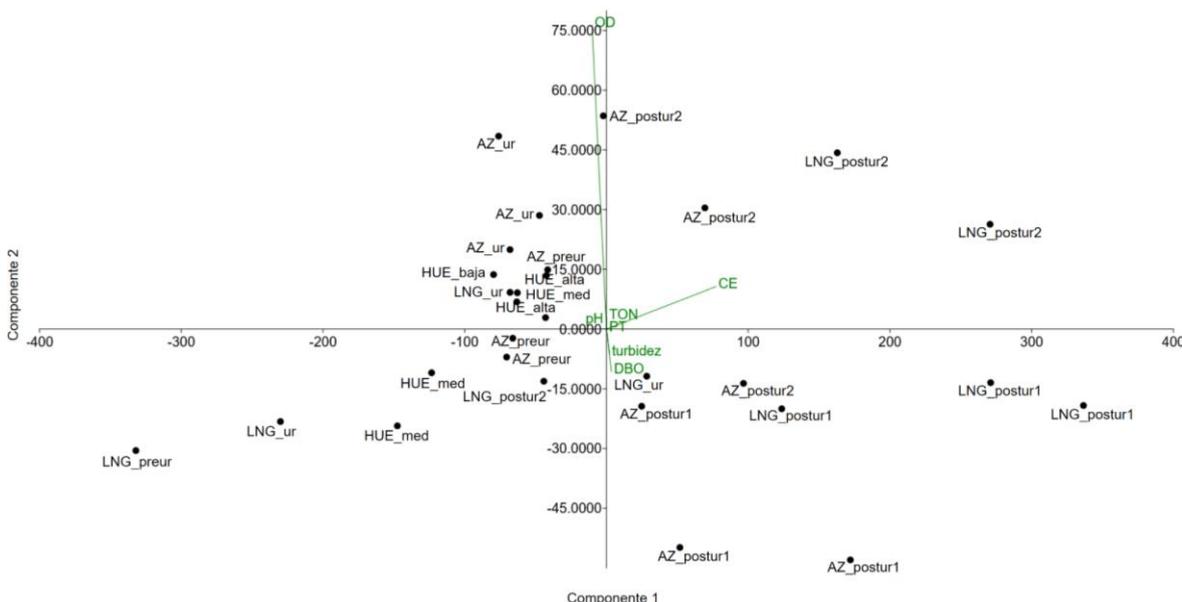


Figura 18. Diagrama resultante del Análisis de Componentes Principales que muestra el posicionamiento de las variables de calidad de agua (vectores) y las muestras (puntos). Los ejes 1 y 2 explicaron el 95.32 y el 3.39% de la varianza acumulada de los datos, respectivamente. Referencias: ver Figura 1.

DISCUSIÓN

En términos generales, los arroyos urbanos AZ y LNG recibirían un impacto negativo en su calidad de agua tras su paso por la ciudad, producto de los vuelcos que desde éstas se realizan. Esto se deduce al comparar los valores de las variables estudiadas entre, por un lado, los sitios ubicados aguas arriba de la zona urbana (sitios preurbanos) y, por ende, sin su impacto y, por el otro, los sitios que reciben casi en forma directa, a corta distancia aguas arriba, vertidos cloacales y otros propios de los centros urbanos (sitios postur1), y también al comparar estos últimos con HUE, el arroyo control, excluido del efecto de la urbanización, pero que surca un paisaje agroganadero. El sitio preurbano seleccionado para la cuenca del LNG presenta la particularidad de que se encuentra en la zona de nacimiento del arroyo, en un entorno serrano, con baja turbidez, baja CE y con bajos niveles de nitrato y PT, en comparación con AZ_preur que, si bien está ubicado aguas arriba de la ciudad, se encuentra a unos 59 km de la zona de

nacimiento y estaría recibiendo los aportes difusos asociados a las prácticas agropecuarias.

