

Evaluación integral de aguas subterráneas en la Llanura Pampeana Argentina mediante índices y análisis discriminante

Comprehensive assessment of groundwater in the Argentine Pampas Plain using índices and discriminant analysis

Rosario Soledad Barranquero^{1,2} , Bethania Nicora^{1,3*} , Silvina Graciela Etcheverría⁴ , Bruno Dipardo^{1,3} , Roberto Landa⁵ , Juliana Gonzalez^{2,6}  & Anahí Tabera⁶ 

¹ Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (CINEA), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), Tandil, Buenos Aires, Argentina

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

³ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA)

⁴ Facultad de Ciencias Económicas (FCE), UNCPBA, Tandil, Buenos Aires, Argentina

⁵ Laboratorio de Análisis Bioquímicos y Minerales (LAByM), UNCPBA, Tandil, Buenos Aires, Argentina

⁶ Laboratorio de Microbiología de los Alimentos, UNCPBA, Tandil, Buenos Aires, Argentina

Autor correspondal:

Bethania Nicora

bnicora@fch.unicen.edu.ar

Resumen

El propósito de este estudio es contribuir a la gestión integrada de los recursos hídricos, abordando la complejidad mediante la combinación de dos herramientas estadísticas, la construcción de números índice y el análisis discriminante, empleando variables cuantitativas y cualitativas cuyos valores fueron obtenidos mediante análisis de laboratorio y encuestas. El objetivo principal fue desarrollar y aplicar dos índices, evaluando su confiabilidad mediante análisis multivariado, para analizar la gestión del agua en las escuelas rurales del partido de Tandil, Buenos Aires, Argentina. Por un lado, se construyó un índice de calidad del agua basado en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, los cuales se ponderaron y valoraron según el cumplimiento o incumplimiento de la normativa para agua de consumo. Por otro lado, se construyó un índice de manejo del agua a partir de encuestas realizadas a las escuelas, asignando ponderaciones y valores a las variables en función del conocimiento de su relevancia para el manejo. La confiabilidad de ambos índices se evaluó mediante análisis de correspondencia. Los resultados mostraron que, de las veintiséis escuelas analizadas, dieciocho presentaron un índice de calidad del agua clasificado como bueno, mientras que cuatro obtuvieron una clasificación regular y otras cuatro mala. En cuanto al índice de manejo, dieciocho escuelas obtuvieron una calificación alta, mientras que ocho una calificación media. La metodología utilizada permitió identificar factores institucionales y estructurales que comprometen la calidad del agua, demostrando su potencial aplicabilidad a otros estudios ambientales que requieran integrar variables cualitativas y cuantitativas, con un costo reducido en la obtención de datos.

Palabras clave: Gestión integrada de recursos hídricos; Calidad del agua; Escuelas rurales; Gobernanza del agua; Análisis multivariado; Integración multidimensional.

Citar como: Barranquero, R.S., Nicora, B., Etcheverría, S.G., Dipardo, B., Landa, R., Gonzalez, J., & Tabera, A. (2025). Evaluación integral de aguas subterráneas en la Llanura Pampeana Argentina mediante índices y análisis discriminante. *Ambiente, Comportamiento y Sociedad*, 7(2), 1-23.

<https://doi.org/10.51343/racs.v7i2.1518>

Recibido: 06 de diciembre de 2024

Aceptado: 20 de mayo de 2025



© Los autores. Este artículo es publicado por la Revista Ambiente, Comportamiento y Sociedad de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>) que permite el uso, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente citada de su fuente original.

Abstract

The purpose of this study is to contribute to the integrated management of water resources, addressing complexity by combining two statistical tools. The main objective was to develop and apply two indices, evaluating their reliability through multivariate analysis, to analyse water management in rural schools in Tandil, Buenos Aires, Argentina. On the one hand, a water quality index was constructed based on physicochemical and microbiological parameters, which were weighted and valued according to compliance or non-compliance with regulations for drinking water. On the other hand, a water handling index was constructed from surveys carried out in schools, assigning weights and values to variables based on knowledge of their relevance to management. The reliability of both indices was evaluated through correspondence analysis. The results showed that of the twenty-six schools analysed, eighteen had a good water quality index, while four were rated average and four were rated poor. Regarding the handling index, eighteen schools obtained a high rating, while eight obtained a medium rating. The methodology employed allowed the identification of institutional and structural factors that compromise water quality, demonstrating its potential applicability to other environmental studies that require integration of qualitative and quantitative variables, with reduced data collection costs.

Keywords: Integrated water resources management; Water quality; Rural schools; Water governance; Multivariate analysis; Multidimensional integration.

Introducción

Los problemas ambientales surgen de la interacción entre subsistemas naturales y socioeconómicos. Éstos poseen una naturaleza compleja y un grado de incertidumbre inherente, que puede ser parcialmente mitigable en su estudio mediante un enfoque sistémico que tome en consideración múltiples variables interrelacionadas de ambos subsistemas (Mitchell, 2006; Giannuzzo, 2010).

A nivel mundial, las comunidades rurales enfrentan diversas crisis en la obtención y gestión de agua para consumo humano. Éstas incluyen la mala calidad del agua asociada a diferentes componentes o contaminantes indeseables; la carencia o inadecuada infraestructura para su obtención, almacenamiento, distribución y/o tratamiento; los sistemas de monitoreo de calidad y tratamiento del agua insuficientes y/o mal sistematizados; los marcos regulatorios sin roles claramente definidos a nivel local; y la existencia de grandes brechas entre las comunidades y los expertos y autoridades del agua en relación a conocimientos, participación, recursos y capacidades para lo cual es necesario trabajar en un marco político institucional que opere sobre la gobernanza y el sostén económico que lo respalde (Steinfeld et al., 2020; Huang et al., 2022).

La comprensión de los problemas ambientales relacionados con los recursos hídricos, así como lograr que los resultados de los estudios integrales sobre éstos recursos tengan un impacto real en su gestión, requiere de un abordaje interdisciplinario adecuado; sobre todo teniendo en cuenta que el estudio de los recursos hídricos ha sido históricamente dominado por la hidrología con escaso aporte de otras disciplinas (Krueger et al., 2016; Xu et al., 2018).

Desde el campo de la hidrogeología, es posible comprender el comportamiento de las variables que determinan la calidad del agua a través de herramientas clásicas como los índices hidroquímicos, mapas de contorno y diagramas de Piper (Appelo y Postma, 2005; Escuder et al., 2009). Mientras que, los métodos quimiométricos multivariados, como el Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés: Principal Component Analysis), son herramientas poderosas que permiten profundizar el análisis de este tipo de bases de datos al establecer vínculos entre muestras y variables (Simeonov et al., 2003; Singh et al., 2004). El uso de métodos multidireccionales como el N-PCA incrementa el potencial del PCA clásico a dimensiones o modos adicionales y es la alternativa adecuada cuando el conjunto de datos tiene una estructura multidimensional (por ejemplo, muestras $\times$ variables $\times$ tiempo) (Smilde et al., 2004; Pardo et al., 2008; Joo et al., 2009; Cid et al., 2011; Barranquero et al., 2014; Meng et al., 2018; Ickowicz et al., 2019; Haghazadeh et al., 2022). No obstante, no se han hallado antecedentes que involucren, en esta estructura multidimensional, variables de tipo cualitativas vinculadas al manejo de las aguas subterráneas, y, por el contrario, abundan antecedentes centrados exclusivamente en sus características físico-naturales.

