

DOI: 10.24850/j-tyca-aop-10

Artículos

**Evaluación hidroambiental integrada de una
microcuenca andina mediante CWQI, ACP y SIG**
**Integrated hydroenvironmental assessment of an
Andean microbasin using CWQI, PCA, and GIS**

Edgar Uquillas-Romo¹, <https://orcid.org/0009-0008-3262-6311>

Andrés Beltrán-Dávalos², <https://orcid.org/0000-0001-6005-8915>

Luis Patiño-Pomavilla³, <https://orcid.org/0009-0006-0774-7029>

¹Grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas (GISOCH) / Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, edgar.uquillas@epoch.edu.ec

²Grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas (GISOCH) / Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, andres.beltran@epoch.edu.ec

³Grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas (GISOCH) / Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, luis.patinio@epoch.edu.ec

Autor para correspondencia: Edgar Uquillas,
edgar.uquillas@epoch.edu.ec



Resumen

Las cuencas andinas enfrentan crecientes presiones hidroambientales urbanas, agrícolas e industriales. La microcuenca del río Pachanlica (MCP) en Ecuador es un caso representativo regional, en la que se evaluó la calidad del agua superficial mediante el índice canadiense de calidad del agua (CWQI) para uso agrícola en diez puntos de monitoreo (PM) durante los periodos hidrológicos de estiaje y lluvia. Se analizaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, incluidos pH, conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), cloruros (Cl^-), NO_3^- , demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), coliformes fecales (CF) y metales traza (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn), mediante análisis de componentes principales (ACP) y evaluación multicriterio en sistemas de información geográfica (SIG). En estiaje se registraron concentraciones elevadas de CF, CE y SDT por la baja capacidad de dilución del sistema fluvial. En época lluviosa, aunque los parámetros convencionales mejoraron, el Fe y Mn superaron los criterios de calidad (CCA) en la mayoría de los puntos, mientras el Cr y Cd destacaron en la zona baja. La integración de metales en el CWQI redujo el índice a categorías marginales (61) y pobres (44), evidenciando el efecto de metales persistentes. El ACP identificó dos gradientes de variabilidad: un eje microbiológico-fisicoquímico asociado a descargas domésticas y otro metálico relacionado con procesos geogénicos y presiones industriales (curtiembres y textiles). Los patrones espaciales confirman que la zona baja concentra la mayor vulnerabilidad. Estos resultados fundamentan la gestión integrada del recurso hídrico (GIRH) en cuencas andinas bajo presiones múltiples.

Palabras clave: Calidad del agua, Contaminación del agua, Gestión de los recursos hídricos, Sistema de información geográfica, Análisis multivariado, Cuenca, Ecuador.



Abstract

Andean watersheds face increasing urban, agricultural, and industrial hydroenvironmental pressures. The Pachanlica River microwatershed (PRM) in Ecuador is a representative regional case study, in which surface water quality was assessed using the Canadian Water Quality Index (CWQI) for agricultural use at ten monitoring points (MP) during the low-flow and rainy seasons. Physicochemical and microbiological parameters were analyzed, including pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), chlorides (Cl^-), NO_3^- , biochemical oxygen demand (BOD_5), fecal coliforms (FC), and trace metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn) were analyzed using principal component analysis (PCA) and multi-criteria evaluation in geographic information systems (GIS). During low water flow, high concentrations of FC, EC, and TDS were recorded due to the low dilution capacity of the river system. During the rainy season, although conventional parameters improved, Fe and Mn exceeded quality criteria (QCC) at most points, while Cr and Cd stood out in the lower zone. The integration of metals into the CWQI reduced the index to marginal (61) and poor (44) categories, highlighting the effect of persistent metals. PCA identified two gradients of variability: a microbiological-physicochemical axis associated with domestic discharges and a metallic axis related to geogenic processes and industrial pressures (tanneries and textiles). Spatial patterns confirm that the lower zone is the most vulnerable. These results support integrated water resource management (IWRM) in Andean basins under multiple pressures.

Keywords: Water quality, Water pollution, Water resources management, Geographical information systems, Multivariate analysis, Basins, Ecuador.



Recibido: 16/12/2025

Aceptado: 19/03/2026

Publicado *ahead of print*: 13/04/2026

1. Introducción

El agua es un recurso esencial para el bienestar humano y el funcionamiento de los ecosistemas, con su origen asociado a ríos, lagos, glaciares, acuíferos y precipitación (Tyagi et al., 2020). Además de su importancia para el consumo, sustenta actividades productivas como la agricultura, ganadería e industria. En países en desarrollo, su calidad se ve comprometida por descargas urbanas, industriales y agrícolas que superan la capacidad de autodepuración de los ríos, especialmente en tramos medios y bajos, generando riesgos sanitarios (Farzadkia et al., 2015; Guzmán-Colis et al., 2011).

Tradicionalmente, los monitoreos de calidad del agua se comunicaron mediante reportes técnicos dirigidos principalmente a especialistas, lo cual dificultó su apropiación social debido a la complejidad técnica y la fragmentación de los datos (Swain, 2024). En respuesta a esta necesidad de simplificación, surgieron índices integrados que transforman información fisicoquímica y microbiológica en métricas sintéticas capaces de comunicar el estado ecológico del agua de manera clara y comparable (Devetac et al., 2025).

Cada cuerpo hídrico requiere niveles de protección diferenciados según su carga contaminante y características ecológicas. La identificación de fuentes puntuales y difusas constituye un paso crítico para el cálculo de índices integrados (Swain, 2024). *El Water Quality*



Index (WQI) original fue pionero en sintetizar múltiples parámetros en un valor adimensional, no obstante, su rigidez metodológica limitó su aplicación en ecosistemas heterogéneos (Lumb et al., 2011). A diferencia del índice clásico de Brown, la propuesta del Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) integra el alcance, frecuencia y amplitud de los incumplimientos normativos, otorgándole mayor sensibilidad (Panagopoulos et al., 2022).

Si bien diversos estudios en cuencas andinas han aplicado índices de calidad del agua, análisis multivariado con sistemas de información geográfica (SIG) de manera independiente, son escasas las investigaciones que integran de forma simultánea el índice de calidad del agua canadiense (CWQI, por sus siglas en inglés), el análisis de componentes principales (ACP) y el SIG con una salida operativa priorizando los tramos críticos para la gestión (Farzadkia et al., 2015).

En este contexto, la microcuenca del río Pachanlica (MCP), en la provincia de Tungurahua, constituye un sistema estratégico para el abastecimiento agrícola y la actividad económica. No obstante, la intensificación agrícola, el crecimiento urbano y la presencia industrial, han provocado una degradación progresiva de la calidad del agua, comprometiendo su uso para consumo humano y riego, y poniendo en riesgo la seguridad hídrica local por la presencia de metales traza como Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn. Esta situación es representativa de muchos sistemas andinos, donde la presión humana supera la capacidad natural de resiliencia (Drenkhan & Castro-Salvador, 2023).

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua en la MCP mediante el índice CWQI a partir de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos medidos en dos épocas hidrológicas contrastantes. El CWQI se integró con ACP y modelación espacial en SIG para identificar

parámetros dominantes, relacionar los sitios de monitoreo con sus fuentes potenciales de aporte y priorizar sectores críticos de la MCP. Este enfoque aporta evidencia para la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) y contribuye al ODS 6 sobre agua limpia y saneamiento.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

La MCP ubicada en la región andina de la provincia de Tungurahua (Ecuador), nace en las estribaciones de los volcanes Carihuairazo, Chimborazo y nudo Igualata. El cauce principal inicia en las coordenadas $1^{\circ}14'8''$ S y $78^{\circ}32'57''$ W y desemboca en el río Ambato en $1^{\circ}27'1''$ S y $78^{\circ}44'52''$ W, recorriendo 43.29 km (Figura 1). Su red de drenaje integra los ríos Mocha y Quero antes de adoptar el nombre de Pachanlica.

