

DOI: <https://doi.org/10.70208/3007.8245.v6.n1.389>

Gradiente espacial de calidad del agua y tamizaje de plaguicidas en el río La Paz, San Ramón, Alajuela, durante el 2020

Laura Siles-Alvarado

sileslaura94@gmail.com<https://orcid.org/0009-0000-4015-2373>

Bayer Medical

John Diego Bolaños Alfaro

john.bolanos@ucr.ac.cr<https://orcid.org/0000-0002-1884-5373>

Universidad de Costa Rica

Seiling Vargas Villalobos

seiling.vargas.villalobos@una.cr<https://orcid.org/0000-0002-8003-6358>

Universidad Nacional

Costa Rica

RESUMEN

Se caracterizó la calidad del agua superficial en la subcuenca del río La Paz en San Ramón, Alajuela, Costa Rica, mediante un análisis integrado de variables fisicoquímicas, componentes iónicos, metales y residuos de plaguicidas, comparando patrones espaciales de la zona alta, media y baja y temporales a partir de tres campañas de muestreo realizadas durante 2020. El área se organizó en zonas con diferente presión antrópica y se ejecutaron mediciones in situ y análisis de laboratorio, incluyendo la determinación de residuos de plaguicidas mediante UPLC-MS/MS y GC-MS/MS, para establecer señales de deterioro longitudinal y contrastarlas con criterios normativos nacionales e internacionales. Los resultados evidenciaron baja mineralización caracterizada por una conductividad que no superó 53,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, así como bajas concentraciones de nitrato que no superan 2,7 mg/L para el río de estudio, mientras que el indicador más sensible fue la turbidez, con incrementos hacia el tramo bajo con máximo 79,9 NTU triplicando el valor de referencia según decreto nacional. El estudio de plaguicidas mostró presencia mayoritariamente en trazas y cuantificaciones puntuales de hexazinona (0,06 $\mu\text{g}/\text{L}$), clorotalonil (0,07 $\mu\text{g}/\text{L}$), metalaxil (0,10 $\mu\text{g}/\text{L}$) e imidacloprid (0,05 $\mu\text{g}/\text{L}$), además de detección recurrente de cafeína como señal de influencia antrópica difusa; en conjunto, la evidencia sustenta un gradiente espacial de presión creciente hacia el tramo medio y bajo, que refuerza la necesidad de vigilancia orientada a controlar aportes de sedimentos y contaminantes difusos por escorrentía para prevenir el deterioro progresivo del cauce.

Palabras clave: Caracterización fisicoquímica, residuos de plaguicidas, urbanización, río La Paz



Spatial gradient of water quality and pesticide residues in the La Paz River (San Ramón, Alajuela - 2020)

ABSTRACT

The surface water quality of the La Paz River sub-basin in San Ramón, Alajuela, Costa Rica, was characterized through an integrated analysis of physicochemical variables, ionic components, metals, and pesticide residues, comparing spatial patterns across the upper, middle, and lower reaches and temporal patterns based on three sampling campaigns conducted in 2020. The study area was organized into zones with different levels of anthropogenic pressure, and in situ measurements and laboratory analyses were performed, including the determination of pesticide residues by UPLC–MS/MS and GC–MS/MS, to identify signals of longitudinal deterioration and to contrast them with national and international regulatory criteria. Results showed low mineralization, with conductivity not exceeding 53.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, as well as low nitrate concentrations ($\leq 2.7 \text{ mg}/\text{L}$) throughout the study river. The most sensitive indicator was turbidity, which increased toward the lower reach, reaching a maximum of 79.9 NTU—three times the national decree reference value. Pesticide analysis revealed mostly trace-level detections and isolated quantifications of hexazinone (0.06 $\mu\text{g}/\text{L}$), chlorothalonil (0.07 $\mu\text{g}/\text{L}$), metalaxyl (0.10 $\mu\text{g}/\text{L}$), and imidacloprid (0.05 $\mu\text{g}/\text{L}$), along with recurrent detection of caffeine as a signal of diffuse anthropogenic influence. Overall, the evidence supports a spatial gradient of increasing pressure toward the middle and lower reaches, reinforcing the need for surveillance focused on controlling sediment inputs and diffuse runoff-related contaminants to prevent progressive channel deterioration.

Keywords: Physicochemical characterization, pesticide residues, urbanization, La Paz River



INTRODUCCIÓN

La evaluación de la calidad del agua superficial en cuencas hidrográficas constituye un componente crítico para la gestión ambiental (Anh et al., 2023) y la toma de decisiones en territorios donde convergen expansión urbana, producción agropecuaria y cambios en el uso del suelo (Li et al., 2023). En este contexto, la dinámica fisicoquímica de los ríos responde tanto a procesos naturales relacionados con la geología, meteorización, estacionalidad hidrológica (Salomão et al., 2025), cambio climático (Pakoksung et al., 2025), así como a presiones antrópicas relacionadas con descargas domésticas, arrastre de sedimentos, fertilización y uso de plaguicidas (Tasselli et al., 2025; Xu et al., 2022); entre otras fuentes difusas y puntuales como señala Kim et al., (2023).