Es necesario también aclarar que, dado el escaso número de réplicas por sitio ($n = 2$ a 3 para los arroyos urbanos), en muchos casos la significancia estadística obtenida no fue suficiente para detectar diferencias, sobre todo cuando los datos no tuvieron una distribución normal (i.e., esto fue en todos los casos excepto para OD, pH y el índice ICA-NSF) y se debió recurrir a tests no paramétricos, que se caracterizan por poseer menor potencia que sus análogos paramétricos (Hoskin, 2012). Sin embargo, en las Figuras 4 a 14 se observan tendencias en los niveles de algunas variables a lo largo del recorrido de los arroyos que sugieren la existencia de alteraciones que no serían detectadas por los análisis estadísticos de tipo no paramétrico sumado al bajo número de réplicas por sitio. Esto, por ejemplo, resulta evidente con los niveles de *E. coli*, representados en la Figura 14, en la que se observa que, pese a que no se detectaron diferencias significativas entre sitios, es

llamativo el contraste entre algunos sitios y arroyos al visualizar el histograma.

Con respecto al efecto de la urbanización, los valores medios de variables tales como el OD y el índice ICA-NSF disminuyen por debajo del nivel guía en los sitios postur1 de AZ y LNG, los valores de N-amoniaco, DBO, *E. coli* y PT se incrementan producto de los vuelcos, superando los niveles guía, entre las variables estudiadas que demostraron cambios más evidentes en las figuras.

En el caso del sitio urbano de LNG (a diferencia de lo que ocurre en AZ), se detectó aquí el inicio de una tendencia en el decaimiento en calidad de agua, aunque con una baja no tan abrupta como ocurre en el postur1 del mismo arroyo, con valores medios por encima de los niveles guía para DBO, nitrato, nitrito, PT y *E. coli*, contrastando con lo observado para estas variables en el sitio preurbano de este mismo arroyo y con el arroyo control (Figuras 9, 10, 11, 13 y 14, respectivamente). Esta baja en calidad de agua podría atribuirse a que, si bien el sitio urbano del arroyo LNG no ha recibido aún efluentes cloacales tratados hasta este tramo de su recorrido (i.e., las plantas de tratamiento de aguas residuales realizan los vuelcos aguas abajo de este sitio), se han reportado conexiones clandestinas aguas arriba (tramo entubado) que afectarían su calidad (Cortezzi et al., 2019; Ruiz de Galarreta et al., 2010). Por lo tanto, la baja en calidad de agua que ocurre en el sitio LNG_postur1, y que es aún más notoria que en LNG_ur, se atribuye no solo a los vuelcos que aquí acontecen sino a que la calidad de agua ya viene afectada producto de las conexiones clandestinas del tramo urbano entubado, haciendo que el arroyo pierda parte de su capacidad de dilución de los vuelcos. Asimismo, el menor caudal de LNG con respecto a AZ (i.e., el caudal del primero es de un orden de magnitud inferior al del segundo en cualquiera de los sitios muestreados) y una mayor población en el centro urbano que atraviesan (i.e., la población de Tandil es casi el doble que la de Azul) sugiere que el impacto en el LNG_postur1 sería mayor que en AZ_postur1, ya que el primero de estos arroyos posee una menor capacidad de dilución, por su menor caudal, y una mayor carga contaminante en sus vuelcos, atribuida a su mayor población.

Así mismo, se advierte que los sitios preurbanos de ambos arroyos y el sitio urbano del AZ presentan niveles medios de las distintas variables analizadas, que son de similar magnitud a aquellos observados en el HUE que actuó como arroyo control (rural, no