Un enfoque desde la gestión integral de los recursos hídricos implica considerar con igual peso las variables relacionadas con la calidad del agua y su uso humano, así como sus interacciones. Ello implica enfrentarse a la complejidad de los sistemas no lineales, los cuales presentan la imposibilidad de ser modelados en condiciones controladas (por ejemplo, en el laboratorio) y la complejidad de ser propensos a comportamientos caóticos. Un estudio desde esta perspectiva involucra variables cualitativas, a las que es necesario dar categorías cuantitativas para establecer relaciones con las variables numéricas (Polanco Martínez, 2011; Hosono et al., 2023).

La construcción de índices es una herramienta clave para abordar esta complejidad, ya que permite representar de forma cuantitativa, fenómenos no manifestos ni directamente registrables a partir de indicadores directamente registrables (Marradi et al., 2007), permitiendo al investigador tomar decisiones basadas en su conocimiento sobre las variables cualitativas que intenta cuantificar. Esta herramienta, como otras que permiten operacionalizar variables cualitativas, resultan sumamente útiles para analizar variables multidimensionales que no pueden ser directamente medidas (Di Giulio et al., 2010; Curutchet et al., 2012; Camio et al., 2016).

A partir de lo expuesto, este trabajo tuvo como objetivo desarrollar y aplicar dos índices (uno de calidad del agua y otro de manejo del agua), evaluando su confiabilidad mediante análisis multivariado, para analizar la gestión del agua en las escuelas rurales del partido de Tandil, Buenos Aires, Argentina.

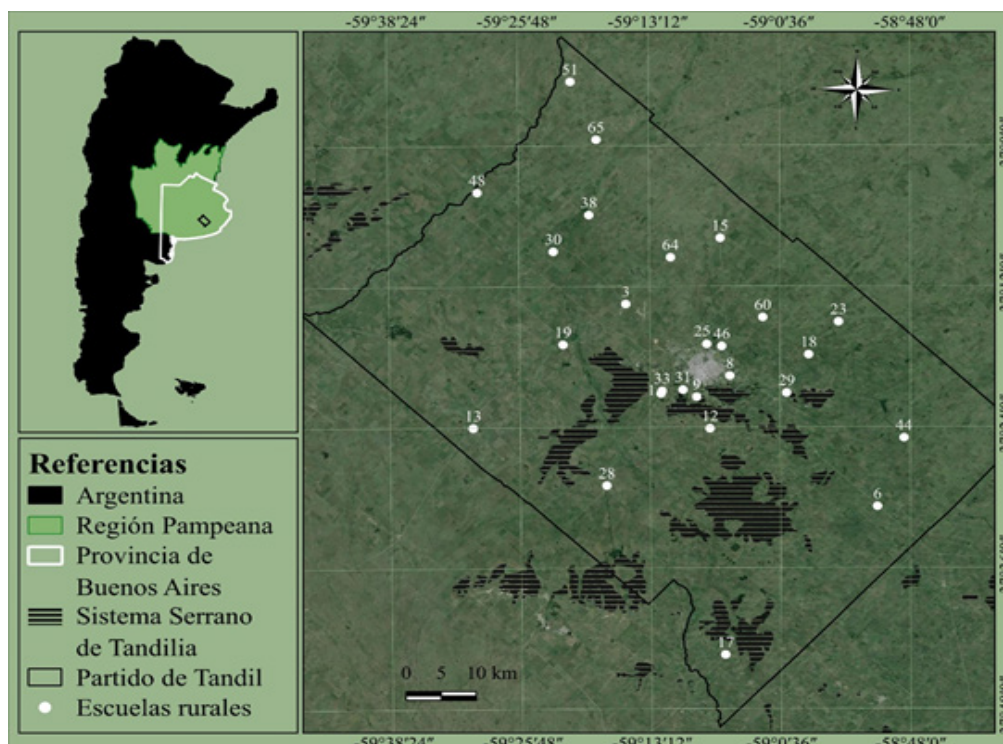
Metodología

Objeto de estudio

El partido de Tandil se localiza en el sector central del Sistema Orográfico de Tandilia, en la denominada Región Pampeana, en el centro-sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 1). El Sistema de Tandilia está conformado por materiales cristalinos fracturados del Precámbrico (sector de serranías) con una cubierta sedimentaria compuesta principalmente por sedimentos pampeanos del Plioceno-Pleistoceno Medio (sectores de piedemonte y llanura) (Teruggi y Kilmurray, 1975). El agua subterránea, principal fuente de agua para el consumo y las diferentes actividades productivas, se aloja en el basamento cristalino, que se encuentra en superficie o a muy poca profundidad con un pobre desarrollo del suelo por encima, y en el material sedimentario que lo cubre, donde no presenta materiales impermeables por encima que lo aislen de la superficie. Dadas estas características, se lo define como un acuífero freático o libre y multiunitario, al presentar variaciones de permeabilidad discontinuas en profundidad, y se lo considera vulnerable a la contaminación: en el sector serrano por la presencia de materiales fracturados expuestos o poco profundos, y en los sectores de piedemonte y llanura por la escasa profundidad del nivel freático (Sala et al., 1987; Barranquero et al., 2019).

Figura 1

Georreferenciación de las escuelas rurales del partido de Tandil, Buenos Aires, Argentina



En la Figura 1 se georreferencian las veintiséis escuelas rurales que funcionan en el partido de Tandil, de las cuales diecinueve obtienen el agua subterránea mediante pozos de bombeo que posee cada escuela, mientras que las siete restantes cuentan con sistemas de agua de red abastecidos por el ente municipal, denominado Obras Sanitarias de Tandil (OST). El uso del agua subterránea presenta falencias vinculadas a la precaria protección y mantenimiento de los pozos de bombeo, disposición in situ de efluentes domésticos y monitoreo de calidad incompleto y discontinuo en muchos casos.

El ente encargado de la gestión administrativa de los establecimientos educativos es la Dirección General de Cultura y Educación (DGCyE), y descentraliza sus funciones en los denominados Consejos Escolares que realizan la tarea en el ámbito territorial que les corresponde. El Consejo Escolar de Tandil (CET) es responsable de llevar adelante todas las tareas necesarias para garantizar el abastecimiento de agua potable a las escuelas del partido. Además de los actores institucionales, cabe mencionar a las comunidades rurales conformadas por docentes, auxiliares, estudiantes, familias y vecinos de las escuelas, que dependen directamente del recurso hídrico, por lo que sus necesidades y preocupaciones son de suma importancia en este estudio.