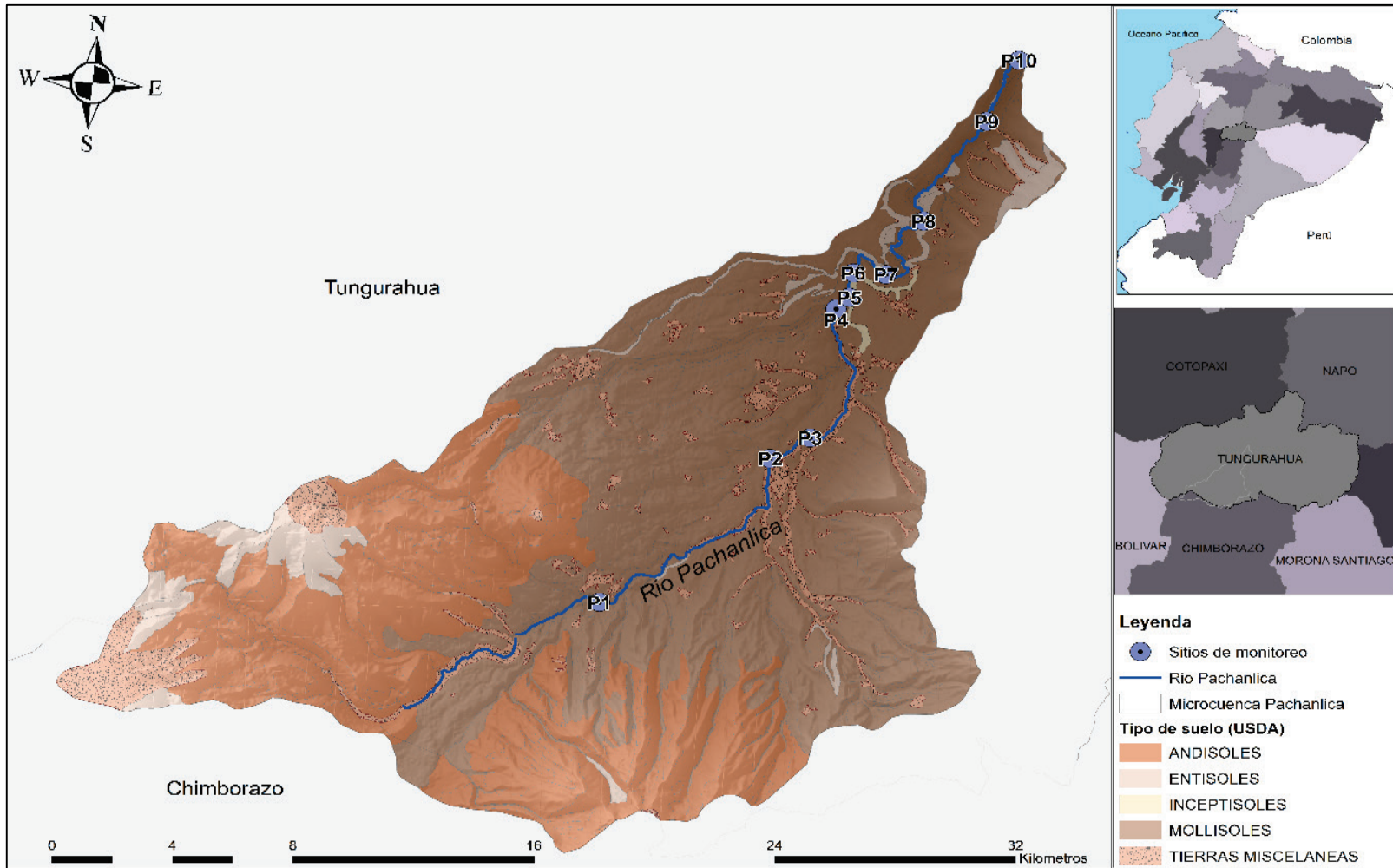


Figura 1. Área de estudio en la MCP.

Las características morfométricas de la MCP incluyen una superficie de 397.60 km², un perímetro de 110.41 km y un cauce principal de 39.20 km de longitud. El gradiente altitudinal oscila desde los 2 200 y 6 200 m.s.n.m, con cobertura vegetal de bosque montano alto y páramo arbustivo (Caranqui & Ortíz, 2021). Litoedáficamente, destaca el predominio de materiales volcánicos (77%), depósitos fluviales (6%) y glaciares (6%). Esta configuración geológica, respaldada por cartografía oficial (Instituto geográfico militar del Ecuador [IGM], 2025), ha

condicionado la formación de suelos tipo Mollisoles (53%) y Andisoles (34%), caracterizados por una avanzada meteorización de minerales primarios (Gaviria et al., 2023).

El clima se define como templado-húmedo andino. Según los promedios multianuales de la estación M0258 (Querochacha - UTA) para el periodo 1994-2013 (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador [INAMHI], 2025), la zona presenta una precipitación media anual de 604 mm, temperatura media de 12.8 °C y evaporación de 1 180.7 mm. El régimen pluviométrico es estacional, con un periodo lluvioso entre febrero y julio y un periodo de estiaje entre agosto a enero (Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua [HGPT], 2019).

El río Pachanlica recibe descargas de aguas residuales domésticas provenientes de los cantones Mocha, Quero, Cevallos, Ambato, Tisaleo y Pelileo, cuyos centros poblados suman más de 71 266 habitantes (Instituto Nacional de Estadística y Censos del Ecuador [INEC], 2022). Así mismo, recibe vertidos industriales de los rubros de curtiembre, alimentos, plásticos y textiles (Silva & Salinas Morales, 2022).

2.2. Recolección y análisis de las muestras

Los puntos de monitoreo (PM) se seleccionaron considerando cinco criterios principales: accesibilidad, fuentes de contaminación, rasgos geomorfológicos e hidrológicos y factibilidad operativa. La identificación se realizó mediante visitas técnicas y análisis cartográfico en SIG. Se establecieron diez PM distribuidos en la zona media (3) y zona baja (7) a lo largo del cauce principal (Tabla 1).

Tabla 1. Coordenadas y zona de los PM en la MCP.

PM	Coordenadas	Altitud (msnm)	Ubicación	Zona
1	1°22'27" S 78°36'42" W	2 901	Cevallos-Quero	Media
2	1°21'59" S 78°36'01" W	2 809	Cevallos-Quero	Media
3	1°20'27" S 78°35'28" W	2 684	Cevallos-Benítez	Media
4	1°19'24" S 78°35'47" W	2 651	Totoras-Salasaca	Baja
5	1°19'08" S 78°35'34" W	2 623	Totoras-Salasaca	Baja
6	1°18'39" S 78°35'32" W	2 610	Picaihua-Salasaca	Baja
7	1°18'38" S 78°34'57" W	2 571	Picaihua-Salasaca	Baja
8	1°17'31" S 78°34'22" W	2 485	Picaihua-El Rosario	Baja
9	1°15'27" S 78°33'25" W	2 348	Picaihua-Chiquicha	Baja
10	1°14'11" S 78°32'57" W	2 265	Picaihua-Chiquicha	Baja

Nota. Las coordenadas están expresadas en grados, minutos y segundos (GMS).

Las campañas de monitoreo se realizaron en noviembre de 2024 (estiaje) y abril de 2025 (época lluviosa), periodos representativos de la estacionalidad hidrológica de la MCP (INAMHI, 2025). El muestreo, preservación y transporte de agua superficial cumplió con la norma técnica nacional NTE INEN 5667-1 relativa a técnicas de muestreo y preservación de aguas superficiales (Instituto Ecuatoriano de Normalización [INEN], (2022). Las muestras puntuales fueron recolectadas en el cauce principal a una profundidad de 0.30 m, evitando zonas de remanso o interferencias laterales.

Los parámetros para el cálculo del CWQI incluyeron: pH, coliformes fecales (CF), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), cloruros (Cl⁻), NO₃⁻ y demanda biológica de oxígeno (DBO₅), seleccionados según los criterios de calidad ambiental (CCA) para agua

de riego de la normativa ecuatoriana. Se integraron metales traza (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn y Zn) acorde a los CCA y la presión antrópica identificada. El muestreo de metales se priorizó en época lluviosa para maximizar la detección de contaminantes movilizados por escorrentía superficial y lixiviación de efluentes industriales. Las mediciones *in situ* de pH, SDT y CE se efectuaron con un multiparámetro HANNA HI98199, mientras que el caudal (Q) se determinó mediante el método área-velocidad con una sonda Global Water FP11.

Los análisis de laboratorio se realizaron conforme al *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2017). Los NO_3^- se determinaron por espectrofotometría visible mediante reducción de cadmio en un equipo HACH DR3900. Los Cl^- se cuantificaron mediante el método colorimétrico con tiocianato de mercurio. La DBO_5 se midió por técnica respirométrica con un sistema HACH DBO Trak II, mientras que los CF se determinaron mediante la técnica de número más probable (NMP).

Para el análisis de metales traza, las muestras se acidificaron con HNO_3 suprapuro hasta un $\text{pH} < 2$ y se sometieron a digestión ácida aplicando el método 3030-F (APHA/AWWA/WEF, 2017). La matriz se concentró de 1 000 a 50 ml para incrementar la sensibilidad del análisis. La cuantificación se realizó por espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS) en un equipo Thermo Scientific iCE 3500, empleando estándares certificados de Merck/Supelco.

Los límites de detección (LD) obtenidos en mg/l fueron: Cd (0.005), Cu (0.02), Fe (0.05), Mn (0.01), Pb (0.05) y Zn (0.01). El control de aseguramiento de la calidad analítica incluyó blancos de reactivos y análisis por duplicado en cada lote de 10 muestras (10%). La exactitud se validó mediante materiales de referencia certificados (MRC), con

porcentajes de recuperaciones entre 92% y 108%, cumpliendo los criterios de aceptabilidad para agua dulce.

2.3. Cálculo del índice de calidad del agua

El CWQI se calculó según la metodología del CCME (2017), utilizando los CCA del agua para uso agrícola del texto unificado de legislación secundaria del medio ambiente (TULSMA) del Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE, 2018). El índice integra tres factores adimensionales: alcance (F1), frecuencia (F2) y amplitud (F3).

F1 representa el porcentaje de parámetros que incumplieron la normativa al menos una vez, F2 el porcentaje de pruebas fallidas y F3 la magnitud desviación respecto al CCA, estimada mediante el índice de severidad (nse). El valor final se obtuvo mediante la ecuación (1).

$$CWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right) \quad (1)$$

El índice se determinó por PM y por época (estiaje y lluvia), clasificando los resultados acordes a las categorías del CCME (Tabla 2).

Tabla 2. Rangos de referencia para el estado del agua según CWQI.