En el país, según Bolaños (2023), el monitoreo de cuerpos de agua es clave para proteger el recurso hídrico, conservar los ecosistemas acuáticos y reducir riesgos para el consumo humano y las actividades productivas. No obstante, a escala de subcuenca, la información integrada sobre variables fisicoquímicas, iones, metales y residuos de plaguicidas suele ser limitada, lo que dificulta identificar patrones espaciales y priorizar medidas de intervención.

La subcuenca del río La Paz ubicada en el cantón de San Ramón en la provincia de Alajuela - Costa Rica, presenta distintos grados de intervención en las zonas alta, media y baja, donde la coexistencia de usos del suelo y potenciales fuentes de presión, son de relevancia local respecto al uso de recurso hídrico. Por ejemplo, en 2017 se estudió mediante el índice BMWP y los resultados evidenciaron buena calidad del agua en la parte alta de la cuenca; sin embargo, en la parte baja no, pues presenta deterioro asociado al desarrollo urbanístico y la actividad agrícola que inciden negativamente en la calidad del agua superficial, es estudio concluye que aunque el agua es utilizable para riego, no lo es para consumo humano o animal sin un tratamiento previo (Rodríguez, 2017).

En consecuencia, el enfoque de gradiente espacial permite comparar tramos del río y detectar si existen patrones longitudinales coherentes con los cambios en el uso del suelo, o con aumentos o disminuciones de contaminantes en fuentes puntuales y difusas, entre otros niveles diferenciadores de la presión antrópica a lo largo de la cuenca (Zhang et al., 2025). También facilita reconocer propios de la estacionalidad durante las épocas seca y lluviosa o de otros procesos como los periodos agrícolas,



donde la variación del caudal y de la esorrentía modula la movilización, el transporte y la concentración de contaminantes, generando respuestas espaciales y temporales muchas veces antagónicas (Huang et al., 2014).

Adicionalmente, la comparación por gradiente espacial constituye una base útil para interpretar, a futuro, posibles efectos del cambio climático sobre la calidad del agua (van Vliet & Thorslund, 2023), dado que las alteraciones en temperatura, sequías, lluvias extremas y cambios en régimen hidrológico tienden a modificar procesos biogeoquímicos y a exacerbar o redistribuir presiones existentes en los ríos como señala Johnson et al., (2024).

Según lo anterior el artículo tiene como objetivo caracterizar la calidad del agua superficial en la subcuenca del río La Paz mediante un análisis integrado de variables fisicoquímicas, componentes iónicos, metales y residuos de plaguicidas, comparando patrones espaciales para distintas zonas, así como temporales por las tres campañas de muestreo realizadas durante el año 2020.

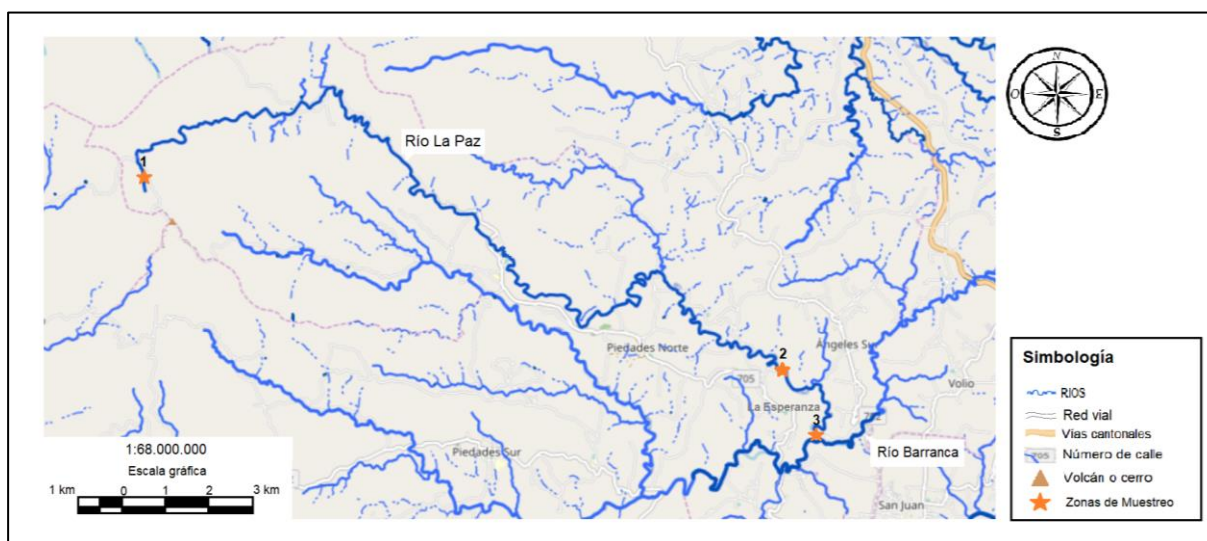
METODOLOGÍA

El estudio se desarrolló en el cauce del río La Paz, localizado en los distritos de Piedades Norte y Los Ángeles del cantón de San Ramón, provincia de Alajuela, Costa Rica; este río se considera una subcuenca por su condición de afluente dentro de la cuenca del río Barranca, y su entorno inmediato presenta una proporción importante de cobertura boscosa y en la zona se ha documentado un desplazamiento progresivo de la frontera urbanística y la frontera agraria hacia la parte alta de la cuenca, junto con el aporte potencial de esorrentía que transporta aguas residuales y contaminantes asociados a actividades agropecuarias hacia el cauce principal (Siles-Alvarado, 2020).