urbanizado). En el caso del nitrato, puede advertirse que los niveles medios observados en estos sitios superaron el nivel guía y que no serían consecuencia de la urbanización, ya que estos sitios aún no recibieron los vuelcos de la planta de tratamiento de aguas residuales. Por este motivo, los niveles elevados de nitrato pueden atribuirse a las prácticas agrícolas realizadas sobre todo en la cuenca alta y media (menos inundables y que favorecen la implantación de cultivos) que aportan este nutriente al acuífero, y del acuífero llegaría al arroyo por tratarse de un “río ganador” *sensu* Vilanova y Jordana (2008). Sin embargo, también es posible que el exceso de nitrato proceda de la degradación de la antigua materia orgánica del suelo dentro del acuífero, tal como fue sugerido por Feijoó et al. (2018) para otro arroyo de la región pampeana. De forma similar, los niveles de PT superaron ampliamente el nivel guía. Al respecto, Morrás (1999) indica que el contenido de fósforo en los suelos de la región antes del establecimiento de la agricultura ya era elevado y Amuchástegui et al. (2016) menciona que, en un estudio de arroyos pampeanos, el nivel elevado de fósforo en el agua de estos arroyos no se asoció al uso agrícola de la tierra en la región. Por lo tanto, es difícil establecer la fuente principal de estos nutrientes en exceso y sería bueno en futuros estudios poder discernir a ciencia cierta el origen de los nutrientes para saber qué proporción es atribuible al origen natural y qué proporción es atribuible al efecto antrópico.

Nuestro estudio a su vez nos da un indicio sobre la capacidad de autodepuración de los vuelcos que poseen estos arroyos. Los valores de las variables analizadas en los sitios posturbanos2, ubicados a unos 45 km de distancia de los vuelcos urbanos en ambos arroyos, demuestran una tendencia a la mejoría en calidad de agua con respecto a la zona de vuelcos (sitios postur1 tanto de AZ como de LNG). En el caso del arroyo AZ, esto se refleja en la tendencia al incremento del valor medio del índice ICA-NSF (entre otros cambios en las demás variables tales como incremento en OD, descenso de DBO y N-amoniaco) entre el sitio postur1 (en donde se producen los vuelcos) y el sitio postur2 (unos 45 km aguas abajo de los mismos). Además de la dilución, otros procesos también intervendrían en la autodepuración de las aguas, entre los cuales pueden mencionarse la sedimentación, las oxidaciones químicas y los procesos biológicos de descomposición de materia orgánica (Antunes et al., 2018).

Se destacan también las similitudes en la química de las aguas entre sitios de arroyos con usos

equivalentes, al menos para las 7 variables consideradas en los análisis multivariados, entendiéndose por uso equivalente a que reciben vertidos similares. Esto se vio reflejado en los clústers (Figura 17) y en el posicionamiento de los sitios en los cuadrantes del ACP (Figura 18). Con respecto a este último, se puede visualizar un patrón de calidad de agua a medida que cada arroyo urbano transcurre por su respectiva cuenca, como se sugiere a continuación. Los sitios preurbanos tienden a poseer menores CE que los posturbanos 1 y 2 (semieje negativo del CP1, Figura 18). También poseen niveles de OD que, si bien son variables, tienden a ser más elevados que en los sitios postur1, según se observa en el posicionamiento de estas muestras preurbanas con respecto al eje determinado por el CP2 (Figura 18). En las muestras de sitios urbanos la CE se mantiene a niveles comparables a la de las muestras de sitios preurbanos en el caso de AZ, y el OD en este curso de agua tiende a ser elevado por los factores ya mencionados. Estas inferencias se desprenden del posicionamiento de la mayoría de estas muestras en el cuadrante superior izquierdo de la Figura 18. En el caso del sitio LNG_ur, vemos un nivel bajo de CE en la muestra de febrero de 2022 (CE = 643 uS/cDBOm) con respecto a febrero de 2023 (CE = 900 uS/cm) mientras que en junio de 2023 (CE = 808 μ S/cm) el nivel es comparable con el de las muestras urbanas de AZ para esta misma época del año (CE = 831 μ S/cm). Estas fluctuaciones pueden atribuirse a los vertidos clandestinos del LNG en su tramo urbano que, sumados a un caudal menor que el del AZ, tendrían mayor impacto negativo sobre la calidad de agua.