Construcción del índice de calidad del agua

Este índice se basó en datos cuantitativos de análisis fisicoquímicos y microbiológicos realizados a partir de muestras de agua de las escuelas. Los análisis fisicoquímicos incluían los siguientes parámetros: conductividad eléctrica, temperatura, pH, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, nitratos, sulfatos, sodio, potasio, calcio y magnesio, mientras que los análisis microbiológicos incluían: mesófilos, coliformes totales, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* y cloro activo residual.

Para la construcción del índice de calidad del agua se seleccionaron tres parámetros de los anteriormente mencionados: nitratos, coliformes totales y cloro activo residual, debido a que su presencia en agua de consumo puede representar un riesgo para la salud humana, siendo indicadores de contaminación en espacios rurales, por fuentes puntuales como pozos ciegos.

Estos tres parámetros se seleccionaron por considerarse los mejores indicadores de la problemática descrita:

1) Los nitratos provienen mayormente de la oxidación bacteriana de la materia orgánica propia de los efluentes domiciliarios, es decir la presente cuando se utilizan por ejemplo pozos ciegos para la eliminación de estas excretas por no poseer el área red cloacal, o por la aplicación de fertilizantes nitrogenados en cultivos agrícolas que también constituye una fuente propia del área estudiada. El uso de aguas con altos contenidos de nitratos para bebida no es recomendado, especialmente en niños menores de tres meses de edad y en adultos con ciertos problemas patológicos, por el riesgo de cianosis (Catalán Lafuente, 1969; OMS, 2008).

2) Los coliformes totales se encuentran entre las bacterias patógenas indicadoras sugeridas por la Organización Mundial de la Salud de ser evaluadas en aguas para consumo humano, dado que son microorganismos que pueden sobrevivir y proliferar en el agua y resultan útiles para evaluar la eficacia de tratamientos y la limpieza de sistemas de distribución (OMS, 2008).

3) En tanto el cloro activo residual es un indicador importante porque en la concentración adecuada asegura la desinfección de cañerías y tanques de almacenamiento, evitando así la proliferación de microorganismos en general, y especialmente de los patógenos, es decir de aquellos que son capaces de producir enfermedades al ser humano (OMS, 2008).

El cálculo del índice se fundamentó en los límites que establece el Código Alimentario Argentino (CAA) para los parámetros seleccionados en agua de consumo humano (Resolución Conjunta SCS/SAGyP, 2023). Cada uno de estos parámetros, considerando los resultados mínimos y máximos de los análisis, presentó un rango de valores (por ejemplo, los nitratos entre 0.7 y 70 mg/L) que se segmentó para que, según los resultados de cada escuela, se le asigne a cada parámetro un determinado valor entre 0 y 1, donde 0 correspondería al cumplimiento de la normativa y 1 a su incumplimiento (Tabla 1). De esta forma, los parámetros analizados se evalúan según si cumplen o no los valores guía establecidos, permitiendo interpretar los resultados en función de estos estándares aceptados nacionalmente.

Tabla 1

Límites normativos para los parámetros seleccionados, rango de valores mínimos y máximos de los resultados de los análisis y segmentación para otorgar valores según resultados de los análisis

Parámetro	Límite CAA	Resultados	Segmentación
Coliformes totales	3 UFC*/100 ml	0-1100	<3=0
			>3=0.3
			>30=0.6
			>300=1
Cloro activo residual	0.2 to 1 ppm	0.001-1	≥0.2<1=0
			<0.2≥1=1
Nitratos	45 mg/l	0.7-70	<45=0
			≥45=1

*UFC: unidades formadoras de colonias

Tanto para coliformes totales como para nitratos, los valores máximos exceden ampliamente el límite establecido en el CAA, indicando posible contaminación microbiológica, mientras que en el caso del cloro activo residual los valores mínimos pueden implicar una desinfección inadecuada.

De esta manera, el cálculo del índice se realizó utilizando la herramienta Excel. En el eje horizontal de una hoja de cálculo se colocaron los tres parámetros, y en el eje vertical las escuelas.

Se procesaron los resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos, asignando un valor entre 0 y 1 a cada parámetro, según lo establecido anteriormente.

Debido a la diferente influencia de los parámetros seleccionados sobre la determinación de la potabilidad del agua, se establecieron dos esquemas de ponderación: uno priorizó los coliformes totales (P1) y el otro, los nitratos (P2) (Tabla 2). Esta ponderación obedece a la intención de explorar cómo varía el resultado del índice si se priorizan distintos indicadores de contaminación.

En este caso, los coliformes totales representan contaminación de tipo microbiológica y los nitratos están más vinculados a contaminación química. Esta comparación permite evaluar cuál de ellos refleja de forma más sensible y representativa las condiciones del agua en contextos rurales donde suelen coexistir ambos tipos de contaminación. Como se explicó anteriormente, ambos indicadores son contemplados además por la Organización Mundial de la Salud en relación a la calidad de agua para consumo humano (OMS, 2008)

Tabla 2

Esquema de potenciales ponderaciones para los tres parámetros seleccionados

	Ponderación 1 (P1)	Ponderación 2 (P2)
Coliformes totales	0.4	0.2
Cloro activo residual	0.3	0.2
Nitratos	0.3	0.6

Asimismo, el índice se clasificó en tres niveles cualitativos: bueno, regular y malo, según el resultado final del índice que se expresa en valores entre 0 y 1. En esta clasificación, el CAA actúa como criterio normativo, ya que los valores de referencia utilizados definen si un parámetro cumple o no con la normativa y, por lo tanto, si toma valor 0 o 1 en el índice. Adicionalmente, se proponen dos esquemas de categorización: uno con un rango más amplio para el nivel bueno (C1) y otro para el nivel regular (C2) (Tabla 3), con el fin de explorar cómo afecta esta variación en la interpretación final del índice de calidad del agua.

Tabla 3

Esquema de potenciales categorizaciones del índice de calidad del agua

Parámetro	Límite CAA	Resultados mín-máx	Segmentación
			<3=0
Coliformes totales	3 UFC*/100 ml	0-1100	>3=0.3
			>30=0.6
			>300=1
Cloro activo residual	0.2 to 1 ppm	0.001-1	≥0.2<1=0
			<0.2≥1=1
Nitratos	45 mg/l	0.7-70	<45=0
			≥45=1

Estos esquemas de ponderación y categorización para el índice final, fueron propuestos para luego evaluar la combinación más confiable en términos estadísticos. Esto permitirá seleccionar la opción que mejor represente la realidad del contexto estudiado, considerando la sensibilidad del índice frente a distintos tipos de contaminación (microbiológica y química) y distintos umbrales de riesgo en función de la normativa.

Construcción del índice de manejo del agua

Se siguió el método propuesto por Camio et al. (2016) para medir un concepto multidimensional utilizando un índice cuantitativo, basado en datos cualitativos recopilados mediante encuestas. Este método consiste en transformar las preguntas del cuestionario de encuesta en variables base, las cuales se agrupan temática/conceptualmente para conformar variables de nivel intermedio. Éstas, a su vez, se agrupan conformando variables de nivel superior, dando continuidad al agrupamiento hasta alcanzar el nivel más alto de abstracción correspondiente a un indicador compuesto que integra todas las variables consideradas, es decir, el concepto multidimensional que se pretende medir. La categoría numérica que se le asigna a los distintos valores o rangos de valores que pueden tomar las variables, se definen en base al conocimiento de los investigadores de la aplicación del marco teórico, hidrogeológico en este caso, en el área de estudio (Catalán Lafuente, 1969; Escuder et al., 2009; Ruiz de Galarreta et al., 2017; Barranquero et al., 2019).