Para capturar un gradiente espacial de condiciones ambientales y presiones antrópicas, el área se organizó en tres zonas de muestreo, alta (1), media (2), y la desembocadura del río (3), en las que se consideró características como cobertura boscosa, la densidad poblacional y grado de urbanización, además de su posición longitudinal a lo largo del cauce, ver figura 1 (Siles-Alvarado, 2020).



Figura 1. Mapa de la subcuenca del río La Paz en el que se indican las zonas de muestreo



(Siles-Alvarado, 2020)

La zona alta (denominada como 1) se ubicó en la Reserva Natural Roca de La Paz, descrita como un sector con predominio de bosque y menor presión antrópica, mientras que la zona media (2) se estableció en el sector de La Esperanza, caracterizado por mayor densidad poblacional y presencia de actividades agropecuarias y finalmente el último punto (3) correspondió a la confluencia del río La Paz con el río Barranca, señalada como el tramo más urbanizado dentro del esquema de zonificación utilizado (Siles-Alvarado, 2020).

En conjunto, esta delimitación espacial permitió comparar condiciones y evaluar variaciones asociadas a cambios en el uso del suelo y presiones antrópicas potenciales dentro de la subcuenca gracias a que se desarrollaron tres campañas de campo durante la estación lluviosa del año 2020 en los meses de mayo, agosto y octubre, con el propósito de obtener un muestreo representativo del período y comparar el comportamiento espacial de la calidad del agua a lo largo del cauce (Siles-Alvarado, 2020), siguiendo un enfoque por gradiente longitudinal del río y considerando los principales asentamientos humanos, para capturar variaciones asociadas a cambios de uso del suelo, con una lógica comparable a la empleada en evaluaciones previas de aguas superficiales a escala cantonal de León (2014) citado en Siles-Alvarado, (2020), las cuales presentaron condiciones aptas para la recolección de muestras, la medición de caudal y para hacer determinaciones in situ.

Tabla 1. Georreferenciación y características de las zonas muestreadas del río La Paz según Siles-Alvarado (2020).

Zona de muestreo	Coordenadas geográficas CRTM05	Altura sobre el nivel del mar (m. s. n. m.)	Densidad poblacional	Descripción de la zona de muestreo
1	437410 E / 1124938 N	1245	Baja	Zona alta de la subcuenca, donde se ubica la Reserva Natural Roca de La Paz, es una zona de bosque primario y secundario con y escasa actividad agropecuaria y domiciliar.
2	446111 E / 1120608 N	1000	Media	Zona media de la subcuenca del río La Paz, ubicado a la altura de La Esperanza en San Ramón. Hay mayor actividad agropecuaria y domiciliar.
3	447463 E / 1118931 N	1000	Alta	Zona previa a la desembocadura del río con el río Barranca. Es la zona más urbana en La Esperanza.

Durante el muestreo se midió el caudal, utilizando un procedimiento que mide la velocidad de la corriente en varios puntos de la sección transversal; para ello se determinó el ancho del río y se midió la profundidad cada 50 cm con un tubo graduado, mientras que la velocidad se cuantificó con un molinete de hélice en cada sección. El caudal (Q) se estimó a partir del producto entre el área transversal (A) y la velocidad media (v), de acuerdo con expresiones operativas usadas en manuales técnicos de aforo (Siles-Alvarado, 2020). Además se recolectaron las muestras y se realizaron las mediciones in situ de oxígeno disuelto (OD), conductividad, pH, temperatura, alcalinidad, turbidez y salinidad.



Con respecto a la recolección de muestras de agua superficial, se siguió un procedimiento basado en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association et al., 2017). La toma de muestra se efectuó preferentemente cercana al centro del cauce, aproximadamente a 10 cm bajo la superficie y a contracorriente, utilizando guantes de nitrilo para reducir riesgos de contaminación; adicionalmente, se evitó remover sedimentos del fondo, se realizó el enjuague triple del recipiente antes de la toma final y las muestras se conservaron en hielera asegurando cadena de frío hasta el momento del análisis (Siles-Alvarado, 2020).

En cada zona y muestreo se recolectaron cuatro muestras destinadas a diferentes determinaciones analíticas, la primera una botella de polietileno de 1 L para alcalinidad y ensayos de aniones-cationes; dos botellas de vidrio de 1 L para análisis por cromatografía de gases (CG) y la última de 0,5 L para determinaciones por cromatografía líquida de ultra presión (UPLC), acondicionadas de acuerdo con el protocolo para el análisis de residuos de agroquímicos (Siles-Alvarado, 2020).

Mediciones in situ:

Los parámetros fisicoquímicos medidos directamente en campo se ejecutaron con el objetivo de reducir sesgos; se utilizó un equipo multiparamétrico portátil Thermo Scientific Orion™ 5 Star equipado con sondas. La turbidez se determinó con un turbidímetro portátil HANNA HI 93414; los sólidos disueltos totales (SDT) y salinidad con un conductímetro portátil Sartorius PT-20; finalmente la alcalinidad se determinó por titulación volumétrica el mismo día del muestreo con base en el método 2320 B de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Standard Methods, 2017).