Ya en los sitios posturbanos 1 la CE aumenta en gran medida y disminuye el OD producto de los vuelcos (las muestras se posicionan en el cuadrante inferior derecho de la Figura 18, el cual como se mencionó tiene alta CE y bajo nivel de OD). A estas muestras también se asemejan la del sitio urbano del LNG, al menos la del muestreo de febrero de 2023, considerada de mala calidad de agua (ICA-NSF = 41).

Ya en la zona de cuenca baja, en los sitios postur2 de ambos arroyos, las muestras recobran valores aceptables de OD aunque mantienen CE elevadas comparables a los sitios postur1. De la Figura 17 se advierte que recuperan calidad, ya que en algunos casos (i.e., jun 2022 para AZ_postur2 y feb 2022 para LNG_postur2) tienden a agruparse con las muestras preurbanas, urbanas y con las del control (no impactado por la urbanización). Otro factor a considerar con respecto a la CE, al menos para la

cuenca del Azul, es que está en parte condicionada no solo por los vuelcos, sino por las descargas del acuífero, que es más salino en el sector medio y bajo de la cuenca (Sala et al., 1987). Dado que las tres cuencas estudiadas son muy próximas entre sí (<100 km), es probable que este patrón de incremento natural en CE desde la cabecera de cuenca hacia la cuenca baja sea común a las tres cuencas estudiadas.

Por otra parte, con respecto a analizar la importancia de las distintas variables consideradas en índices de calidad de agua para discriminar situaciones de impacto en arroyos urbanos, se identificó que el ICA-NSF y las variables que este contempla han sido más adecuadas para discriminar distintas situaciones de impacto de los arroyos urbanos, comparado con el indicador 6.3.2 ODS-PNUMA en su nivel 1, posiblemente por la incorporación de mayor cantidad de variables de calidad en el caso del primero, particularmente las variables vinculadas a los aportes orgánicos que son de relevancia en estos cuerpos de agua (i.e., *E. coli*, DBO), como se ha identificado en otros trabajos antecedentes (Fernández Sayago, 2022; González Meléndez et al., 2013; Rodríguez et al, 2010). Por las diferencias de impacto que generan las distintas condiciones urbanas de las cuencas de AZ y LNG en los arroyos, se observa que sería necesario complementar los índices o indicadores de calidad de agua con variables que permitan identificar las diferencias en la dinámica urbana (por ejemplo: superficie impermeabilizada, densidad de casas, número de industrias, cobertura del servicio sanitario, aportes industriales, etc.), como se ha generado en otros estudios (Cortelezzi et al., 2019; Guerrero, 2019; La Macchia y Linares, 2021).

Un aspecto del efecto antrópico no contemplado en este estudio por cuestiones presupuestarias, fue la ocurrencia de contaminantes emergentes, tales como pesticidas, medicamentos, hormonas y productos de higiene personal, entre otros. Respecto de los pesticidas, existen algunos trabajos previos en el arroyo del Azul (De Gerónimo et al., 2014; Peluso et al., 2012, 2014), no obstante, es necesario disponer de datos actuales. Con relación a los fármacos, si bien existen algunos trabajos al respecto, particularmente en el arroyo Langueyú (Othax et al., 2023; Paz et al., 2023), no existen estudios en otros arroyos de la región para realizar análisis comparativos que los relacionen, o índices de calidad de agua que los incluyan. Por lo tanto, sería bueno avanzar en futuros trabajos en la incorporación de estas sustancias al análisis.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados de este trabajo, podemos concluir que ambos arroyos urbanos se encontrarían mayormente impactados en su calidad de agua en sus sitios posturbanos, inmediatamente aguas abajo de las zonas urbanas, los cuales están sujetos a vertidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales y vertidos industriales (principalmente faena de ganado e industrias alimenticias). El sector alto de estas cuencas, al igual que la totalidad de la cuenca del arroyo HUE (rural, no urbanizado), no demuestran estar impactadas en su calidad de agua, al menos no en los niveles observados para los sitios posturbanos. Aun así, en la cuenca alta de AZ y HUE se advirtieron niveles de nitrato y fósforo por encima de los niveles guía, que serían de origen natural y comunes a la región pampeana, aunque no se descartan aportes de la actividad agropecuaria.