El índice de manejo del agua se construyó a partir de cincuenta y nueve encuestas realizadas a directoras y docentes de las escuelas rurales, cuyos cuestionarios fueron diseñados adaptándose a los roles desempeñados: directoras y docentes, solo directoras o solo docentes. En una primera etapa se generaron las variables base a partir de las preguntas de la encuesta. Estas variables se agruparon para formar variables de nivel intermedio y éstas, a su vez, se agruparon para formar variables de nivel superior, hasta llegar al nivel de mayor abstracción: el nivel de manejo del agua.

De esta manera, se crearon variables en tres niveles: variables base, subvariables y macrovariables, que se ponderaron en función de su grado de influencia sobre el concepto del nivel que las contiene (Tabla 4). Esta ponderación fue establecida a criterio del grupo de investigación, en base al conocimiento del contexto territorial y al marco teórico que sustenta la investigación.

Los encuestados también fueron ponderados en función del cargo que ocupan en la escuela, dado que desempeñan diferentes roles en el manejo del agua.

Tabla 4

Variables del índice de manejo del agua y esquema de cálculo en función de las ponderaciones otorgadas

Variable	Pond	Cálculo
V0 Nivel de manejo del agua		$V1 \times 0.4 + V2 \times 0.6$
V1 Susceptibilidad del medio a la contaminación	0.4	$V11 \times 1$
		$V111 \times 0.6 + V112 \times 0.2 +$
V11 Sistema de agua y saneamiento	1	$V113 \times 0.1 + V114 \times 0.1$
V111 Fuente de agua para consumo	0.6	$V111 \times 0.6$
V112 Sistema de disposición de aguas residuales	0.2	$V112 \times 0.2$
V113 Percepción de los problemas de suministro	0.1	$V113 \times 0.1$
V114 Percepción sobre las responsabilidades de los problemas de suministro	0.1	$V114 \times 0.1$
		$V21 \times 0.5 + V22 \times 0.3 +$
V2 Empoderamiento de las comunidades educativas	0.6	$V23 \times 0.2$
		$V211 \times 0.1 + V212 \times 0.4 +$
V21 Conocimiento e interés en los problemas del agua	0.5	$V213 \times 0.4 + V214 \times 0.1$
V211 Permanencia y pertenencia al espacio rural	0.1	$V211 \times 0.1$
V212 Conocimiento del sistema agua y saneamiento	0.4	$V212 \times 0.4$
V213 Reconocimiento de condiciones perjudiciales	0.4	$V213 \times 0.4$
V214 Enfoque temático e interés en el aula	0.1	$V214 \times 0.1$
		$V221 \times 0.3 + V222 \times 0.2 +$
V22 Potencialidad de las acciones de los administradores	0.3	$V223 \times 0.2 + V224 \times 0.3$
V221 Institucionalidad de las acciones	0.3	$V221 \times 0.3$
V222 Influencia de las acciones en la toma de decisiones	0.2	$V222 \times 0.2$
V223 Capacidad de resolución de problemas	0.2	$V223 \times 0.2$
V224 Articulación entre administradores y CET	0.3	$V224 \times 0.3$
V23 Compromiso de la comunidad rural	0.2	$V231 \times 1$
V231 Preocupaciones y reclamos por la potabilidad	1	$V231 \times 1$

Establecidos tres niveles cualitativos para el índice: alto, medio y bajo, su cálculo se realizó haciendo uso de la herramienta Excel. En el eje horizontal de una hoja de cálculo se colocaron las variables en sus diferentes niveles, y en el eje vertical los encuestados agrupados por escuela. Se procesaron las cincuenta y nueve encuestas, asignando un valor de 1, 2 o 3 a las variables base, correspondientes a un nivel de manejo bajo, medio y alto, respectivamente, según las respuestas.

Las subvariables se calcularon multiplicando el valor asignado a las variables base por su ponderación, al igual que las macrovariables. Para obtener los resultados por escuela, se multiplicaron los resultados del índice de cada encuestado por la ponderación correspondiente a su cargo desempeñado en la escuela.

Los niveles establecidos para el índice (alto, medio y bajo) surgen de la combinación de variables vinculadas a dos dimensiones opuestas: la vulnerabilidad ambiental y la capacidad de acción de las comunidades escolares, por lo que un valor alto del índice indicará un manejo adecuado del agua en un contexto ambiental favorable, mientras que un valor bajo indicará una situación de manejo deficiente en un contexto de mayor vulnerabilidad, y un valor medio indicará un escenario intermedio. Cabe señalar, en relación a que las macrovariables son opuestas, que contribuyen al índice de manejo en sentido contrario, es decir, una de ellas dificulta el manejo mientras que la otra lo facilita, y por ello se consideraron diferentes rangos para la clasificación cualitativa de los resultados cuantitativos (Tabla 5).

Tabla 5

Rangos considerados para la clasificación cualitativa de las macrovariables

Macrovariables	Clasificación cualitativa		
	Bajo	Medio	Alto
Susceptibilidad del medio a la contaminación	>2,2	$\geq 1,2 \leq 2,2$	<1,2
Empoderamiento de las comunidades educativas	<1,2	$\geq 1,2 \leq 2,2$	>2,2

Evaluación de confiabilidad de los índices

La construcción de los índices implicó la toma de decisiones metodológicas que tienen una influencia directa en la confiabilidad e interpretación de los resultados, especialmente las ponderaciones asignadas. Como ya mencionamos, estas decisiones se basaron en criterios establecidos por el equipo de investigación, fundamentadas en el conocimiento del contexto territorial, en particular las características hidrogeológicas de la región, y en el marco teórico que guía el estudio. Con ello, se buscó reflejar con la mayor fidelidad posible, la realidad del área de estudio. Las características hidrogeológicas generales se explican brevemente en el apartado inicial Objeto de estudio; para mayores detalles los lectores pueden remitirse a los antecedentes ya citados (Ruiz de Galarreta et al., 2017; Barranquero et al., 2019).

En este sentido, a fin de evaluar la validez de los índices contruidos a partir de estas decisiones metodológicas, se planteó en qué medida la clasificación final de las escuelas podría ser replicada. Para ello, se aplicó un análisis multivariado a las variables relevadas. En particular, la técnica estadística de análisis discriminante, que clasifica unidades (en este caso las escuelas) en grupos previamente definidos (diferentes niveles de los índices) a partir de un conjunto de variables predictoras. Esto permitió cuantificar las diferencias entre las clasificaciones generadas por los índices y las obtenidas mediante análisis discriminante. El objetivo de aplicación de esta técnica estadística fue determinar las tasas de error de clasificación de cada índice, identificando aquel con el menor margen de error.