Clases	Calidad del agua	Rango	Comentario
C5	Excelente	95 - 100	Niveles cercanos a condiciones naturales o prístinas.
C4	Buena	80 - 94	Desviación infrecuente de los niveles deseables.
C3	Regular	65 - 79	Desviación ocasional de los niveles deseables.
C2	Marginal	45 - 64	Desviación frecuente de los niveles deseables.
C1	Pobre	0 - 44	Incumplimiento persistente de los niveles deseables.

Nota. En la tabla se indica los valores del CWQI, tomado y adaptado de CCME (2017).

2.4. Análisis espacial y modelación de vulnerabilidad mediante SIG

El análisis espacial se ejecutó empleando el software ArcGis 10.4, integrando resultados del CWQI en un marco territorial que permitiera identificar sectores críticos desde una perspectiva de GIRH. Se emplearon insumos cartográficos oficiales del IGM (2025): red hídrica, modelo digital de elevación (MDE) de 30 m de resolución, cobertura y uso de suelo, núcleos poblados e industrias georreferenciadas. Todas las capas se estandarizaron al mismo sistema de referencia espacial y se verificó su consistencia geométrica.

A partir de estos insumos, se definieron factores de presión antrópica y condicionantes físicos (Tabla 3): proximidad a industrias, proximidad a núcleos poblados, uso de suelo agrícola y pendiente del terreno. Los factores se reclasificaron en una escala ordinal (1: baja a 5: muy alta). Para el uso del suelo, se aplicó una valoración discreta: valor 5 para áreas agrícolas y 1 para superficies no agrícolas.

Tabla 3. Ponderación y criterios de reclasificación de los factores de vulnerabilidad espacial.

Factor	Peso (%)	Criterio de reclasificación	Escala
Proximidad a industrias contaminantes	30	Distancia euclidiana a polígonos industriales	1 - 5
Proximidad a poblados grandes	25	Distancia a centros poblados grandes	1 - 5
Proximidad a industrias medias	15	Distancia a industrias aisladas	1 - 5
Proximidad a poblados pequeños	10	Distancia a asentamientos rurales	1 - 5
Uso del suelo agrícola	10	Agrícola = 5; No agrícola = 1	Discreta
Pendiente topográfica	10	Reclasificación por rangos de pendiente	1 - 5

Nota. La tabla presenta la normalización de factores de presión en una escala de 1-5.

La ponderación de factores se determinó mediante juicio de expertos y revisión bibliográfica, priorizando las presiones antrópicas sobre los condicionantes físicos, con una suma total normalizada al 100%. El índice de vulnerabilidad espacial (IVE) se calculó mediante combinación lineal ponderada (CLP), generando un modelo continuo reclasificado en cuatro niveles: bajo, medio, alto y muy alto. La robustez del modelo se validó mediante un análisis de sensibilidad con variaciones de $\pm 10\%$ en los pesos, demostrando estabilidad espacial en las clases de vulnerabilidad alta y muy alta.

2.5. Procesamiento de datos

El análisis estadístico descriptivo incluyó el cálculo de valores máximos (max), mínimos (mín), desviación estándar (DE) y coeficiente de variación (CV) para cada parámetro en los diez PM, diferenciando las

épocas de estiaje y lluvia mediante el software XLSTAT (Addinsoft, 2025). Para evaluar diferencias significativas entre épocas, se verificó la normalidad de las diferencias con la prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965). Cuando las diferencias cumplieron el supuesto de normalidad se aplicó t de Student para muestras pareadas, caso contrario se utilizó la prueba no paramétrica de rangos con signo de Wilcoxon (Nahm, 2016).

Posteriormente, se ejecutó un ACP independiente para cada época hidrológica a partir de matrices de correlación estandarizadas. Se retuvieron los componentes con eigenvalores > 1 (Kaiser, 1960). La interpretación factorial se centró en variables con cargas absolutas ≥ 0.60 , priorizando la varianza explicada por los dos primeros ejes (Jolliffe & Cadima, 2016).

3. Resultados

3.1. Índice de calidad del agua

Durante la época de estiaje, los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos mostraron variabilidad espacial entre los diez PM. Mientras el pH se mantuvo dentro de los rangos permitidos, los CF, la CE y los SDT superaron los CCA en 2 de 10 puntos, ambos localizados en la zona baja (PM5 y PM6). Asimismo, la DBO_5 registró incrementos en sitios de menor caudal, indicando mayores cargas orgánicas en este periodo. En contraste, las concentraciones de Cl^- y NO_3^- se mantuvieron por debajo de los límites establecidos para uso agrícola (Tabla 4). El análisis de metales pesados no fue incluido en este periodo, conforme a los criterios expuestos en la metodología.

Tabla 4. Parámetros monitoreados en época de estiaje en la MCP.

Variable	Unidad	PM										CCA
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
pH	u.pH	8.0	7.9	8.3	7.2	7.9	8.0	7.9	8.1	8.3	8.0	6.0-9.0
CF	NMP/100mL	240	210	93	93	2 400*	1 100*	20	21	15	7	≤1 000
CE	dS/m	0.2	0.7	0.4	0.5	1.3*	1.0*	0.7	0.6	0.7	0.6	≤0.7
SDT	mg/L	99	335	183	255	659*	512*	333	321	339	316	≤450
Cl ⁻	meq/L	0.6	1.8	1.1	0.7	3.2	2.7	1.1	1.0	1.0	1.0	≤4.0
NO ₃ ⁻	mg/L	0.7	0.5	2.1	1.4	1.2	1.0	1.0	1.8	2.6	2.9	≤5.0
DBO ₅	mg/L	4	11	16	7	8	7	7	6	9	10	-
Q	m ³ /s	0.7	0.1	0.3	0.8	0.1	0.6	0.7	0.4	1.4	1.5	-

Nota. * valores que exceden los CCA, - no presenta valores de CCA.

En la época de lluvia, los parámetros fisicoquímicos presentaron menor variabilidad espacial. El pH permaneció estable y los NO₃⁻ no registraron excedencias. La DBO₅ mostró valores menores respecto al estiaje, coincidiendo con los mayores caudales registrados.

Respecto a los metales pesados (Tabla 5), el Fe y el Mn superaron los CCA en 10 de 10 puntos, mientras que el Cr presentó excedencias en 8 de 10 PM. El Cd solo sobrepasó el límite en PM8. En contraste, Cu y Zn se mantuvieron dentro de los CCA en todos los sitios, mientras que Pb permaneció por debajo del LD del equipo en 9 de 10 PM.

Tabla 5. Parámetros monitoreados en época de lluvia en la MCP.

Variable	Unidad	Punto de Monitoreo										CCA
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
pH	u.pH	8.2	8.0	7.9	8.0	8.1	8.0	8.2	8.3	8.6	8.5	6.0-9.0
CF	NMP/100mL	11	548	137	165	188	191	322	113	105	122	≤1000
CE	dS/m	0.2	0.1	0.2	0.5	0.6	0.6	0.01	0.6	0.6	0.6	≤0.7
SDT	mg/L	90	74	77	252	307	314	304	294	288	295	≤450
Cl ⁻	meq/L	0.3	0.4	0.6	0.7	1.0	1.1	1.0	0.9	1.0	1.3	≤4.0
NO ₃ ⁻	mg/L	0.6	0.7	0.7	1.3	1.1	1.4	1.3	1.8	2.4	2.3	≤5.0
Cd	mg/L	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.03	0.06*	0.01	0.02	≤0.05
Cr	mg/L	0.1	0.2*	0.1	0.2*	0.2*	0.3*	0.3*	0.3*	0.2*	0.5*	≤0.1
Cu	mg/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.05	0.1	0.1	≤0.2
Fe	mg/L	29.4*	40.8*	33.8*	26.9*	36.9*	35.4*	31.7*	28.1*	40.3*	73.9*	≤5.0
Pb	mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	0.2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	≤5.0
Mn	mg/L	0.9*	1.0*	0.5*	0.5*	0.7*	0.8*	0.7*	0.5*	0.7*	1.4*	≤0.2
Zn	mg/L	0.2	0.7	0.4	0.3	0.2	0.6	0.4	0.3	0.3	0.9	≤2.0
DBO ₅	mg/L	2	1	2	7	10	9	7	5	7	6	-
Q	m ³ /s	2.8	3.1	2.5	1.3	1.6	1.3	1.8	1.3	2.1	5.9	-

Nota. <LD indica valores bajo el límite de detección del método. El valor del LD para Pb fue de 0.05 mg/l; * valores que exceden los CCA, - no presenta valores de CCA.

El análisis comparativo evidenció diferencias significativas entre épocas para CE ($p=0.036$) y SDT ($p=0.002$) mediante la prueba de Wilcoxon para muestras pareadas ($p < 0.05$). En contraste, el pH, CF, Cl⁻, NO₃⁻ y DBO₅ no mostraron variaciones estacionales significativas ($p > 0.05$). La CE y los SDT registraron valores máximos durante el estiaje y

una reducción en la época lluviosa, coincidiendo con el registro de mayores valores de Q en este último periodo (Tablas 4 y 5).