Por otro lado, el mayor caudal de AZ con respecto a LNG, sumado a una menor población, harían que la recuperación de calidad del agua aguas abajo de los vertidos tienda a ser mayor en el primero que en el segundo. Por último, este estudio contribuye a conocer el estado de conservación de estos arroyos pampeanos, el efecto de las zonas urbanas sobre su calidad de agua y a estar alertas de los potenciales peligros a la salud humana y a la biodiversidad que los habita. Esta información constituye un insumo para los tomadores de decisión al momento de desarrollar planes y herramientas de gestión para dichos ambientes.

AGRADECIMIENTOS

A Andrés Bentivegna por la asistencia con los aforos. A Enrique Queupán y Joaquín Rodríguez por la asistencia en campo. A la Lic. Fernanda Dávila por generar la cartografía. A los profesionales del Laboratorio de aguas del IHLLA por los análisis químicos de las muestras: Lic. Fátima Altoalguirre, Tec. Natalia De Líbano y Lic. Pamela Hernández. Este trabajo fue financiado por la UNCPBA a través de los Proyectos Interdisciplinarios Orientados (2021 y 2022) y la CICPBA a través de la convocatoria Soluciones Científico-Tecnológicas para Áreas del Gobierno Provincial.

REFERENCIAS

Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (1986). *Quality criteria for water, 1986* (EPA_440/5-86-001).

<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=0001MGA.txt>

- Amuchástegui, G., Di Franco, L. y Feijoó, C. (2016). Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia*, 767, 65-79. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2478-8>
- Antunes, I. M. H. R., Albuquerque, M. T. D., Oliveira, S. F. y Sánz, G. (2018). Predictive scenarios for surface water quality simulation - A watershed case study. *Catena*, 170, 283-289. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.021>
- Ares, M. G., Varni, M., Entraigas, I. y Marzoratti, M. (2007). Uso del suelo y grado de cobertura vegetal en una cuenca del centro de la provincia de Buenos Aires. *Cuadernos del CURIHAM*, 13, 63-69. <https://doi.org/10.35305/curiham.v13i0.83>
- Asociación Americana de Salud Pública (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23^a ed). American Public Health Association. https://books.google.com.ar/books/about/Standard_Methods_for_the_Examination_of.html?id=V2LhtAEACAAJ&redir_esc=y
- Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (2020). *Resolución* 283/2019. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-283-2019-334281>
- Avalo, E., Paz, L. E., Cochero, J., Simonetti, M., Suárez, J. y Cortelezzi, A. (2022). *Caracterización de los vuelcos de plantas de tratamiento de aguas residuales en Tandil, ¿Dentro de los valores máximos por la legislación?* XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Bahía Blanca, Argentina. <http://hdl.handle.net/11336/232622>
- Barranquero, R. S., Guerrero, M., Banda Noriega, R., Ruiz de Galarreta, A., Mezzina, A., Paz, L. E., San Juan, R. F., Varni, M. y Cortelezzi, A. (2023). Environmental assessment of water management and urban growth: A case study in an Argentina Pampean plain's basin. *Applied Geography*, 160, 103095. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2023.103095>
- Bilenca, D. y Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil* (1^a ed.). Fundación Vida Silvestre Argentina. <https://www.vidasilvestre.org.ar/?2900/reas-Valiosa-de-Pastizal>
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A. y Tozer, R. G. (1970). A water quality index-do we dare?. *Water and Sewage Works*, 117(10). <https://www.researchgate.net/profile/Paul-Hernandez->