Mediciones en el Laboratorio:

Las muestras de agua se mantuvieron refrigeradas a 4 °C hasta su procesamiento, la cuantificación de aniones, cationes, arsénico y metales se efectuaron en el Laboratorio de Química del Recinto de Grecia de la Universidad de Costa Rica (UCR), equipado con cromatógrafo iónico marca Thermo Scientific Dionex® IC-5000, espectrofotómetro de absorción atómica Thermo Scientific (ICE 3000) y generador de hidruros Thermo Scientific VP1000, mientras que los análisis de residuos de plaguicidas a nivel de trazas se realizaron en el Laboratorio de Análisis de Residuos de Plaguicidas (LAREP) de la Universidad



Nacional (UNA), ubicado en Heredia, mediante UPLC-MS/MS en un equipo marca Waters Acquity H-Class® acoplado a Waters XEVO TQ-S Micro® y un equipo GC-MS/MS de la marca Agilent 7890. Determinación de metales por espectroscopia de absorción atómica (AAS): Para la determinación de cobre (Cu) se preparó una curva de calibración con siete patrones en un rango de 0,05 a 1,25 mg/L a partir de un patrón de 1000 mg/L en HNO₃ al 2% de la marca Sigma-Aldrich; se empleó lámpara de cátodo hueco a 324,8 nm y con un flujo de combustible aire/acetileno de 1,1 mL/min y una rejilla de 0,5 nm. Las muestras se inyectaron por duplicado y cada réplica se midió por triplicado, promediando automáticamente la respuesta (Siles-Alvarado, 2020).

Determinación de iones mayoritarios por cromatografía iónica: Se preparó una curva de siete patrones en un rango de 0,4-14,0 mg/L para los aniones Cl⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻ y SO₄²⁻, mientras que para PO₄³⁻ el rango fue de 0,8-28,0 mg/L, usando estándares Dionex Thermo Scientific, mientras que para la determinación de los cationes Mg²⁺, K⁺, Ca²⁺ y Na⁺ se preparó la curva de siete patrones en el rango de 0,4-18,0 mg/L de Na⁺, 0,5-22,5 mg/L de Mg²⁺ y de 1-45 mg/L de K⁺ y Ca²⁺; las condiciones cromatográficas incluyeron columnas Dionex IonPac™ AS23 (aniones) y CS12A (cationes), con eluyentes carbonato/bicarbonato para aniones y ácido metasulfónico para cationes, a 1,0 mL/min; cada muestra se inyectó por triplicado (Siles-Alvarado, 2020).

Determinación de residuos de plaguicidas por UPLC-MS/MS y GC-MS/MS: Para la identificación y cuantificación de residuos de plaguicidas se aplicaron metodologías validadas del LAREP, basadas en el método oficial EPA 525.3 y en el método multirresiduo de Hladik, Smalling y Kuivila (2008). Para UPLC-MS/MS, los extractos se concentraron y se reconstituyeron en metanol/agua en proporción 40:60 v/v, almacenándose a 4 °C hasta la inyección, la separación se efectuó en columna BEH C18 de 1,7 µm; 2,1 × 100 mm a 45 °C, con fase móvil A de agua/metanol, 95/5 con 0,1% ácido fórmico y 1 mM acetato de amonio y la fase móvil B de metanol con 0,1% ácido fórmico y 1 mM acetato de amonio, a un flujo 0,4 mL/min, con automuestreador a 10 °C y 5 µL de inyección. El MS/MS operó con argón como gas de colisión y nitrógeno como gas de nebulización y la temperatura de interfase se colocó a 500 °C y la fuente a 150 °C.



El GC-MS/MS se trabajó con 1 L de muestra; se emplearon cartuchos SPE ISOLUTE ENV+ 200 mg con 6 mL acondicionados, la elución se realizó con 10 mL de acetato de etilo y la concentración bajo N_2 a una temperatura $\leq 35^\circ C$. Posteriormente, se añadió 1 mL de isooctano, se concentró hasta $\sim 0,05$ mL y se ajustó a 250 μL en isooctano; los extractos se almacenaron a $4^\circ C$ hasta la inyección. La cuantificación se realizó en columna SGE BPX35 con dimensiones de $30\text{ m} \times 0,25\text{ mm} \times 0,25\text{ }\mu\text{m}$, se programó el horno a $80^\circ C$ durante 1 min, luego se subió $15^\circ C/\text{min}$ hasta $180^\circ C$ en 5 min; posteriormente se subió $2^\circ C/\text{min}$ hasta $200^\circ C$ y finalizar la rampa de temperatura con un aumento de $10^\circ C/\text{min}$ hasta los $300^\circ C$ durante 10 min; el inyector se programó a $230^\circ C$, la interfase $280^\circ C$, el gas helio como gas de arrastre, con modo splitless a 60 s y 2 μL de inyección.

Cuantificación de metales pesados: el arsénico (As) se determinó mediante AA acoplada a un generador de hidruros, siguiendo un procedimiento validado para análisis de agua potable; se trabajó con una curva de calibración en el rango 0,005-0,06 mg/L y se leyó a 193,7 nm. El hierro (Fe) y el cobre (Cu) se cuantificaron por AA con llama, utilizando curvas de calibración de 0,05-1,6 mg/L para Fe y 0,05-1,25 mg/L para Cu; las longitudes de onda empleadas fueron 248,3 nm (Fe) y 324,8 nm (Cu). En todos los casos se mantuvo como criterio de aceptación un coeficiente de correlación $> 0,995$, y se aplicó el mismo esquema de inyección por duplicado con medición por triplicado para cada réplica.