La variación espacial del CWQI se presenta en la Figura 2. Los valores del índice reflejaron la influencia de la carga metálica en la clasificación global. En estiaje, 8 de 10 puntos fueron clasificados como excelentes, mientras que PM6 presentó calidad marginal y PM5 calidad pobre. El valor global del periodo fue marginal (CWQI= 61). En la época de lluvia, el CWQI calculado con parámetros convencionales fue de 100 en los 10 PM. Sin embargo, al incorporar los metales pesados, la clasificación se modificó a 2 puntos con calidad justa, 7 marginal y 1 pobre, con un mínimo de 44 en PM10 y un valor global marginal de 55 para el periodo ampliado (Figuras 3 y 4).

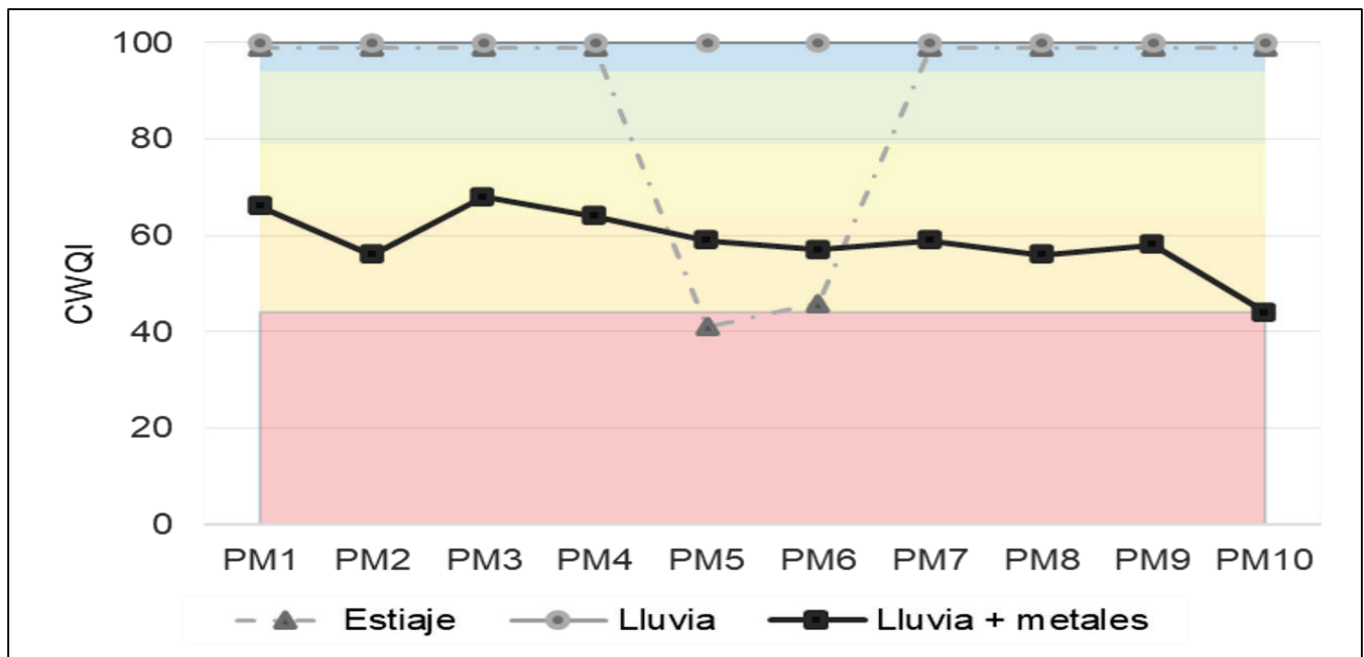


Figura 2. Variación estacional del CWQI en la MCP.

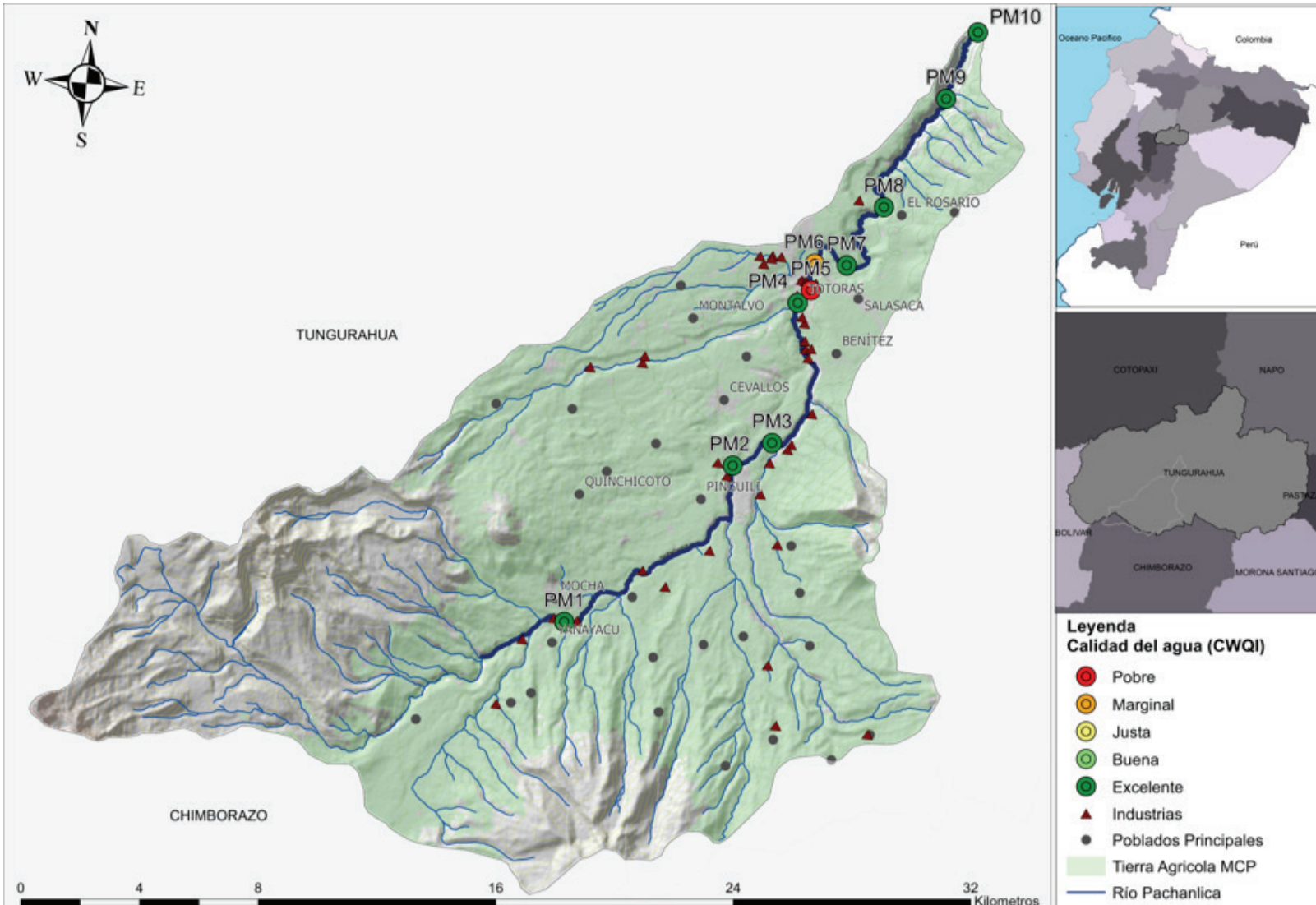


Figura 3. Distribución espacial del CWQI en la MCP durante estiaje.

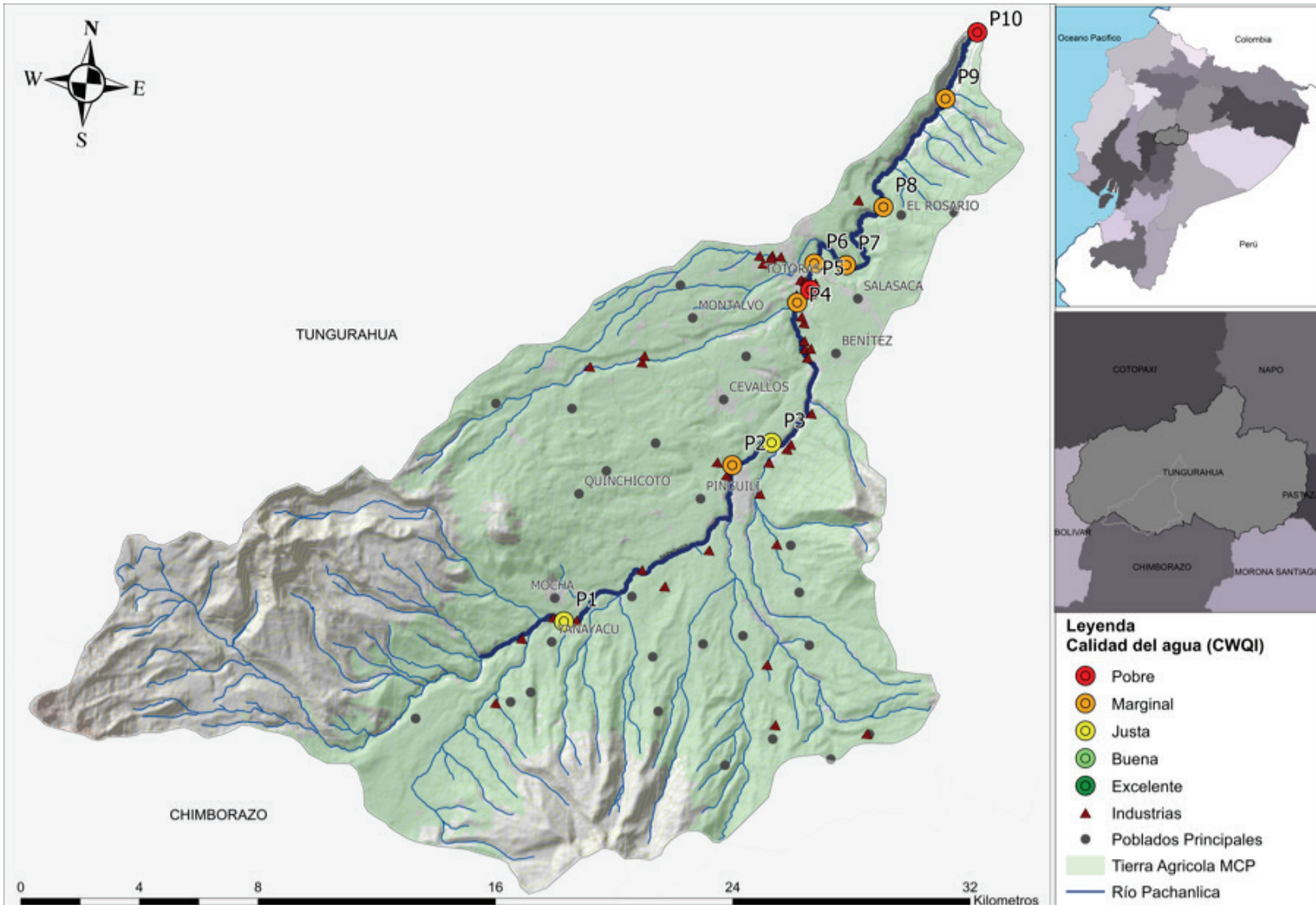


Figura 4. Distribución espacial del CWQI en la MCP durante época lluviosa + metales.

3.2. Análisis espacial y modelación de vulnerabilidad mediante SIG

El modelo de vulnerabilidad hidroambiental mostró una zonificación asociada al gradiente altitudinal de la MCP (Figura 5). La categoría de vulnerabilidad muy alta se localizó exclusivamente en la zona baja

(100%), mientras que la vulnerabilidad alta se distribuyó entre la zona baja (53%) y media (47%). Por su parte, la vulnerabilidad moderada se concentró mayoritariamente en la zona media (84%) y la vulnerabilidad baja se situó predominantemente en la zona alta de la MCP (87%).

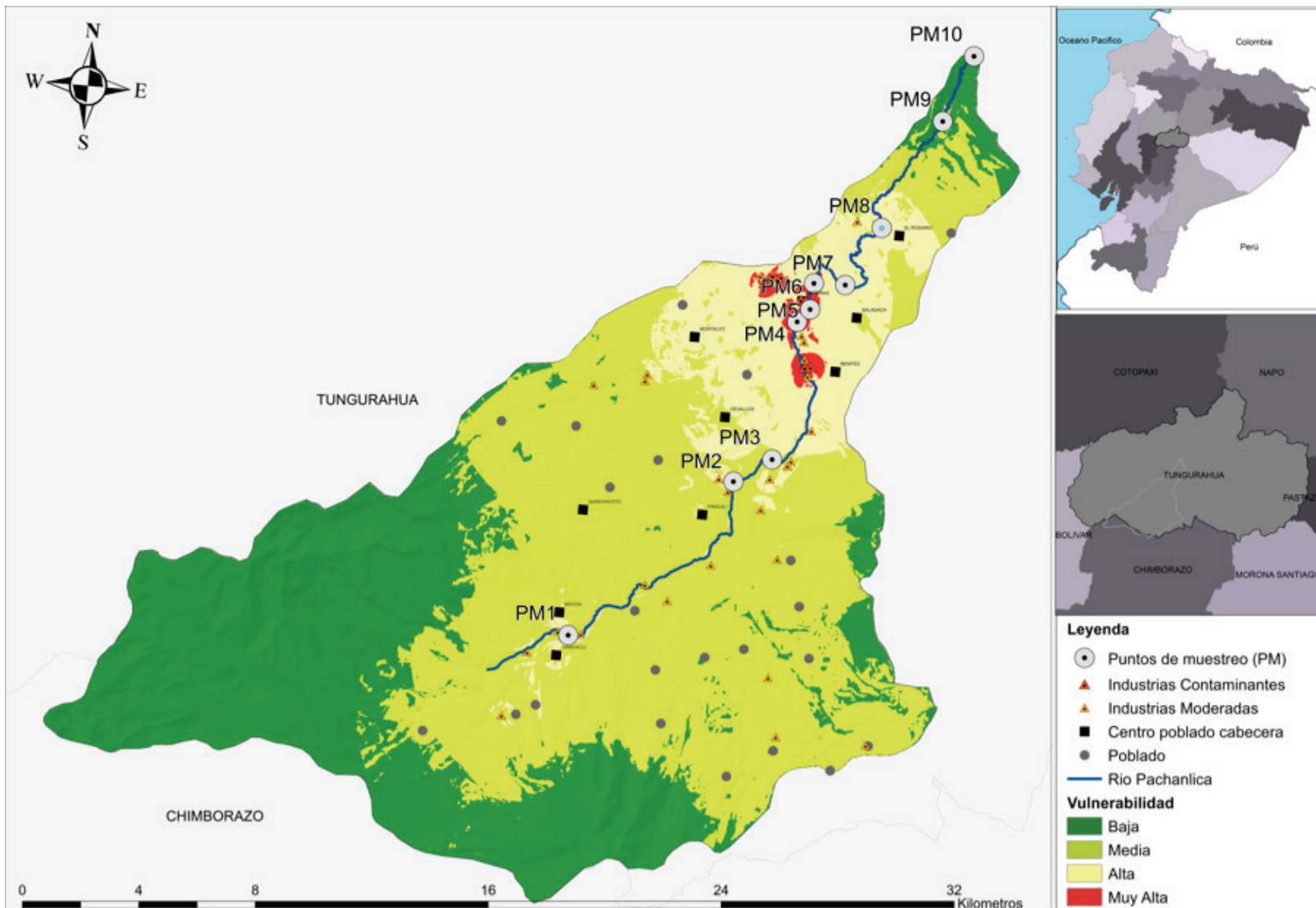


Figura 5. Vulnerabilidad hidroambiental modelado con SIG en la MCP.

La integración de la vulnerabilidad con el CWQI permitió identificar la presión dominante por sitio de monitoreo (Tabla 6). Los puntos PM4, PM5 y PM6 (zona baja), bajo presiones de origen industrial, coincidieron con niveles de vulnerabilidad alta a muy alta y registraron los valores mínimos de CWQI. En contraste, los puntos PM1, PM2 y PM3 (zona media) presentaron vulnerabilidad media y una calidad entre excelente y justa, bajo presiones urbanas y agrícolas. Finalmente, en el cierre de la MCP (PM9 y PM10), se observó vulnerabilidad baja y presión dominante natural, aunque con una disminución del CWQI durante la época de lluvia incorporando metales.

Tabla 6. Relación entre vulnerabilidad hidroambiental, calidad del agua (CWQI) y presión dominante en los PM de la MCP.

PM	Zona	Vulnerabilidad	CWQI Estiaje	CWQI Lluvia + metales	Presión Dominante
PM1	Media	Media	Excelente	Justa	Urbana
PM2	Media	Media	Excelente	Marginal	Agrícola
PM3	Media	Media	Excelente	Justa	Agrícola
PM4	Baja	Muy alta	Excelente	Marginal	Industrial
PM5	Baja	Muy alta	Pobre	Pobre	Industrial
PM6	Baja	Alta	Marginal	Marginal	Industrial
PM7	Baja	Alta	Excelente	Marginal	Agrícola
PM8	Baja	Alta	Excelente	Marginal	Agrícola
PM9	Baja	Baja	Excelente	Marginal	Natural
PM10	Baja	Baja	Excelente	Pobre	Natural

3.3. Procesamiento de datos

El análisis estadístico descriptivo permitió caracterizar la variabilidad de los parámetros fisicoquímicos, químicos y microbiológicos en ambas épocas de estudio (Tabla 7). La mayor dispersión se registró durante el estiaje, particularmente en los CF y algunos parámetros iónicos, reflejando una mayor heterogeneidad en condiciones de bajo caudal. Durante la época de lluvia, se observó una reducción en los valores medios y en la dispersión relativa, con excepción de metales como Cd (CV=86.8%) y el Zn (CV=53.8%), que mantuvieron una alta variabilidad.

Tabla 7. Síntesis estadística de parámetros de calidad del agua en la MCP.

Parámetros		Estiaje	Lluvia
pH	Max	8.3	8.6
	Min	7.2	7.9
	Media	8.0±0.10	8.2±0.08
	DE	0.31	0.23
	CV (%)	3.85	2.81
CF	Max	2 400	548
	Min	7	11
	Media	420±243.29	190±47.0
	DE	769.34	148.64
	CV (%)	183.22	78.23

Parámetros		Estiaje	Lluvia
CE	Max	1.3	0.6
	Min	0.2	0.01
	Media	0.7±0.10	0.4±0.08
	DE	0.31	0.24
	CV (%)	45.62	61.18
SDT	Max	659	314
	Min	99	74
	Media	335±49.67	230±32.99
	DE	157.09	104.34
	CV (%)	46.86	45.46
Cl-	Max	3.2	1.3
	Min	0.6	0.3
	Media	1.4±0.28	0.8±0.10
	DE	0.87	0.32
	CV (%)	61.55	38.54
NO3-	Max	2.9	2.4
	Min	0.5	0.6
	Media	1.5±0.26	1.4±0.20
	DE	0.81	0.64
	CV (%)	53.07	47.04
DBO5	Max	16.00	10.00
	Min	4.00	1.00
	Media	8.50±1.05	5.60±0.97
	DE	3.31	3.06
	CV (%)	38.92	54.68

Parámetros		Estiaje	Lluvia
Cd	Max	-	0.060
	Min	-	0.004
	Media	-	0.019±0.005
	DE	-	0.017
	CV (%)	-	86.81
Cr	Max	-	0.5
	Min	-	0.1
	Media	-	0.2±0.04
	DE	-	0.12
	CV (%)	-	48.91
Cu	Max	-	0.10
	Min	-	0.005
	Media	-	0.09±0.010
	DE	-	0.030
	CV (%)	-	33.20
Fe	Max	-	73.9
	Min	-	26.9
	Media	-	37.7±4.30
	DE	-	13.59
	CV (%)	-	36.02
Mn	Max	-	1.4
	Min	-	0.5
	Media	-	0.8±0.09
	DE	-	0.28
	CV (%)	-	36.24

Parámetros		Estiaje	Lluvia
Zn	Max	-	0.9
	Min	-	0.2
	Media	-	0.4±0.07
	DE	-	0.23
	CV (%)	-	53.76
Q	Max	1.50	5.90
	Min	0.10	1.30
	Media	0.66±0.15	2.37±0.44
	DE	0.48	1.40
	CV (%)	73.26	59.04

Nota. Los valores no presentados se indican con un guion (-).

En la época de estiaje, el ACP identificó dos componentes que explicaron el 73.71% de la varianza total (CP1= 53.89 % y CP2= 19.82 %). El primer componente (CP1) estuvo dominado por CF, CE, SDT y Cl⁻, con cargas positivas ≥ 0.92 , mientras que el CWQI presentó una carga negativa de -0.94. El segundo componente (CP2) se asoció principalmente con NO₃⁻, pH y DBO₅, con cargas positivas ≥ 0.60 (Figura 6).

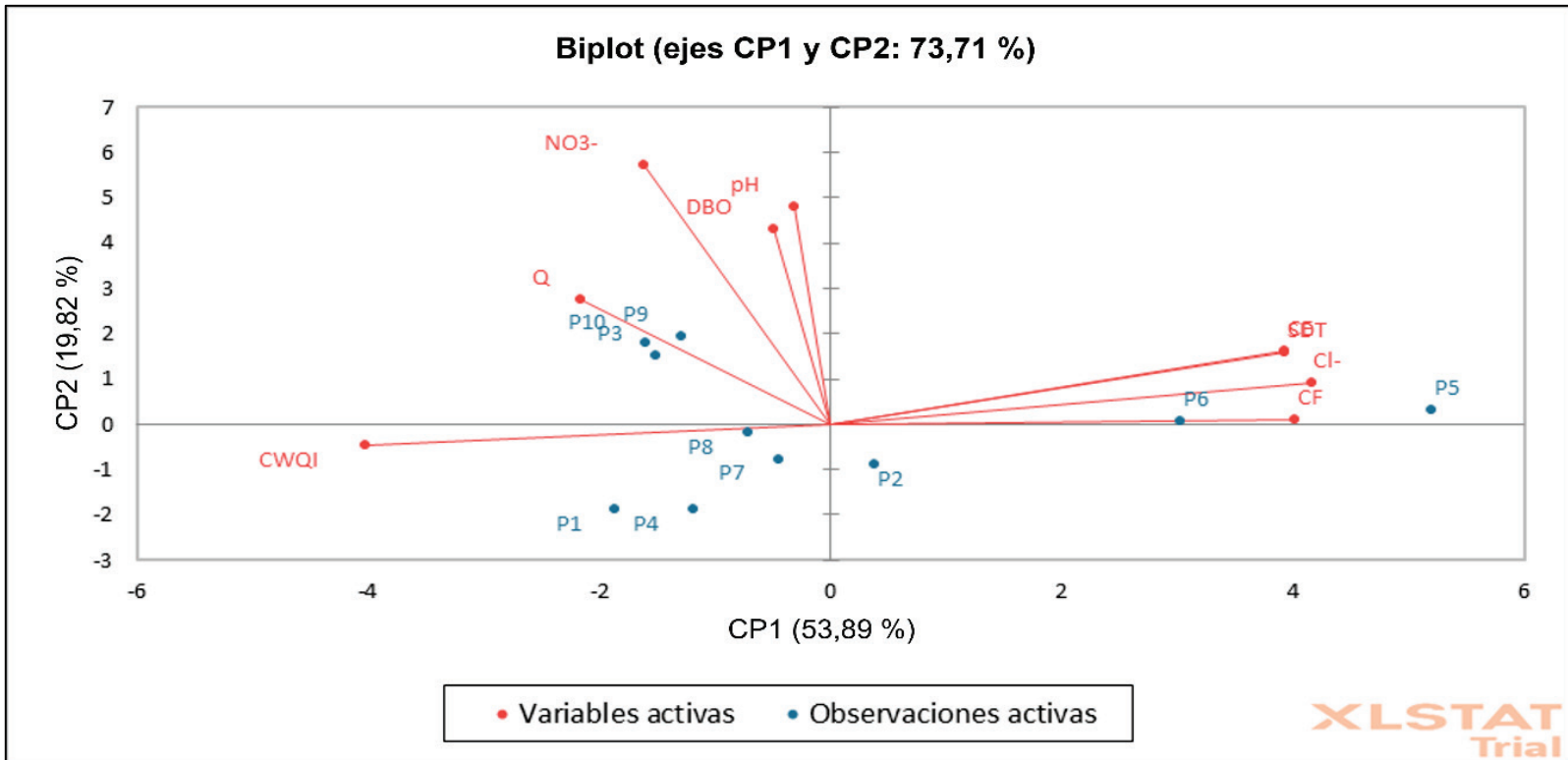


Figura 6. Biplot del ACP para la época de estiaje en la MCP.

Durante la época de lluvia, los dos primeros componentes concentraron el 73.56 % de la varianza total (CP1 44.30 % y CP2 29.26 %). El CP1 se caracterizó por cargas negativas elevadas en los metales Cr, Fe, Mn y Zn, en contraste con la carga positiva del CWQI (0.96), además de aportes moderados de NO_3^- y Q. El CP2 integró variables fisicoquímicas como DBO_5 , CE y SDT con cargas positivas (Figura 7).

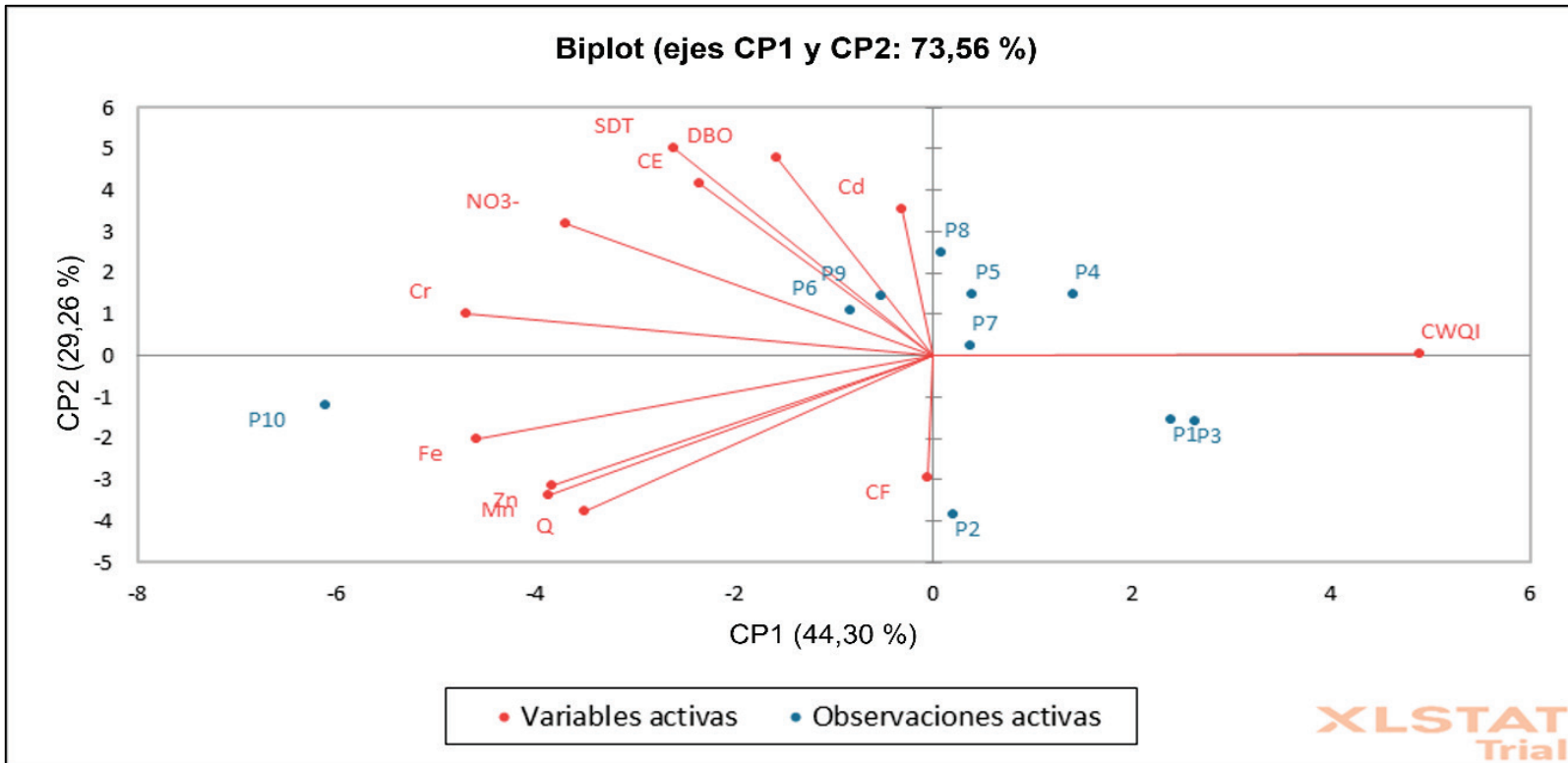


Figura 7. Biplot del ACP para la época de lluvia en la MCP.

4. Discusión

4.1. Índice de calidad del agua

La calidad del agua en la MCP evidenció dependencia de la estacionalidad hidrológica, sintetizada por el CWQI. Durante el periodo de estiaje, la degradación de la calidad del agua registrada se vinculó a la reducción de caudal y a la limitada capacidad de dilución de contaminantes, comportamiento consistente con lo reportado por la World Health Organization (WHO, 2025) para ríos urbanos de alta vulnerabilidad.

Durante este periodo, el deterioro observado en los puntos PM5 y PM6 se explicó por su localización en tramos donde convergen descargas

domésticas e industriales, alta densidad poblacional aguas arriba y uso intensivo del cauce para riego. Estas condiciones amplificaron las cargas orgánicas y salinas, incrementando las concentraciones de CF, CE y SDT, superando la capacidad de autodepuración del sistema, patrón recurrente en cuencas andinas con presiones antrópicas similares (Uribe L. et al., 2023; Villamarin et al., 2014).

En contraste, durante la época de lluvia se observó una mejora general de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, atribuible al efecto de dilución documentado en sistemas lóticos de alta montaña (Santamaría-Zárate et al., 2021). Este comportamiento estacional fue consistente con el análisis estadístico aplicado, donde las diferencias entre periodos resultaron significativas para parámetros asociados a la mineralización del agua, particularmente CE y SDT ($p < 0.05$), evidenciando el control del régimen hidrológico sobre la concentración de solutos en la MCP (Nahm, 2016).

Sin embargo, este comportamiento no implica una recuperación real del sistema fluvial, sino una mejora aparente asociada exclusivamente a los parámetros convencionales. Al incorporar los metales pesados, el índice CWQI reveló condiciones marginales persistentes, debido a que el Cr, Fe y Mn superaron los CCA en la mayoría de los PM, incluso bajo condiciones de mayor caudal. La caída del índice refleja la lógica del CWQI, que penaliza simultáneamente el alcance, la frecuencia y la magnitud de los incumplimientos, por lo que pocos de parámetros con excedencias sistemáticas dominan el índice (CCME, 2017; Swain, 2024).

La persistencia espacial de Fe y Mn, incluso en sectores de vulnerabilidad moderada, sugiere una contribución geogénica asociada al predominio de materiales volcánicos y suelos andosólicos en la MCP (Custodio et al., 2020; Villamarin et al., 2014). La intensa meteorización

de estos materiales favorece la liberación y movilización de cationes metálicos hacia los sistemas fluviales, fenómeno ampliamente documentado en cuencas andinas dominadas por litologías volcánicas y procesos de erosión asociados a pendientes pronunciadas (Drenkhan & Castro-Salvador, 2023; Gaviria et al., 2023). En contraste, la presencia de Cr en la zona baja es compatible con presiones antrópicas puntuales, particularmente descargas industriales asociadas a curtiembres, agroindustria e industria textil, reconocidas como fuentes potenciales de contaminación metálica y orgánica en sistemas fluviales de países en desarrollo (Cabello-Torres et al., 2022; Silva & Salinas Morales, 2022).

Un hallazgo relevante fue la detección de Cd en el PM8, con concentraciones superiores al CCA para uso agrícola. Esta señal constituye un indicador de alerta temprana que justifica priorizar el monitoreo y control por riesgo sanitario y agro productivo, dada la toxicidad y capacidad de acumulación de este metal en suelos y cultivos irrigados (Custodio et al., 2020; WHO, 2025). Esta excedencia contribuye a explicar la baja clasificación del CWQI en dicho punto, diferenciándolo de otros sitios con deterioro dominado por parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. En contraste, el deterioro observado en los puntos PM2 y PM10 se asocia principalmente a presiones difusas de origen doméstico y agrícola, patrón característico de cuencas andinas con uso intensivo del suelo (Ruiz-Ordóñez et al., 2023; Uribe L. et al., 2023).

El ACP confirmó esta diferenciación espacial al identificar dos ejes dominantes de variabilidad ambiental. En estiaje, el primer componente se asoció principalmente con SDT, Cl⁻ y CF, reflejando la influencia de descargas domésticas y urbanas sobre la mineralización del agua. (Gil-Marín & González C., 2020). El segundo componente se relacionó con variables como NO₃⁻, DBO₅ y pH, indicando procesos asociados a aportes

orgánicos y dinámica biogeoquímica del sistema (Osorto Nuñez et al., 2023). Durante la época lluviosa, la estructura del ACP evidenció un eje metálico dominado por Fe, Mn, Zn y Cr, lo que sugiere una combinación de aportes geogénicos derivados de la meteorización volcánica (Gaviria et al., 2023; Villamarin et al., 2014) y presiones antrópicas industriales en la cuenca (Silva & Salinas Morales, 2022). Esta separación entre presiones fisicoquímicas y metálicas concuerda con lo observado en otras cuencas andinas sometidas a múltiples fuentes de contaminación (Armijos-Arcos et al., 2025; Dominguez Franco et al., 2021).

4.2. Análisis espacial y modelación de vulnerabilidad mediante SIG

La integración del CWQI con el análisis espacial SIG permitió trascender la interpretación puntual y estacional de la calidad del agua, incorporando una dimensión territorial clave para la GIRH. Este enfoque concuerda con marcos metodológicos donde la representación espacial de índices sintéticos facilita identificar gradientes de presión y sectores prioritarios de intervención, más allá de variabilidad temporal de los parámetros individuales (Farzadkia et al., 2015; Panagopoulos et al., 2022).

La coincidencia espacial entre valores de CWQI clasificados como pobres y marginales y las categorías de vulnerabilidad alta y muy alta en la zona baja de la MCP, particularmente en los puntos PM5 y PM6 evidencia la existencia de un núcleo de degradación hidroambiental persistente (Villamarin et al., 2014). Este patrón ha sido descrito en cuencas andinas donde la superposición de actividad urbana e industrial generan focos críticos de contaminación que no logran ser atenuados por la dilución hidrológica estacional (Ruiz-Ordóñez et al., 2023; Uribe L. et

al., 2023). La coincidencia entre los valores bajos del índice y las categorías de vulnerabilidad confirma que el modelo SIG no constituye únicamente una herramienta cartográfica, sino un instrumento analítico para la jerarquización territorial del riesgo hidroambiental (Chidiac et al., 2023; Panagopoulos et al., 2022).

En contraste, la clasificación de los puntos PM9 y PM10 con presión dominante natural y baja vulnerabilidad, pese a registrar valores marginales y pobres de CWQI durante la época de lluvia al incorporar metales, refleja el comportamiento típico de tramos receptores en cuencas andinas. En estos sectores, la intensificación de Fe y Mn responde a aportes geogénicos y a procesos de remoción y redistribución de sedimentos durante eventos de mayor caudal, aun en ausencia de presiones antrópicas locales directas, fenómeno ampliamente documentado en sistemas de alta energía hidrológica (Drenkhan & Castro-Salvador, 2023; Garate-Quispe et al., 2025).

Desde una perspectiva de la GIRH, la diferenciación espacial de presiones, desde aportes geogénicos dominantes en las secciones superiores hasta vertidos industriales persistentes en la zona baja, refuerza la necesidad de estrategias de monitoreo y control diferenciadas, evitando enfoques homogéneos que podrían resultar ineficientes (Armijos-Arcos et al., 2025; Custodio et al., 2020). En este sentido, el análisis espacial permitió traducir el CWQI en criterios territoriales concretos, alineados con el enfoque adaptativo de la gestión hídrica.

Finalmente, los patrones espaciales observados confirman que la degradación de la calidad del agua en la MCP responde a la superposición de presiones persistentes y a su expresión territorial, concentrándose en la zona baja de la microcuenca. Estos resultados respaldan un monitoreo periódico focalizado, estructurado como un sistema jerarquizado de

seguimiento ambiental que priorice los sectores de mayor vulnerabilidad y fortalezca una vigilancia preventiva aguas arriba, en concordancia con el enfoque adaptativo promovido por el CCME (2017) y metas del ODS 6.

5. Conclusiones

El análisis de la calidad de agua en la MCP evidenció que la degradación hidroambiental responde a un proceso acumulativo donde interactúan presiones naturales y antrópicas. La estacionalidad hidrológica afectó principalmente los parámetros convencionales CF, CE y SDT, cuyos valores disminuyeron durante la época de lluvia por el aumento del caudal y el efecto dilución. No obstante, esta mejora estacional no implicó una recuperación real del sistema, ya que la incorporación de metales pesados en el cálculo del CWQI reveló condiciones marginales persistentes.

Las concentraciones elevadas de Fe y Mn se relacionan principalmente con aportes geogénicos derivados de la meteorización y movilización natural de metales desde la litología volcánica predominante en la MCP. En contraste, los valores elevados de Cr y la detección puntual de Cd en la zona baja se asocian con fuentes antrópicas vinculadas a actividades industriales de curtiembre, agroindustria e industria textil. La coincidencia espacial entre estos aportes y los valores más bajos del CWQI en los puntos PM5, PM6 y PM8 confirma que la zona baja, particularmente el sector de Totoras concentra las mayores presiones hidroambientales en la MCP.

La integración del CWQI con el ACP y la modelación espacial en SIG permitió identificar parámetros dominantes, asociar los sitios de monitoreo con sus fuentes potenciales de aporte y priorizar sectores críticos de la MCP. Estos hallazgos aportan una base científica para

priorizar estrategias de monitoreo y gestión del agua en cuencas andinas bajo múltiples presiones hidroambientales.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen al grupo de investigación para la sostenibilidad de cuencas hidrográficas (GISOCH) y a la Escuela superior politécnica de Chimborazo (ESPOCH) por todo el apoyo brindado para el desarrollo de la presente investigación.

7. Referencias

- Addinsoft. (2025). *XLSTAT statistical and data analysis solution* (Versión 2025) [Software]. <https://www.xlstat.com>
- American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association. <https://www.standardmethods.org/SOP>
- Armijos-Arcos, F., Salazar, C., Beltrán-Dávalos, A. A., Kurbatova, A. I., & Savenkova, E. V. (2025). Assessment of water quality and ecological integrity in an Ecuadorian Andean watershed. *Sustainability*, 17(8), 3684. <https://doi.org/10.3390/su17083684>
- Cabello-Torres, R. J., Flores del Pino, L., del Pilar Salcedo, M., Alegría-Arnedo, M. C., Rodríguez-Rodríguez, M., & Valdiviezo-Gonzales, L. (2022). Cinética de descontaminación de aguas de curtiembre utilizando biofloculantes. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(6), 1–55. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-13-06-01>

- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2017). *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME water quality index, user's manual*.
<https://ccme.ca/en/res/wqimanualen.pdf>
- Caranqui, J., & Ortíz, M. (2021). Diversity and floristic composition in the analogous vegetation of Indiviso, Baquerizo Moreno, Tungurahua. *ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M.*, 1(4), 1120–1128. <https://doi.org/10.18502/espoch.v1i4.9503>
- Chidiac, S., El Najjar, P., Ouaini, N., El Rayess, Y., & El Azzi, D. (2023). A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(2), 349–395. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>
- Custodio, M., Cuadrado, W., Peñaloza, R., Montalvo, R., Ochoa, S., & Quispe, J. (2020). Human risk from exposure to heavy metals and arsenic in water from rivers with mining influence in the Central Andes of Peru. *Water*, 12(7), 1946. <https://doi.org/10.3390/w12071946>
- Devetac, I. L., Diaz, B. G., Acuña, A., Quiroga, J. J., & Bertoni, O. (2025). Análisis comparativo de índices de calidad de agua (ICA) aplicados en la región hidrográfica del Río Gallegos (Patagonia Austral, Argentina). *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 17(1), 91–120. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v17.n1.1170>

- Domínguez Franco, H., Custodio, M., Peñaloza, R., & De la Cruz, H. (2021). Application of multivariate statistical methods and water quality index for the evaluation of surface water quality in the Cunas River Basin, Peru. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, 18(4), 19–27. <https://doi.org/10.3233/AJW210039>
- Drenkhan, F., & Castro-Salvador, S. (2023). Una aproximación hacia la seguridad hídrica en los Andes tropicales: desafíos y perspectivas. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, 12, 1–21. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202302.A006>
- Farzadkia, M., Djahed, B., Shamsavani, E., & Poureshg, Y. (2015). Spatio-temporal evaluation of Yamchi Dam basin water quality using Canadian water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4), 168. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4379-8>
- Garate-Quispe, J., Gonzales-Aliaga, R., & Ibañez-Quispe, V. (2025). Physicochemical characterization and metal content in water and sediments of affluents to a reservoir in the southeast Peruvian Andes. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 28(3). <https://doi.org/10.56369/tsaes.6270>
- Gaviria, S., Hernández, O., & Vargas, O. (2023). Relación entre procesos de erosión y geoquímica de sedimentos y suelos de Checua, cuenca alta del río Bogotá. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 28(109), 497–508. [https://doi.org/10.18257/raccefyn.28\(109\).2004.2109](https://doi.org/10.18257/raccefyn.28(109).2004.2109)

- Gil-Marín, J. A., & González C., A. (2020). Modelo de calidad del agua de un río mediante el uso combinado de análisis de componentes principales (ACP) y regresiones lineales múltiples (RLM). Caso de estudio: Cuenca del río Guarapiche, Maturín, Monagas, Venezuela. *Anales Científicos*, 81(1), 152–172. <https://doi.org/10.21704/ac.v81i1.1586>
- Guzmán-Colis, G., Thalasso, F., Ramírez-López, E. M., Rodríguez-Narciso, S., Guerrero-Barrera, A. L., & Alvear-González, J. (2011). Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(2), 89–102. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992011000200001
- Honorable Gobierno Provincial de Tungurahua. (2019). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Tungurahua 2019-2023*. <https://www.tungurahua.gob.ec/file/2020/07/PDyOT-TUNGURAHUA-2019-2023-Version-2.pdf>
- Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2022). *Calidad del agua— Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de programas y técnicas de muestreo (NTE INEN-ISO 5667-1)*. https://drive.google.com/file/d/1QWa-ehEYAEzpfMLjyH_7WWqmXv6jh79-/view
- Instituto Geográfico Militar del Ecuador. (2025). *Cobertura geográfica nacional*. <https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos del Ecuador. (2022). *Boletín Técnico Nacional: Censo Ecuador 2022*. https://www.censoecuador.gob.ec/public/Boletin_Nacional.htm

- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador. (2025). *Anuario Meteorológico*. <https://servicios.inamhi.gob.ec/Anuarios-Metereologicos/>
- Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 374(2065), 2–16. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- Kaiser, H. F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 141–151. <https://doi.org/10.1177/001316446002000116>
- Lumb, A., Sharma, T. C., Bibeault, J.-F., & Klawunn, P. (2011). A comparative study of USA and Canadian water quality index models. *Water Quality, Exposure and Health*, 3(3–4), 203–216. <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0056-5>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2018). *Texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente (TULSMA)*. https://www.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-09/Documento_Texto-Unificaco-Legislacion-Secundaria-Medio-Ambiente.pdf
- Nahm, F. S. (2016). Nonparametric statistical tests for the continuous data: the basic concept and the practical use. *Korean Journal of Anesthesiology*, 69(1), 8. <https://doi.org/10.4097/kjae.2016.69.1.8>

- Osorto Núñez, M. H., Martínez Rodríguez, D., & Merlo Rodríguez, V. (2023). Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del Golfo de Fonseca, Honduras. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52(1), 65–92. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.1.1181>
- Panagopoulos, Y., Alexakis, D. E., Skoulikidis, N. T., Laschou, S., Papadopoulos, A., & Dimitriou, E. (2022). Implementing the CCME water quality index for the evaluation of the physicochemical quality of Greek rivers. *Water*, 14(17), 2738. <https://doi.org/10.3390/w14172738>
- Ruiz-Ordóñez, D. M., Solano-Correa, Y. T., Maysels, R., & Figueroa-Casas, A. (2023). Land-use dynamics and water quality in Andean basins. *Sustainability*, 15(22), 15965. <https://doi.org/10.3390/su152215965>
- Santamaría-Zárate, Y. L., Angulo-De Castro, I., & Ordóñez-Díaz, M. M. (2021). Análisis multitemporal y estadístico de parámetros fisicoquímicos monitoreados en la cuenca alta del río Bogotá. *Revista UIS Ingenierías*, 20(4), 13–26. <https://doi.org/10.18273/revuin.v20n4-2021002>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3–4), 591–611. <https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591>
- Silva, M. J., & Salinas Morales, D. (2022). La contaminación proveniente de la industria curtiembre, una aproximación a la realidad ecuatoriana. *Revista Científica UISRAEL*, 9(1), 69–80. <https://doi.org/10.35290/rcui.v9n1.2022.427>

- Swain, L. G. (2024). The evolution of the Canadian (CCME) water quality index. *Water Quality Research Journal*, 59(4), 342–346. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2024.052>
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2020). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34–38. <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
- Uribe L., L. F., Reyes, A., & Hernández, L. (2023). Calidad del agua en ríos urbanos: caso del río Fucha, Bogotá, Colombia. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(5), 291–330. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-05-07>
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- World Health Organization. (2025). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda* (4th ed.). <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>