- Romero/post/Brown_et_al_1970A_Water_Quality_Index_Do_We_Dare/attachment/5c74aa66cfe4a781a5834c0c/AS%3A730388808880129%401551149670060/download/A-Water-Quality-Index-Do-we-dare-BROWN-R-M-1970.pdf
- Claps, A. (1913). *Informes sobre Desagües en el Sur de la Provincia de Buenos Aires*. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires. Taller de Impresiones Oficiales, La Plata, Argentina.
- Código Alimentario Argentino (s.f.). *Artículo 982*. <https://www.argentina.gob.ar/anmat/codigoalimentario>
- Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente. (2012). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nitrate. En: *Canadian environmental quality guidelines*. <https://ccme.ca/en/res/nitrate-ion-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>
- Cortelezzi, A., Barranquero, R. S., Marinelli, C. B., Fernández San Juan, M. R. y Cepeda, R. E. (2019). Environmental diagnosis of an urban basin from a social-ecological perspective. *Science of the Total Environment*, 678, 267-277. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.334>
- De Gerónimo, E., Aparicio, V. C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S. y Costa, J. L. (2014). Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107, pp. 423-431. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.039>
- Dinno, A. (2017). *Dunn's test of multiple comparisons using rank sums*. R package version, 1(5), 1.
- Entraigas, I., Varni, M., Gandini, M., Usunoff, E. y Vázquez, P. (2004). Inundación y Anegamiento. En M. A. González y N. J. Bejerman (Eds.), *Peligrosidad Geológica en Argentina. Metodologías de Análisis y mapeo. Estudio de casos* (1ª ed.), pp. 230-246. Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería <https://asagai.org.ar/pdf/PELIGROSIDAD-GEOLOGICA-EN-ARGENTINA.pdf>
- Entraigas, I. y Vercelli, N. (2013). *Los paisajes de la Cuenca del arroyo del Azul*. Editorial Martín. ISBN 978-987-543-630-5
- Falasca, S. L., y Bernabé, M. A. (2001). Las precipitaciones en el partido de Tandil. *Actas del 8º Encuentro de Geógrafos de América Latina*, 53-59. <http://www.observatoriageograficoamericalatina.org.mx/egal8/Procesosambientales/Climatologia/07.pdf>
- Feijó, C., Messetta, M. L., Hegoburu, C., Gómez Vázquez, A., Guerra-López, J., Mas-Pla, J., Rigacci, L., García, V. y Butturini, A. (2018). Retention and release of nutrients and dissolved organic carbon in a nutrient-rich stream: a mass balance approach. *Journal of Hydrology*, 566, 795-806. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.051>
- Fernández Sayago, M. (2022). *Diagnóstico de la calidad y gestión ambiental del arroyo Napostá Grande* [Tesina de licenciatura en Gestión Ambiental]. Facultad de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- González Meléndez, V., Caicedo Quintero, O. y Aguirre Ramirez, N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 16(1), 97-107. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169427489003>
- Guerrero, E. (2019). *Configuración espacial y procesos de gestión del recurso hídrico superficial en la ciudad de Tandil. Eventos hídricos e inundaciones entre 1951-2017. Argentina* [Tesis de doctorado]. Universidad del Salvador.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 1. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Honorable Congreso de la Nación Argentina (1992). *Ley N° 24.051. Residuos peligrosos*. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-24051-450/actualizacion>
- Hoskin, T. (2012). *Parametric and nonparametric: Demystifying the terms*. Mayo Clinic CTSA BERD Resource. <https://www.mayo.edu/research/documents/parametric-and-nonparametric-demystifying-the-terms/doc-20408960>
- Kanu, I., y Achi, O. K. (2011). Industrial effluents and their impact on water quality of receiving rivers in Nigeria. *Journal of applied technology in environmental sanitation*, 1(1), 75-86. https://www.researchgate.net/profile/Ome-Achi/publication/287104597_Industrial_effluents_and_their_impact_on_water_quality_of_receiving_rivers_in_Nigeria/links/611ac3e31ca20f6f86287362/Industrial-effluents-and-their-impact-on-water-quality-of-receiving-rivers-in-Nigeria.pdf
- La Macchia, M. L. y Linares, S. (2021). Impacto de la evolución de la superficie urbana edificada en el escurrimiento superficial de la ciudad de Tandil, Buenos Aires, Argentina: un escenario de simulación con HEC-RAS. *Boletín de Estudios Geográficos*, (115), 65-99. <https://doi.org/10.48162/rev.40.003>
- Matteucci, S., Rodríguez, A., Silva, M. y de Haro, C. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos*