Se utilizó el software libre InfoStat, un software estadístico desarrollado por un equipo de docentes-investigadores de Estadística y Biometría y de Diseño de Experimentos de la Universidad Nacional de Córdoba, Argentina (Di Rienzo et al., s.f.).

Esta herramienta permitió ingresar como variables predictoras a las variables que integran los índices, junto con la categoría final de clasificación de cada escuela, y se evaluó en qué medida el modelo discriminante podía replicar esa clasificación.

Resultados

Índice de calidad del agua

En la Tabla 6 se muestran los valores dados por cada escuela a los parámetros de calidad, reflejando su cumplimiento o incumplimiento con los límites establecidos por el CAA. Por ejemplo, en la Escuela 12 los valores asignados a coliformes totales y cloro activo residual fueron de 0,6 y 1, respectivamente, por exceder los límites permitidos (3 UFC/100 ml para coliformes y entre 0,2 y 1 ppm para cloro activo residual). En cambio, el valor asignado a los nitratos fue 0, ya que cumple el límite establecido (45 mg/L).

Tabla 6

Resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos y valores otorgados a cada parámetro según criterios de la Tabla 1

Escuelas	Coliformes totales		Cloro act residual		Nitratos	
	Resultado	Valor	Resultado	Valor	Resultado	Valor
3	0	0	0.01	1	6.6	0
38	460	1	0.01	1	19.3	0
64	7	0.3	0.01	1	10	0
30	460	1	0.01	1	26.2	0
48	1	0	0.01	1	30.4	0
6	23	0.3	0.01	1	2.9	0
29	1100	1	0.01	1	0.7	0
44	1	0	0.01	1	5.9	0
28	1	0	0.02	1	10.3	0
12	93	0.6	0.01	1	21.9	0
31	1	0	0.01	1	8.4	0
33	1	0	0.4	0	7.5	0
1	9	0.3	0.01	1	8.1	0
51	9	0.3	0.01	1	5.4	0
65	15	0.3	0.01	1	16.8	0
15	1	0	0.03	1	9.1	0
60	4	0.3	0.01	1	27.7	0
8	1	0	0.01	1	60.5	1
13	1	0	0.07	1	41.5	0
19	1	0	1	1	51.9	1
9	9	0.3	0.01	1	13.9	0
17	93	0.6	0.01	1	27.7	0
23	21	0.3	0.01	1	28.4	0
18	1100	1	0.01	1	22.1	0
25	93	0.6	0.01	1	57.9	1
46	1	0	0.15	1	70	1

A partir de estas valoraciones, se presenta en la Tabla 7 el cálculo de los parámetros y del índice de calidad del agua, considerando los esquemas de ponderación y categorización propuestos. Siguiendo el ejemplo de la Escuela 12, se puede observar que bajo el esquema combinado P2C1 presenta un índice de calidad bueno. Este esquema pondera mejor a los nitratos otorga un rango más amplio a la categoría bueno. Bajo los otros tres esquemas, P1C1, P1C2 y P2C2, la escuela presenta un índice de calidad regular. El primero pondera mejor a los coliformes totales con un mayor rango a la categoría bueno, el segundo pondera mejor a los coliformes totales con un mayor rango a la categoría regular, y el tercero pondera mejor a los nitratos con un mayor rango a la categoría regular. Esta variabilidad de resultados en cada escuela muestra cómo las decisiones metodológicas pueden influir en el resultado e interpretación del índice.

Tabla 7

Resultados del índice según los esquemas de ponderación y categorización propuestos

Escuela	P1C1	Índice	P2C1	Índice	P1C2	Índice	P2C2	Índice
3	0.3	Bueno	0.2	Bueno	0.3	Regular	0.2	Bueno
38	0.7	Malo	0.4	Regular	0.7	Malo	0.4	Regular
64	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
30	0.7	Malo	0.4	Regular	0.7	Malo	0.4	Regular
48	0.3	Bueno	0.2	Bueno	0.3	Regular	0.2	Bueno
6	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
29	0.7	Malo	0.4	Regular	0.7	Malo	0.4	Regular
44	0.3	Bueno	0.2	Bueno	0.3	Regular	0.2	Bueno
28	0.3	Bueno	0.2	Bueno	0.3	Regular	0.2	Bueno
12	0.5	Regular	0.3	Bueno	0.5	Regular	0.3	Regular
31	0.3	Bueno	0.2	Bueno	0.3	Regular	0.2	Bueno
33	0	Bueno	0	Bueno	0	Bueno	0	Bueno
1	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
51	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
65	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
15	0.3	Bueno	0.2	Bueno	0.3	Regular	0.2	Bueno
60	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
8	0.6	Regular	0.8	Malo	0.6	Regular	0.8	Malo
13	0.3	Bueno	0.2	Bueno	0.3	Regular	0.2	Bueno
19	0.6	Regular	0.8	Malo	0.6	Regular	0.8	Malo
9	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
17	0.5	Regular	0.3	Bueno	0.5	Regular	0.3	Regular
23	0.4	Regular	0.3	Bueno	0.4	Regular	0.3	Regular
18	0.7	Malo	0.4	Regular	0.7	Malo	0.4	Regular
25	0.8	Malo	0.9	Malo	0.8	Malo	0.9	Malo
46	0.6	Regular	0.8	Malo	0.6	Regular	0.8	Malo

En todos los casos, la ponderación 1 presenta el peor escenario para ambas categorías al otorgar mayor peso a la calidad microbiológica del agua (coliformes totales). Esta suele ser crítica en espacios rurales debido a la existencia de pozos privados para el abastecimiento de agua (sin cloración) y a la alta probabilidad de contaminación por ausencia de servicio de alcantarillado.

Índice de manejo del agua

En la Tabla 8 se presentan los resultados del cálculo de las macrovariables y del índice de manejo del agua. No se incluyen los resultados de las variables base para las cincuenta y nueve encuestas, debido a su mayor extensión.

Tabla 8

Resultados de las macrovariables y del índice de manejo del agua

Escuela	Macrovariable Susceptibilidad	Macrovariable Empoderamiento	Índice	Nivel
3	1.7	2.63	2.26	Bajo
38	1.9	1.33	1.56	Medio
64	1.7	1.73	1.72	Medio
30	1.9	2.54	2.28	Bajo
48	2.2	2.45	2.35	Bajo
6	1.91	2.01	1.97	Medio
29	1.7	2.48	2.17	Medio
44	2.3	1.9	2.06	Medio
28	2.33	1.95	2.11	Medio
12	1.99	2.05	2.02	Medio
31	2	2.18	2.11	Medio
33	2.04	2.25	2.17	Medio
1	1.8	1.81	1.81	Medio
51	2.2	1.55	1.81	Medio
65	2	2.35	2.21	Bajo
15	2.3	1.65	1.91	Medio
60	2	2.34	2.2	Medio
8	2.5	1.81	2.08	Medio
13	2.51	2.25	2.35	Bajo
19	2.3	1.94	2.08	Medio
9	2.1	2.41	2.29	Bajo
17	2	2.26	2.34	Bajo
23	2	1.64	1.78	Medio
18	1.9	2.75	2.41	Bajo
25	1.9	1.67	1.76	Medio
46	2.3	1.03	1.54	Medio

Los resultados de la macrovariable *Susceptibilidad del medio a la contaminación* indican que siete escuelas presentaron un nivel bajo, atribuible a la variable base Fuente de agua para consumo en aquellos casos que cuentan con agua de red en lugar de agua de pozo, mientras que diecinueve escuelas presentaron un nivel medio, debido principalmente a la influencia de las variables base *Sistema de disposición de aguas residuales* y *Percepción de los problemas de suministro*, coincidentes con la disposición *in situ* de las aguas residuales y la percepción de que dichos problemas son ajenos a las decisiones de la escuela, atribuyendo responsabilidad únicamente a las instituciones administrativas.