Tratamiento de datos y análisis:

Se consolidó en una base de datos que contiene una matriz por zona de muestreo y gira de muestreo; en particular, los resultados reportados para los parámetros fisicoquímicos se resumieron mediante estadística descriptiva, utilizando mediana de $n = 3$. De forma complementaria, se elaboraron tablas y gráficos comparativos para identificar patrones espaciales como el gradiente en la subcuenca y variaciones entre giras de muestreo, en coherencia con el enfoque de comparación entre regiones con menor influencia antrópica y regiones con mayor exposición a actividades humanas.

Adicionalmente, se estimó la carga contaminante (CC) en g/s a partir de la relación entre la concentración (C) y el caudal (Q), según el planteamiento metodológico $CC = C \times Q$. La estimación de dureza total como $CaCO_3$, se realizó a partir de calcio y magnesio disueltos, y se empleó la ecuación estequiométrica ampliamente utilizada en estudios hidroquímicos (Dondero, A. M., Fisher, I. J.,



Simonson, A. E., & Bayraktar, B. N. (2025), considerando que la Dureza en mg/L como $\text{CaCO}_3 = 2,497 \cdot \text{Ca (mg/L)} + 4,118 \cdot \text{Mg (mg/L)}$.

Finalmente, la interpretación de resultados se apoyó en la comparación con criterios normativos nacionales según el Decreto Ejecutivo N.º33903-MINAE-S (2007), denominado Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales, para confrontar los valores observados y su posible implicación ambiental.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización fisicoquímica más relevante:

La fisicoquímica del río La Paz evidenció baja mineralización con una conductividad eléctrica en el rango de 31,9-53,3 $\mu\text{S/cm}$ y una concentración de NO_3^- baja en el orden de 0,90 a 2,7 mg/L en todas las zonas y campañas.

El patrón crítico se concentró en la turbidez, con aumentos marcados hacia la Zona 3, es decir hacia la parte baja del río, que en mayo donde presentó 79,9 UNT y para el mes de octubre fue de 52,1 UNT, superando el valor de referencia establecido en el Decreto N.º33903-MINAE-S (2007), de <25 NTU.

El pH presentó episodios de ligera acidez ente 6,13 - 6,45, que puede ser reflejo tanto condiciones naturales ligados a la geología o características del suelo, así como los aportes orgánicos propios de pulsos hidrológicos; mientras que el hierro excedió el umbral de referencia en octubre en la zona 2 con una concentración 0,32 mg/L y zona 3 con 0,38 mg/L.

Se observa que el comportamiento del oxígeno disuelto tiende a disminuir conforme baja en la subcuenca pero manteniendo valores normales o cercanos al valor umbral, sin afectar el fenómeno de baja mineralización del río. Por último, se descarta la existencia de una concentración de arsénico que pueda ser peligrosa (Cuadro 2).



Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos clave para la caracterización considerando una mediana n = 3

Campaña	Zona	pH (6.5–8.5) ± 0,1	Turbidez (NTU) ± 0,1	Fe (mg/L) ± 0,01	Conductivi- dad (µS/cm) ± 0,1	NO ₃ ⁻ (mg/L) ± 0,3	OD (mg/L) ± 0,2	As (mg/L) ± 0,002
Mayo	1	6.1 ↑	1.3 ✓	NR	43.5 ✓	1.3 ✓	8,5 ✓	ND ✓
	2	7.1 ✓	26.1 ↑	NR	47.8 ✓	2.0 ✓	8,2 ✓	ND ✓
	3	7.2 ✓	79.9 ↑	NR	53.3 ✓	2.1 ✓	8,1 ✓	ND ✓
Agosto	1	6.2 ↑	1.6 ✓	ND ✓	36.6 ✓	1.3 ✓	7,6 ~	ND ✓
	2	6.4 ↑	6.7 ✓	0.10 ✓	39.3 ✓	1.7 ✓	7,9 ~	ND ✓
	3	6.7 ✓	12.0 ✓	0.11 ✓	46.6 ✓	2.7 ✓	6,9 ~	ND ✓
Octubre	1	7.3 ✓	1.5 ✓	ND ✓	32.8 ✓	0.90 ✓	7,9 ~	ND ✓
	2	6.3 ↑	23.1 ~	0.32 ↑	36.4 ✓	1.7 ✓	8,0 ~	ND ✓
	3	6.5 ↑	52.1 ↑	0.38 ↑	31.9 ✓	2.29 ✓	8,0 ~	ND ✓

Nota: Considerando el Decreto N°33903-MINAE-S, los símbolos representan: ✓ cumple; ↑ excede valor de referencia; ~ cercano al umbral. ND= no detectado. NR= no realizado.

Este tipo de respuesta, con picos y gradiente aguas abajo, es compatible con aportes episódicos de sedimentos por escorrentía, remoción de suelo o resuspensión, que tienden a amplificarse donde aumentan las lluvias o la presión antrópica; en Costa Rica se ha documentado que el transporte de sedimentos en ríos puede intensificarse de forma no lineal según el régimen de lluvias y las condiciones de cuenca, lo que ayuda a interpretar por qué la turbidez se vuelve el indicador más “sensible” frente a variaciones temporales y espaciales (Cervantes-Córdoba, Da Silva, Guzmán-Arias & Villagra-Mendoza, 2016).