- argentinos (1ª ed.). Orientación Gráfica Editora, 309-348.
https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Matteucci%2C+S.%2C+Rodriguez%2C+A.%2C+Silva%2C+M.%2C+y+de+Haro%2C+C.+%282012%29.+Ecorregiones+y+complejos+ecosist%C3%A9micos+argentinos.+Buenos+Aires%2C+Orientaci%C3%B3n+Gr%C3%A1fica+Editora%2C+309-348.+&btnG=
- Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación. (2023). *Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación* 2030. <https://www.argentina.gob.ar/ciencia/plan-nacional-cti/plan-cti>
- Ministerio de Salud (2016). *Resolución 125/2016*. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-125-2016-258698>
- Morrás, H. J. M. (1999). Geochemical differentiation of Quaternary sediments from the Pampean region based on soil phosphorus contents as detected in the early 20th century. *Quaternary International*, 62(1), 57-67. [https://doi.org/10.1016/s1040-6182\(99\)00023-3](https://doi.org/10.1016/s1040-6182(99)00023-3)
- Olsen, R. L., Chappell, R. W. y Loftis, J. C. (2012). Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis – literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research*, 46(9), 3110-3122. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.028>
- Organización Mundial de la Salud (2021). *Guidelines on recreational water quality. Volume 1: coastal and fresh waters*. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240031302>
- Othax, N., Peluso, F., Paz, L. E., Barranquero, R., Avalo, E. M., Masson, I., González Castelain, J. y Cortelezzi, A. (2023). Estimación del riesgo a la salud por cafeína y paracetamol en arroyos urbanos. En T. Balaña, E. Elichiribehety, S. González (Eds.), *I Jornadas Integradas de Investigación y Salud* (1ª ed., p. 30). SISP Tandil, UNCPBA, CONICET-Tandil. <https://www.sispantandil.gob.ar/index.php?id=337>
- Paz, L. E., Barranquero, R., Othax, N., Avalo, E. M., Flores, M., Marino, D. y Cortelezzi, A. (2023). Compuestos farmacéuticos en la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil (Bs. As. - Argentina). En *Libro de Resúmenes IV Congreso Iberoamericano de Limnología y X Congreso Argentino de Limnología* (p. 87). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Buenos Aires. <https://drive.google.com/file/d/1QYZ922cMNF45TSz-xVoWefZuvdxh8u-t/view>
- Peluso, F., González Castelain, J., Rodríguez, L. y Othax, N. (2012). Assessment of the chemical quality of recreational bathing water in Argentina by health risk analysis. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 18(6), pp. 1186-1215.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2012.722801>
- Peluso, F., Dubny, S., Othax, N. y González Castelain, J. (2014). Environmental risk of pesticides: applying the DelAzulPestRisk model to freshwaters of an agricultural area of Argentina. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(5), 1177-1199. <https://doi.org/10.1080/10807039.2014.883800>
- Poder Ejecutivo Nacional (1993) *Decreto 831/93. Reglamentación de la Ley 24051 (residuos peligrosos)*. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/decreto-831-1993-12830>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2020). *SDG Indicator 6.3.2 Technical Guidance Document No. 2: Target Values*. https://communities.unep.org/display/sdg632/Documents+and+Materials?preview=/32407814/38306400/CDC_GEMI2_TechDoc2_Targetvalues_20200508.pdf
- Rodríguez, L., Gonzalez Castelain, J., Peluso, F. y Othax, N. (2010). Desarrollo de un Índice de Calidad de Agua para la cuenca del Arroyo del Azul, Buenos Aires, Argentina. En *Actas del I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras* (pp. 713-720).
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC. <http://www.rstudio.com/>
- Ruiz de Galarreta, V. A., Banda Noriega, R. B., Barranquero, R. S., Díaz, A. A., Rodríguez, C. I. y Miguel, R. E. (2010). Análisis integral del sistema hídrico, uso y gestión: Cuenca del arroyo Langueyú, Tandil, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, 121(4), 343-356.
<http://hdl.handle.net/11336/246278>
- Sala, J. M., Krause, E. y Aguglino, R. (1987). Investigación hidrológica de la Cuenca del Arroyo Azul, Provincia de Buenos Aires. *Programa Prioritario de Asesoramiento a Municipalidades*, 37. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 231 p. <https://digital.cic.gba.gob.ar/handle/11746/2025>
- Thornthwaite, C. W. y Mather, J. R. (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Publications in Climatology*, 10(3), 183-311. <https://udspace.udel.edu/handle/19716/35598>
- Vilanova, E. y Jordana, S. (2008). *Guía metodología para la determinación de los caudales ambientales*.