Para la macrovariable *Empoderamiento de las comunidades educativas* una escuela presentó un nivel bajo y catorce presentaron un nivel medio, con importante influencia de las subvariables *Conocimiento e interés en los problemas del agua* y *Compromiso de la comunidad rural*, evidenciando las limitaciones de la comunidad en este sentido, en consonancia con la percepción sobre los problemas del abastecimiento, mientras que once escuelas presentaron un nivel alto, vinculado principalmente a las subvariables *Conocimiento e interés en los problemas del agua* y *Potencialidad de las acciones de los administradores* coincidiendo con casos en los que hay mayor conciencia del problema y, por tanto, las decisiones que se toman son efectivas.

El índice final se deriva del cálculo de las macrovariables, es decir, de la combinación de estos resultados. El resultado del índice indica que dieciocho escuelas poseen un nivel medio de manejo del agua y las ocho restantes poseen un nivel alto de manejo.

Evaluación de confiabilidad de los índices

El análisis de confiabilidad del índice de calidad del agua indicó que la ponderación 2 y categorización 1 (P2C1) presenta el menor grado de error. En este caso, los resultados indicaron que dieciocho escuelas poseen un índice de calidad bueno, cuatro poseen un índice regular y las cuatro restantes un índice malo. Como se puede observar en la Tabla 9, el error de clasificación es de 3.85%, lo que indica que la clasificación del índice construido difiere solo en esa proporción respecto de la agrupación que surge del análisis discriminante

Tabla 9

Resultado del análisis de confiabilidad correspondiente al índice de calidad del agua para el esquema de ponderación 2 y categoría 1 (P2C1)

	Bueno	Regular	Malo	Total	Error (%)
Bueno	17	0	1	18	5.56
Regular	0	4	0	4	0
Malo	0	0	4	4	0
Total	17	4	5	26	3.85

Por otro lado, el análisis de confiabilidad del índice de manejo del agua también presentó un error de clasificación de 3,85% (Tabla 10). Esto demuestra que la clasificación producida por las variables base difiere en esa proporción de la clasificación obtenida a través del análisis discriminante.

Tabla 10

Resultado de la clasificación cruzada del índice de manejo del agua (tasa de error aparente)

	Bajo	Medio	Total	Error (%)
Bajo	12	1	13	7.69
Medio	0	13	13	0
Total	12	14	26	3.85

Discusión

Aunque el índice de calidad del agua indica que el 69% de las escuelas rurales del partido de Tandil presentan buena calidad, es alarmante que el 57% de las muestras superaron los límites máximos de coliformes totales establecidos por el CAA para agua de consumo. Además, sólo una muestra presentó el valor adecuado de cloro activo residual, que aseguraría la correcta desinfección del agua. Estos resultados contribuyen a reafirmar la vulnerabilidad del territorio rural frente al abastecimiento de agua potable y refuerzan la importancia de continuar con el monitoreo fisicoquímico y microbiológico de los pozos de bombeo en áreas rurales, especialmente en países en desarrollo. En este contexto, Abanyie et al. (2023) recopilan las fuentes y factores que afectan la calidad del agua subterránea en 15 países, destacando la existencia de diversos contaminantes derivados de actividades agrícolas, mineras, industriales, así como malas prácticas de saneamiento, en espacios rurales. Ante los problemas de salud que pueden causar estos contaminantes, recomiendan evaluar cuidadosamente la construcción de pozos de bombeo, tratar adecuadamente las aguas residuales y monitorear periódicamente los sistemas de aguas subterráneas, especialmente en países en desarrollo.

En relación al índice de manejo, el análisis detallado de la influencia de las variables sobre sus resultados reveló que las vinculadas a lo institucional fueron las que tuvieron mayor peso en el índice final, mientras que las variables vinculadas a las condiciones naturales del medio hídrico subterráneo tuvieron un peso secundario. Investigaciones previas han demostrado la relación entre el manejo del agua y sus condiciones de abastecimiento. Schmidt y Tobías (2021) demuestran que, a pesar de la materialidad de obras de infraestructura hídrica, la ausencia de mecanismos participativos que contemplen las prácticas y usos comunitarios del agua en los procesos de toma de decisiones limita su efectividad a largo plazo. Baloïtcha et al. (2022) aseguran que la consideración individual de los parámetros de calidad del agua no es suficiente para determinar su potabilidad, ya que otros factores a lo largo de la red de abastecimiento pueden representar riesgos significativos para la salud.

Entre las principales deficiencias identificadas en este estudio, en relación al manejo del agua, se destacan: conocimiento limitado de los actores respecto de la dinámica funcional y gestión de los acuíferos, falta de estructuras claras de autoridad, apoyo institucional irregular y/o discontinuo, ausencia o deficiente mantenimiento de los sistemas de monitoreo del agua y poca o nula participación de los actores y comunidades involucradas.

Estas problemáticas coinciden con diferentes investigaciones en países en desarrollo. Withanachchi et al. (2018), destacan que en el nivel local, por ser el nivel de gobernanza más cercano a las consecuencias de los problemas de calidad del agua, se deben superar las inconsistencias y superposiciones de funciones y responsabilidades para evitar el manejo ineficiente del agua. Por su parte, Nava y Medrano-Pérez (2019) y Suárez-Serrano et al. (2019) presentan estudios de caso que comparten desafíos similares a los observados en este trabajo, subrayando la necesidad de fortalecer las capacidades comunitarias para formular políticas públicas adaptadas a las características específicas de cada cuenca y grupo social. Para ello, se requiere una comprensión más profunda de la dinámica de los acuíferos a través de un enfoque multidisciplinario y participativo.

Es importante resaltar que la construcción y aplicación del índice de manejo permitió un tratamiento metodológico analítico de la dimensión social, la cual habitualmente se aborda en estudios ambientales sólo en términos descriptivos. Así lo demuestran diversos antecedentes que estudiaron la problemática de contaminación del agua subterránea destinada al consumo humano, analizando en profundidad las variables cuantitativas de calidad microbiológica y/o fisicoquímica del agua, sin integrar con la misma profundidad de análisis aquellos aspectos institucionales y sociales que inciden en la problemática (Awuah et al., 2009; Sánchez et al., 2016; Gulgundi y Shetty, 2018; Zúñiga-Ruiz et al., 2024). Por lo tanto, el enfoque del presente trabajo representa un aporte significativo y puede tomarse como modelo para construir índices adaptados a otros contextos y objetivos de estudio, respondiendo a la necesidad mencionada de abordajes integrales.

La evaluación de ambos índices mediante análisis de correspondencias mostró bajos niveles de error, permitiendo corroborar la confiabilidad de las metodologías empleadas. En ambos casos, el criterio del grupo de investigación fue fundamental para la toma de decisiones sobre la ponderación de las variables y su contribución a diferentes aspectos de la gestión del agua utilizada para el consumo en escuelas. Un estudio reciente alineado con este enfoque metodológico es el desarrollado por Uddin et al. (2023), quienes combinaron herramientas hidrogeológicas, análisis estadístico multivariado y diferentes índices para evaluar la calidad del agua subterránea en una zona vulnerable. En síntesis, la aplicación de metodologías estadísticas apoyadas en herramientas informáticas sobre un problema ambiental específico, fue posible gracias al trabajo colaborativo de un equipo de investigación multidisciplinario, integrado por científicos de las humanidades y las ciencias exactas.

Conclusiones

Se concluye que las condiciones de potabilidad del agua en el espacio rural están seriamente comprometidas. Las principales razones están vinculadas, en algunos casos, a la vulnerabilidad del medio físico-natural por la falta de saneamiento básico y, fundamentalmente, al débil empoderamiento de los actores y comunidades directamente involucradas, tanto en términos de conocimientos como de participación. Además, se evidencia la ausencia de una política institucional sólida para la gestión integral de los recursos hídricos que defina roles, responsabilidades y una planificación de acciones a largo plazo.

El tratamiento analítico de la dimensión social mediante el índice de manejo, así como su integración con variables de la dimensión física-natural, constituye uno de los aportes más significativos de este trabajo. Esta aproximación es clave para la comprensión integral de los problemas ambientales, particularmente aquellos vinculados a la gestión del agua en el espacio rural.

Otro aporte fundamental de este trabajo radica en la validación de la confiabilidad de ambos índices mediante la aplicación de metodologías estadísticas respaldadas por herramientas informáticas. La metodología empleada, además de tener un bajo costo para la obtención de información, puede adaptarse a diversos contextos, tanto para abordar problemas ambientales vinculados al agua como para analizar otras problemáticas que requieren la integración de variables heterogéneas en sistemas no lineales.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Escolar de Tandil por el trabajo conjunto con el grupo de investigación, permitiendo el análisis de la calidad del agua y el acceso a la información institucional. También se agradece la predisposición de cada una de las escuelas rurales del partido de Tandil para el acceso a los establecimientos y el relevamiento de la información necesaria.

Declaración de Conflicto de Intereses

Los autores declaran con respecto al documento, no tener conflicto de intereses financieros ni personales que puedan influir inapropiadamente en el desarrollo de este artículo.

Referencias

- Abanyie, S.K., Apea, O.B., Abagale, S.A., Amuah, E.E.Y. & Sunkari, E.D. (2023). Sources and factors influencing groundwater quality and associated health implications: A review. *Emerging Contaminants*, 9, 100207. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100207>
- Appelo, C.A.J. & Postma, D. (2005). *Geochemistry, Groundwater and Pollution* (2nd ed.). A.A. Balkema Publishers.
- Awuah, E., Nyarko, K.B., Owusu, P.A. & Osei-Bonsu, K. (2009). *Small town water quality*. *Desalination*, 248(1), 453-459. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.087>
- Baloitcha, G.M.P, Mayabi A.O. & Home, P.G. (2022). Evaluation of water quality and potential scaling of corrosion in the water supply using water quality and stability indices: *A case study of Juja water distribution network, Kenya*. *Heliyon*, 8, e09141. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09141>
- Barranquero, R.S., Pardo, R., Varni, M., Ruiz de Galarreta, V.A. & Vega, M. (2014). Modelling of the groundwater hydrological behaviour of the Languyú creek basin by using N-way multivariate methods. *Hydrological Processes*, 28, 4743-4755. <https://doi.org/10.1002/hyp.9977>
- Barranquero, R.S., Saraceno, D., Galecio, M.F., Cisneros Basualdo, N.E., Quiroga, M.A., Landa, R., Ruiz de Galarreta, V.A. y Banda Noriega, R.B. (2019). Prácticas agropecuarias y efectos ambientales en el recurso hídrico subterráneo en el partido de Tandil. *Estudios Ambientales*, 71(1), 5-32. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/120413>
- Camio, M.I., Rébora, A., Romero, M.C. y Álvarez, M.B. (2016). *Innovación y software. Diagnóstico y medición en empresas argentinas*. UNICEN.
- Catalán Lafuente, J. (1969). *Química del agua*. Blume.
- Cid, F.D., Antón, R.I., Pardo, R., Vega, M. & Caviedes-Vidal, E. (2011). Modelling spatial and temporal variations in the water quality of an artificial water reservoir in the semiarid Midwest of Argentina. *Analytica Chimica Acta*, 705, 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2011.06.013>
- Curutchet, G., Grinberg, S. y Gutiérrez, R.A. (2012). Degradación ambiental y periferia urbana: un estudio transdisciplinario sobre la contaminación en la región metropolitana de Buenos Aires. *Ambiente & sociedad*, 15, 173-194. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2012000200010>

- Di Giulio, G.M., Figueredo, B.R. Ferreira, L. da C. & Dos Anjos, J.Â.S.A. (2010). Comunicação e governança do risco: a experiência brasileira em áreas contaminadas por chumbo. *Ambiente & Sociedade*, 13(2), 283-297. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2010000200005>
- Di Rienzo, J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C.W. (s.f). InfoStat versión 2020. Grupo InfoStat. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- Escuder, R., Fraile, J., Jordana, S., Ribera, F., Sánchez, V. y Vazquez, S.E. (2009). *Hidrogeología. Conceptos Básicos de Hidrología Subterránea. (1a ed.)*. Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea (FCIHS).
- Giannuzzo, A.N. (2010). Los estudios sobre el ambiente y la ciencia ambiental. *Scientiæ zudia*, 8, 129-156. <https://doi:10.1590/S1678-31662010000100006>
- Gulgundi, M.S. & Shetty, A. (2018). Groundwater quality assessment of urban Bengaluru using multivariate statistical techniques. *Applied Water Science*, 8(43). <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0684-z>
- Haghnazar, H., Johannesson, K.H., Gonzalez-Pinzón, R., Pourakbar, M., Aghayani, E., Rajabi, A. & Hashemi, A.A. (2022). Groundwater geochemistry, quality, and pollution of the largest lake basin in the Middle East: Comparison of PMF and PCA-MLR receptor models and application of the source-oriented HHRA approach. *Chemosphere*, 288, 132489. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132489>
- Hosono, T., Taniguchi, K., Sakiur Rahman, A.T.M., Yamamoto, T., Takayama, K., Yu, Z., Aihara, T., Ikehara, T., Amano, H., Tanimizu, M. & Nakagawa, K. (2023). Stable N and O isotopic indicators coupled with social data analysis revealed long-term shift in the cause of groundwater nitrate pollution: Insights into future water resource management. *Ecological Indicators*, 154, 110670. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110670>
- Huang, W.W., Chen, X.J., Fan, Y.R. & Li, Y.P. (2022). Management of Drinking Water Source in Rural Communities under Climate Change. *Journal of Environmental Informatics*, 39, 136-151. <https://doi:10.3808/jei.202000431>
- Ickowicz, A., Ford, J. & Hayes, K. (2019). A Mixture Model Approach for Compositional Data: Inferring Land-Use Influence on Point-Referenced Water Quality Measurements. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 24, 719-739. <https://doi.org/10.1007/s13253-019-00371-5>

- Joo, Y., Brumback, B., Lee, K., Yun, S., Kim, K.H. & Joo, C. (2009). Clustering of temporal profiles using a Bayesian logistic mixture model: Analyzing groundwater level data to understand the characteristics of urban groundwater recharge. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14, 356-373. <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.07100>
- Krueger, T., Maynard, C., Carr, G., Bruns, A., Mueller, E.N. & Lane, S. (2016). A transdisciplinary account of water research. *WIREs Water*, 3, 369-389. <https://doi.org/10.1002/wat2.1132>
- Marradi, A., Archenti, N. y Piovani, J.I. (2007). Metodología de las Ciencias Sociales. POSTData: *Revista de Reflexión y Análisis Político*, 12, 259-266. <https://www.redalyc.org/pdf/522/52235600017.pdf>
- Meng, L., Zuo, R., Wang, J., Yang, J., Teng, Y., Shi, R. & Zhai, Y. (2018). Apportionment and evolution of pollution sources in a typical riverside groundwater resource area using PCA-APCS-MLR model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 218, 70-83. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.10.005>
- Mitchell, V. (2006). Applying integrated urban water management concepts: A review of Australian experience. *Environmental Management*, 37, 589-605. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0252-1>
- Nava, L.F. y Medrano-Pérez, O.R. (2019). Retos y oportunidades de la gestión de los recursos hídricos subterráneos: Aproximación al problemático acceso al agua en Valles Centrales de Oaxaca, México. *Acta Universitaria*, 29, 1-20. <https://doi.org/10.15174/au.2019.2429>
- OMS. Organización Mundial de la Salud (2008). *Guías para la calidad de agua potable*. (3a ed.). Organización Mundial de la Salud.
- Pardo, R., Vega, D.L., Cazurro, C. & Carretero, C. (2008). Modelling of chemical fractionation patterns of metals in soils by two-way and three-way principal component analysis. *Analytica Chimica Acta*, 606, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.004>
- Polanco Martínez, J.M. (2011). *Aplicación de técnicas estadísticas en el estudio de fenómenos ambientales y ecosistémicos* [Tesis de Doctorado].
- Ruiz de Galarreta, V.A., Rodríguez, C.I., Barranquero, R.S., Cifuentes, M., Quiroga, M.A., Landa, R., Tabera, A., Cortelezzi, A., Bogetti, L. y Bidaure, A. (2017). Estudios ambientales del recurso hídrico en la región de Tandilia. *Estudios Ambientales*, 5(2), 24-50. <https://doi.org/10.47069/estudios-ambientalesv5i2.714>

- Resolución Conjunta 33 de 2023 [Secretaría de Calidad en Salud (SCS) y Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP)]. Sustitución del artículo 982 del Capítulo XII del Código Alimentario Argentino. 21 de abril de 2023. <https://www.argentina.gob.ar/anmat/codigoalimentario>
- Sala, J.M., Kruse, E. y Aguglino, R. (1987). *Investigación hidrológica de la Cuenca del Arroyo Azul, Provincia de Buenos Aires* (Informe n° 37). Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. <https://digital.cic.gba.gob.ar/items/c7a2d260-c650-4375-9898-aadf94889e7>
- Sánchez, J.A., Álvarez, T., Pacheco, J.G., Carrillo, L. & González, R.A. (2016). Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 75-96. <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1260/pdf>
- Schmidt, M., y Tobías, M. (2022). Infraestructuras de agua potable y desigualdades hídricas en áreas periurbanas y rurales del Chaco salteño, Argentina. *Estudios Rurales*, 11(24). <https://doi.org/10.48160/22504001er24.163>
- Simeonov, V., Stratis, J.A., Samara, C., Zachariadis, G., Voutsas, D., Anthemidis, A., Sofoniou, M. & Kouimtzis, T. (2003). Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, 37, 4119-4124. [https://doi:10.1016/S0043-1354\(03\)00398-1](https://doi:10.1016/S0043-1354(03)00398-1)
- Singh, K.P., Malik, A., Mohan, D. & Sinha, S. (2004). Multivariate Statistical Techniques for the Evaluation of Spatial and Temporal Variations in Water Quality of Gomti River (India) - A Case Study. *Water Research*, 38, 3980-3992. <https://doi:10.1016/j.watres.2004.06.011>
- Smilde, A.K., Bro, R. & Geladi, P. (2004). *Multi-way Analysis with Applications in the Chemical Sciences*. (1st ed.). John Wiley & Sons, Ltd.
- Steinfeld, C.M.M., Sharma, A., Mehrotra, R. & Kingsford, R.T. (2020). The human dimension of water availability: Influence of management rules on water supply for irrigated agriculture and the environment. *Journal of Hydrology*, 588, 125009. <https://doi: 10.1016/j.jhydrol.2020.125009>
- Suárez-Serrano, A., Baldioceda-Garro, Á., Durán-Sanabria, G., Rojas-Conejo, J., Rojas-Cantillano, D. y Guillén-Watson, A. (2019). Seguridad hídrica: Gestión del agua en comunidades rurales del Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 53, 25-46. <https://doi.org/10.15359/rca.53-2.2>
- Teruggi, M.E. y Kilmurray, J.O. (1975). Tandilia. *Relatorio Geología de la provincia de Buenos Aires, 6° Congreso Geológico Argentino*, 55-78.

- Uddin, M.G., Diganta, M.T.M., Sajib, A.M., Hasan, M.A., Moniruzzaman, M., Rahman, A., Olbert, A.I. & Moniruzzaman, M. (2023). Assessment of hydrogeochemistry in groundwater using water quality index model and indices approaches. *Heliyon*, 9, e19668. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19668>
- Withanachchi, S.S., Ghambashidze, G., Kunchulia, I., Urushadze, T. & Ploeger, A. (2018). A Paradigm Shift in Water Quality Governance in a Transitional Context: A Critical Study about the Empowerment of Local Governance in Georgia. *Water*, 10, 1-27. <https://doi:10.3390/w10020098>
- Xu, L., Gober, P., Wheeler, H.S. & Kajikawa, Y. (2018). Reframing socio-hydrological research to include a social science perspective. *Journal of Hydrology*, 563, 76-83. <https://doi:10.1016/j.jhydrol.2018.05.061>
- Zúñiga-Ruíz, P., Amaro-Espejo, I.A., Bernal-Ramírez, R.G., y Reyes-Velázquez, C. (2024). Evaluación de la Calidad del Agua Subterránea Cercana a un Relleno Sanitario. *Terra Latinoamericana*, 42, e1814. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.1814>