En el mismo sentido, la excedencia de Fe en octubre (0,32-0,38 mg/L en Z2–Z3) es coherente con una dinámica donde el hierro se incrementa junto con el material particulado, dado que en ríos una fracción importante del Fe total suele estar asociada a sólidos suspendidos debido a su origen litogénico que aumenta el particulado durante eventos de arrastre (Spence, Gilbert & Robson, 2023).



Comportamiento de la carga contaminante (CC):

El mayor caudal del río La Paz se registró en agosto, mientras que el menor se observó en mayo, al inicio de la época lluviosa. En consecuencia se puede afirmar que las mayores CC se presentaron en agosto, cuando las precipitaciones fueron más intensas y el transporte de masa por el cauce aumentó; sin embargo no existe evidencia de un riesgo elevado para la cuenca, ya que no se detectó presencia relevante de elementos tóxicos dentro de los analitos evaluados, lo que sugiere un impacto antropogénico bajo en el periodo de estudio.

Tabla 3. Plaguicidas y sustancias detectadas en agua superficial del río La Paz por muestreo y zona

Muestreo - fecha	Zona	Cuantificados ($\mu\text{g/L}$)	Nivel de trazas (T)
I - 16/05/2020	1	Ninguno	Clorpirifos; simazina; carbaril; triadimefon; terbacil; imidacloprid
I - 16/05/2020	2	Ninguno	Ninguno
I - 16/05/2020	3	Hexazinona (0,06); cafeína (0,29)	Clorotalonil; diuron
II - 12/08/2020	1	Ninguno	Triazofos; cafeína
II - 12/08/2020	2	Ninguno	Hexazinona; clorotalonil; cafeína
II - 12/08/2020	3	Ninguno	Clorpirifos; hexazinona; clorotalonil; cafeína
III-02/10/2020	1	Ninguno	Cafeína
III-02/10/2020	2	Clorotalonil (0,07); metalaxil (0,10); cafeína (0,07); imidacloprid (0,05)	Ninguno
III-02/10/2020	3	Ninguno	Hexazinona; diuron; cafeína

Nota: T son concentraciones que se ubican por debajo del límite de cuantificación del método, su interpretación se considera de manera semi-cuantitativa como presencia o ausencia.

En el río La Paz se detectaron residuos de plaguicidas en concentraciones bajas y otros en nivel traza, entre los cuantificados se destaca el metalaxil con 0,1 $\mu\text{g/L}$ y clorotalonil con 0,07 $\mu\text{g/L}$, además de hexazinona 0,06 $\mu\text{g/L}$ e imidacloprid 0,05 $\mu\text{g/L}$.



Al contrastar con los referentes ecotoxicológicos considerados para el estudio (Cuadro 4), tanto nacional como internacionales, únicamente imidacloprid superó el umbral lo cual es relevante considerando su alta solubilidad en agua y su toxicidad para organismos acuáticos, así como su persistencia en la interfaz sedimento-agua (UNA, s. f.).

Tabla 4. Clasificación de residuos de plaguicidas y valores límite ($\mu\text{g/L}$) en agua superficial y agua potable según referente nacional e internacionales

Compuesto	Clase	MTR Holanda ¹	España	Canadá CME ²	Costa Rica: Decreto 38924-S ³
Carbaril	Insecticida	0,23	NH	0,2	NH
Clorpirifos	Insecticida	0,003	0,03–0,1	0,002	2
Clorotalonil	Fungicida	0,8	NH	0,18	NH
Diuron	Herbicida	0,43	0,2–1,8	NH	ND
Hexazinona	Herbicida	0,56	NH	NH	40
Imidacloprid	Insecticida	0,013	NH	0,23	NH
Metalaxil	Fungicida	46	NH	NH	NH
Terbacil	Herbicida	0,1	NH	NH	NH
Triadimefon	Fungicida	0,91	ND	NH	ND
Triazofos	Insecticida	0,032	NH	NH	NH
Cafeína	Pesticida	NH	NH	NH	NH

Notas: ¹ MTR = *Maximum Tolerable Risk* de Holanda. ² CCME = *Canadian Council of Ministers of the Environment* de Canadá. ³

Decreto N°38924-S: Reglamento para la calidad del agua potable en Costa Rica. ND: No detectable por el método. NH: No aparece en el referente.

El clorpirifos, si bien se reportó en nivel traza, el límite de cuantificación empleado es menos sensible que algunos valores guía internacionales, por lo que la ausencia de cuantificación no necesariamente implica ausencia de riesgo a niveles muy bajos; lo anterior por cuanto el clorpirifos se asocia con alta toxicidad para biota acuática y efectos adversos crónicos, además de su reconocida relevancia sanitaria (UNA, s. f.). En el caso de diuron y triadimefon, el Decreto N.° 38924-S los clasifica como no deseables en agua de consumo; en este estudio se detectaron solo en trazas, por debajo del límite de



cuantificación, sin exceder los valores internacionales, pero la detección sugiere presencia de aportes de origen agrícola y justifica vigilancia, dado que su regulación y estatus varía entre países.

Los hallazgos son coherentes con antecedentes nacionales, Echeverría et al. (2013) reportaron diuron y triadimefon así como carbaril y hexazinona en el río Jiménez en el Caribe del país, sin evidenciar toxicidad en bioensayos a concentraciones reportadas. En Cartago, Fournier et al. (2010) informaron detecciones de metalaxil en rangos comparables a los observados en el río La Paz. Adicionalmente, estudios en otras matrices y sitios del país han reportado con frecuencia clorpirifos y clorotalonil, reforzando que estos compuestos son recurrentes en cuencas con actividad agropecuaria (Hernández, 2016). En conjunto, la evidencia sugiere que el río La Paz presenta residuos de plaguicidas principalmente a niveles bajos, con un punto de atención particular en imidacloprid por su comparación desfavorable con el referente internacional holandés.

Respecto a la cafeína, aunque no existe un valor límite nacional para aguas superficiales, se considera un marcador de influencia antropogénica asociado a descargas domésticas y urbanas, y se ha propuesto como trazador complementario de contaminación fecal (Ramírez & Rivera, 2017). Su detección en varias zonas y campañas sugiere aportes de origen antrópico; sin embargo, en este estudio los nitratos se mantuvieron bajos, lo que no respalda, por sí solo, un escenario de contaminación intensa por aguas negras. En consecuencia, la cafeína puede interpretarse como evidencia de presión antrópica difusa posiblemente por escorrentía y arrastre de aguas domésticas más que como prueba concluyente de vertimientos fecales significativos, lo cual debe confirmarse mediante indicadores microbiológicos (Ramírez & Rivera, 2017).

Finalmente, la integración de estos resultados con el diagnóstico fisicoquímico sugiere una mejor calidad en la zona más alta del río La Paz (Zona 1) y un incremento de presiones hacia el tramo medio-bajo, consistente con mayor densidad poblacional y actividades agropecuarias. Aun así, las concentraciones observadas para plaguicidas se ubicaron mayoritariamente en rangos bajos y trazas, por lo que el riesgo ecotoxicológico inferido sería limitado en el periodo evaluado, aunque no nulo y con necesidad de confirmación biológica.



CONCLUSIONES

Se confirma un gradiente espacial de deterioro fisicoquímico desde la zona alta hacia los tramos medio y bajo del río La Paz; la Zona 1 se comportó como referencia de mejor condición, mientras que las Zonas 2 y 3 evidenciaron incremento de presiones asociadas a mayor densidad poblacional y actividades productivas, traduciéndose en mayor vulnerabilidad del cuerpo de agua.

Aunque el sistema mostró buena oxigenación y señales de capacidad de autorregeneración, los tramos medio y bajo presentaron indicadores consistentes con entradas de contaminantes y material particulado debido al aumento en la turbidez, nitritos y hierro disuelto, lo que sustenta una lectura de presión antrópica incremental más que un estado prístino longitudinal.

El tamizaje de plaguicidas mostró un patrón de presencia mayoritariamente en rangos bajos y trazas, lo que sugiere que el riesgo ecotoxicológico no es necesariamente alto para el periodo evaluado; sin embargo, la detección recurrente justifica vigilancia porque la exposición crónica y la sensibilidad de la biota pueden ocurrir a concentraciones muy bajas.

La detección de cafeína se interpreta como evidencia de influencia antropogénica difusa por escorrentía y aportes domésticos; se sugiere fortalecer futuras investigaciones el dicho río integrando bacteriología o indicadores fecales, así como complementar con índices biológicos conocidos como BMWP-CR de modo que el diagnóstico fisicoquímico se traduzca en evidencia de efecto y riesgo ecosistémico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.).

Anh, N. T., Can, L. D., Nhan, N. T., Schmalz, B., & Luu, T. L. (2023). Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100424. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100424>

Bolaños Alfaro, J. D. (2023). Calidad del agua superficial y sus implicaciones con el agua potable en Las Brisas de Zarcero. *InterSedes*, 24(49).
<https://archivo.revistas.ucr.ac.cr/index.php/intersedes/article/view/50331/54228>



- Cervantes-Córdoba, A., Da Silva, A. M. F., Guzmán-Arias, I., & Villagra-Mendoza, K. (2016). Cuantificación del transporte de sedimentos en el río La Estrella, Limón, Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 29, 86–100.
https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0379-39822016000800086
- Dondero, A. M., Fisher, I. J., Simonson, A. E., & Bayraktar, B. N. (2025). *Characterization of stream water quality and groundwater levels in the Central Pine Barrens region, Suffolk County, New York, 2017–23* (No. 2025-5010). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/sir20255010>
- Decreto Ejecutivo N.º 33903-MINAE-S. (2007, 9 de marzo). *Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales*. La Gaceta.
https://pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_norma.aspx?nValor1=1&nValor2=61013&nValor3=69088
- Echeverría, S., Pinnock, M., Arias, M., Mena, F., Solano, K., & Ruepert, C. (2013). *Presencia de residuos de plaguicidas y calidad biológica del agua del Río Jiménez, como representante de los ríos del Caribe de Costa Rica*. Universidad Nacional. <http://hdl.handle.net/11056/7467>
- Fournier, L. M. L., Ramírez, F., Ruepert, C., Vargas, S., & Echeverría, S. (2010). *Diagnóstico sobre contaminación de aguas, suelos y productos hortícolas por el uso de agroquímicos en la microcuenca de las quebradas Plantón y Pacayas en Cartago, Costa Rica*.
<https://www.iret.una.ac.cr/index.php/es/finalizados/474-diagnostico-sobre-contaminacion-de-aguas-suelos-y-productos-hortícolas-por-el-uso-de-agroquímicos-en-la-microcuenca-de-las-quebradas-planton-y-pacayas-en-cartago-costa-rica>
- Hernández, C. (2016). *Evaluación de la calidad del agua para consumo humano y propuesta de alternativas tendientes a su mejora, en la Comunidad de 4 Millas de Matina, Limón*. Universidad Nacional.
<http://hdl.handle.net/11056/13212>
- Hladik, M. L., Smalling, K. L., & Kuivila, K. M. (2008). A multi-residue method for the analysis of pesticides and pesticide degradates in water using HLB solid-phase extraction and gas chromatography–ion trap mass spectrometry. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80(2), 139–144. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9332-2>



- Huang, J., Li, Q., Pontius, R. G., Klemas, V., & Hong, H. (2014). Coupled effects of natural and anthropogenic controls on seasonal and spatial variations of river water quality. *PLOS ONE*, 9(4), e91528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091528>
- Johnson, M. F., Albertson, L. K., Algar, A. C., Dugdale, S. J., Edwards, P., England, J., Gibbins, C., Kazama, S., Komori, D., MacColl, A. D. C., Scholl, E. A., Wilby, R. L., de Oliveira Roque, F., & Wood, P. J. (2024). Rising water temperature in rivers: Ecological impacts and future resilience. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 11(4), e1724. <https://doi.org/10.1002/wat2.1724>
- Kim, Y.-E., Jeon, D., Lee, H., Huh, Y., Lee, S., Kim, J. G., & Kim, H. S. (2023). Revealing the extent of pesticide runoff to the surface water in agricultural watersheds. *Water*, 15(22), 3984. <https://doi.org/10.3390/w15223984>
- León, S., García, S., Guevara, D., & Herrera, J. (2014). *Informe de calidad de aguas superficiales, San José*. Programa Agenda Verde San José, Universidad Nacional y Municipalidad de San José.
- Li, Y., Mi, W., Ji, L., He, Q., Yang, P., Xie, S., & Bi, Y. (2023). Urbanization and agriculture intensification jointly enlarge the spatial inequality of river water quality. *Science of the Total Environment*, 873, 162559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162559>
- Pakoksung, K., Inseeyong, N., Chawaloeshonsiya, N., Punyapalakul, P., Chaiwiwatworakul, P., Xu, M., & Chuenchum, P. (2025). Seasonal dynamics of water quality in response to land use changes in the Chi and Mun River Basins, Thailand. *Scientific Reports*, 15, 7101. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-91820-4>
- Ramírez, R. D., & Rivera, Y. V. (2017). Cafeína como contaminante ambiental. *Revista de Toxicología*, 34(2), 136–142. <https://rev.aetox.es/wp/wp-content/uploads/2017/12/Revista-de-Toxicolog%C3%ADa-34.2.pdf>
- Rodríguez, J. (2017). *Evaluación de la calidad del agua con la metodología de macroinvertebrados en la microcuenca río La Paz, San Ramón, Costa Rica*. CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/8869>
- Salomão, G. N., Dall'Agnol, R., Almeida, G. S., Amarante, R. T., Mello, G. M., Silva Júnior, R. O., Guimarães, J. T. F., Silva, M. S., Ferreira, D. M., Pontes, P. R. M., Sahoo, P. K., Marques, E. D., & da



- Silva Filho, E. V. (2025). Effect of land use, geology, and seasonality on hydrogeochemical baseline variations in a watershed impacted by human activities in the eastern Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197, 1138. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14565-7>
- Siles-Alvarado, L. B. (2020). *Caracterización físicoquímica del agua superficial en la subcuenca del río La Paz, San Ramón, Alajuela, Costa Rica; como indicador del impacto ambiental por urbanismo en la zona* [Proyecto de graduación para optar por el grado de Licenciatura en Laboratorista Químico, Universidad de Costa Rica, Sede de Occidente]. <https://www.kerwa.ucr.ac.cr/server/api/core/bitstreams/cf2cd05b-f31b-4a91-81cc-92e78976d8cf/content>
- Spence, K., Gilbert, I., & Robson, M. (2023). Stormwater suspended solids and pollutant concentrations in an urban stream. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(9), 599. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06513-3>
- Tasselli, S., Marziali, L., Guzzella, L., Valsecchi, L., Palumbo, M. T., Salerno, F., & Copetti, D. (2025). Impact of wastewater treatment plant discharge on water quality of a heavily urbanized river in Milan metropolitan area: Traditional and emerging contaminant analysis. *Water*, 17(22), 3276. <https://doi.org/10.3390/w17223276>
- Universidad Nacional. (s. f.). *Manual de plaguicidas de Centroamérica*. <http://www.plaguicidasdecentroamerica.una.ac.cr>
- van Vliet, M. T. H., & Thorslund, J. (2023). Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4, 687–700. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3>
- Xu, M., Xie, Z., He, Y., Chen, J., Chen, J., Zheng, X., & Huang, Q. (2022). Impacts of land use change on river water quality in the Chaobai River basin, China. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 858822. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.858822>
- Zhang, X., Yu, B., Xin, Z., Cong, M., & Zhang, C. (2025). Spatial–temporal variations of river water quality under human-induced land use changes in large river basins. *Scientific Reports*, 15, 36955. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-20876-z>