Capítulo de aguas subterráneas. Tomo II: Ejemplos de interacción masas de agua superficial – subterránea en diferentes casos específicos. Instituto Geológico y Minero de España, 30 p. https://info.igme.es/SidPDF/131000/466/131466_000002.pdf

Water Research Center. (22 de agosto de 2023). *Water Quality Index Calculator for Surface Water.* Know your H2O. Recuperado el 22 de agosto de 2023 de <https://www.knowyourh2o.com/outdoor-3/water-quality-index-calculator-for-surface-water>

Wunderlin, D. A., Díaz, M. P., Amé, M. V., Pesce, S. F., Hued, A. C. y Bistoni, M. A. (2001). Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba–Argentina). *Water Research*, 35(12), 2881-2894. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(00\)00592-3](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00592-3)

Zabala, M. E., Manzano, M. y Vives, L. (2015). The origin of groundwater composition in the Pampeano Aquifer underlying the Del Azul Creek basin, Argentina. *Science of the Total Environment*, 518-519, 168-188. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.065>

Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5ª ed.). Practice Hall. New Jersey, 944p.

https://books.google.com.ar/books/about/Biostatistica_1_Analysis.html?id=LCRFAQAIAAJ&redir_esc=y

Zhou, J. L., Zhang, Z. L., Banks, E., Grover, D. y Jiang, J. (2009). Pharmaceutical residues in wastewater treatment works effluents and their impact on receiving river water. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2-3), 655-661. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.070>

Tipo de publicación: ARTÍCULO

Trabajo recibido el 11/10/2024, aprobado para su publicación el 31/10/2024 y publicado el 26/12/2024.

COMO CITAR

Masson, I., Gonzalez Castelain, J., Barranquero, R., Othax, N., Krüger, A., González, J. y Peluso, F. (año). Estudio comparativo del impacto de la urbanización sobre la calidad de agua en tres arroyos pampeanos del centro bonaerense de Argentina. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial (2024): 40 Años del IHLLA.* e05. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e05>

ROLES DE AUTORÍA

Nombre y Apellido de Autores	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Ignacio MASSON	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
José GONZALEZ CASTELAIN			X	X	X	X	X	X		X	X	X		
Rosario BARRANQUERO		X	X	X		X	X			X			X	
Natalia OTHAX			X			X	X			X			X	
Alejandra KRÜGER			X		X	X	X			X				
Juliana GONZÁLEZ			X		X	X	X			X				
Fabio PELUSO		X		X		X			X	X				

1. Administración del proyecto; 2. Adquisición de fondos; 3. Análisis formal; 4. Conceptualización; 5. Curaduría de datos; 6. Escritura - revisión y edición; 7. Investigación; 8. Metodología; 9. Recursos; 10. Redacción - borrador original; 11. Software; 12. Supervisión; 13. Validación; 14. Visualización.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM.