Evaluación química e isotópica del agua subterránea en la cuenca del río La Baja y su relación con las actividades mineras en el páramo de Santurbán

Wilmar Herrera Gil

Trabajo de investigación presentado para optar al título de Magíster en Gestión Ambiental

Directora

Yudy Andrea Londoño Cañas, Doctora (PhD) en Ingeniería Ambiental

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería

Maestría en Gestión Ambiental

Medellín, Antioquia, Colombia

2025

Cita	(Herrera Gil, 2025)
Referencia **Estilo APA 7 (2020)**	Herrera Gil, W. (2025). *Evaluación química e isotópica del agua subterránea en la cuenca del río La Baja y su relación con las actividades mineras en el páramo de Santurbán* [Tesis de maestría]. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

creative commons BY NC SA

Maestría en Gestión Ambiental, Cohorte VI.

Grupo de Investigación Diagnóstico y Control de la Contaminación.

Centro de Investigación Ambientales y de Ingeniería (CIA).

UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
Vicerrectoría de Docencia

Sistema de Bibliotecas

Repositorio Institucional: http://bibliotecadigital.udea.edu.co

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Dedicatoria

A la comunidad que habita en el páramo de Santurbán, cuyo vínculo con el agua inspira la búsqueda de soluciones científicas para su protección; y al sistema hidrogeológico de la región, cuya dinámica en el subsuelo montañoso conserva y transporta información geoquímica codificada en iones e isótopos, esenciales para su comprensión y gestión sostenible.

"Lo esencial es invisible a los ojos"
Antoine de Saint-Exupéry

Agradecimientos

Este trabajo no habría sido posible sin el apoyo y acompañamiento de muchas personas.
A la profesora Yudy Andrea Londoño Cañas, directora de esta investigación, por su rigor académico, su orientación precisa y la confianza depositada en mi trabajo.
A mi esposa, Eliana, por su apoyo constante y por brindarme equilibrio en los momentos más exigentes.
A mi hija, María José, cuya curiosidad diaria me inspira y da sentido a este esfuerzo.
A mis padres y familia, por inculcar disciplina y amor por el conocimiento.
Y a mis colegas y compañeros, por sus aportes y discusiones que enriquecieron este proceso

Tabla de contenido

Resumen 11

Abstract 13

1. Introducción 15

1.2. Objetivos 18

1.2.1. General 18

1.2.2. Específicos 18

1.3. Marco de referencia 18

1.3.1. Aspectos hidrogeológicos 18

1.3.2. Aspectos químicos e isotópicos 21

1.3.2.1. Hidrogeoquímica 21

1.3.2.2. Isótopos estables en el agua ^{2}H y ^{18}O 26

1.3.2.3. Calidad del agua 33

1.3.2.4. Índice de Calidad del Agua Subterráneas 38

2. Desarrollo metodológico 40

2.1. Recopilación de información secundaria 40

2.2. Tratamiento de los datos 42

2.2.1. Análisis de homogeneidad de los datos 42

2.2.2. Confiabilidad de los datos químicos 43

2.2.3. Análisis estadístico y espacial de parámetros químicos 44

2.3. Zonificación área de trabajo 45

2.4. Línea Meteórica Local 46

2.5. Análisis hidrogeoquímico e isotópico 46

2.6. Comparación con las normas de calidad del agua en Colombia 48

2.7. Índices de Calidad del Agua (ICA) 49

3. Resultados y discusión 52
3.1. Recopilación de información 52
3.2. Tratamiento de datos 54
3.2.1. Análisis de datos de precipitación 54
3.2.2. Confiabilidad de los datos químicos 58
3.2.3. Estadística descriptiva de los datos químicos 66
3.2.4. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los datos químicos 70
3.3. Línea Meteórica Local 76
3.4. Análisis hidrogeoquímico e isotópico 81
3.5. Comparación con las normas de calidad del agua en Colombia 107
3.6. Índices de Calidad del Agua (ICA) 115
4. Conclusiones 123
5. Recomendaciones 125
Referencias 126

Lista de tablas

Tabla 1 Líneas Meteóricas Locales (LML) en Colombia 31

Tabla 2 Parámetros considerados y ecuaciones utilizadas para calcular los índices de calidad de agua subterránea propuesto por Martínez (2007) y Vélez (2017).....38

Tabla 3 Criterios de calidad del agua en Colombia.....48

Tabla 4 Calificación de la calidad del agua según los valores del ICA 50

Tabla 5 Cantidad de puntos de agua subterránea con información química e isotópica disponible 52

Tabla 6 Estaciones de monitoreo de la GNIP utilizadas para la construcción de la LML y el cálculo del gradiente isotópico.....52

Tabla 7 Resultados de las regresiones lineales de las conductividades eléctricas 58

Tabla 8 Parámetros fisicoquímicos e información geoespacial de los puntos de agua subterránea 64

Tabla 9 Resultados de las regresiones lineales para la LML 77

Tabla 10 Estaciones utilizadas en el cálculo del gradiente isotópico altitudinal.....79

Tabla 11 Puntos de agua subterránea con 10 o más datos isotópicos disponibles 96

Tabla 12 Elevación de recarga de aguas subterráneas 102

Tabla 13 Puntos de agua subterránea con datos isotópicos.....102

Tabla 14 Resultados de los parámetros comparados con la norma colombiana para las muestras en zona de ausencia e influencia 109

Tabla 15 Resultados de los parámetros comparados con la norma colombiana para las muestras en zona de presencia.....110

Tabla 16 Peso, peso relativo y estándares de calidad de los parámetros fisicoquímicos 115

Tabla 17 Índice de calidad del agua subterránea (ICA) 116

Tabla 18 Índice de calidad del agua superficial 119

Lista de figuras

Figura 1 Ubicación del área de estudio 16

Figura 2 Geología y síntesis estructural del área de estudio 20

Figura 3 Diagramas de Stiff y Piper 22

Figura 4 Distribución global de $\delta^{18}O$ en la precipitación 29

Figura 5 Procesos que modifican las composiciones isotópicas de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ en las aguas subterráneas 30

Figura 6 Esquema del gradiente altitudinal 32

Figura 7 Distribución de las principales corrientes de agua superficial 35

Figura 8 Estaciones de la red GNIP en el departamento de Santander 41

Figura 9 Estaciones IDEAM y CHIRPS 42

Figura 10 Distribución de muestras con información química e isotópica disponible 45

Figura 11 Localización de las estaciones GNIP y puntos de agua superficial 53

Figura 12 Precipitación estimada por CHIRPS frente a observaciones IDEAM en Suratá y Vetas 54

Figura 13 Precipitación media mensual multianual (1981–2023) y fechas de muestreo de los datos recolectados 55

Figura 14 Conductividad eléctrica en las diferentes fechas de muestreo de agua 56

Figura 15 Matriz de gráficos de dispersión y correlación entre la conductividad eléctrica y la precipitación 57

Figura 16 Conductividad eléctrica calculada con el método de Appelo (2010) vs. conductividad eléctrica de campo 59

Figura 17 Procedimiento para verificar la confiabilidad de los datos recopilados 60

Figura 18 Relación entre la suma de iones y la conductividad eléctrica 62

Figura 19 Distribución de las 45 muestras de agua en el área de estudio 63

Figura 20 Diagrama de cajas de los parámetros fisicoquímicos presentados por zonas de presencia y ausencia de actividad minera 66

Figura 21 Mapas de distribución de los parámetros: conductividad eléctrica, pH, bicarbonatos y sulfatos 68

Figura 22 Correlación entre variables hidrogeoquímicas y la elevación en la cuenca 70

Figura 23 Dendrograma y diagrama de Stiff..... 73

Figura 24 Distribución de las muestras clasificadas por clúster 74

Figura 25 Gráfico de dispersión de las componentes principales (biplot) de las muestras..... 75

Figura 26 Línea Meteórica Local (LML) y recta de Evaporación en el área de estudio 78

Figura 27 Gradiente isotópico altitudinal en el área de estudio 80

Figura 28 Proceso de disolución de silicatos 83

Figura 29 Proceso de intercambio catiónico 85

Figura 30 Índices de saturación en el agua de diferentes minerales 86

Figura 31 Relación entre sulfatos y pH en la zona de actividad minera 88

Figura 32 Distribución de las muestras con los posibles procesos hidrogeoquímicos 89

Figura 33 Diagrama de Piper de las muestras 90

Figura 34 Distribución de muestras con información isotópica..... 95

Figura 35 Línea meteórica local y datos isotópicos en agua subterránea 97

Figura 36 Gradiente isotópico altitudinal y muestras de agua subterránea..... 101

Figura 37 Línea meteórica local y datos isotópicos en agua subterránea con menor cantidad de información 103

Figura 38 Perfil altitudinal: relación entre cota altitudinal, altura de recarga y composición hidrogeoquímica..... 105

Figura 39 Comportamiento de los parámetros de calidad del agua: conductividad eléctrica, sulfatos, arsénico y cadmio en las zonas de presencia, ausencia e influencia de la minería..... 113

Figura 40 Distribución de los índices de calidad del agua subterránea 117

Figura 41 Distribución de los índices de calidad en el agua superficial 121

Siglas, acrónimos y abreviaturas

ACP	Análisis de Componentes Principales
AJCP	Agrupamiento Jerárquico en Componentes Principales
AMB	Acueducto Metropolitano de Bucaramanga
ANLA	Autoridad Nacional de Licencias Ambientales
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CE	Conductividad Eléctrica
CHIRPS	Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station
CV	Coeficiente de Variación
CP	Componente Principal
DAM	Drenaje Ácido de Mina
EIA	Estudio de Impacto Ambiental
Err.	Error de balance iónico
GNIP	Global Network of Isotopes in Precipitation
GW	Groundwater
ICA	Índice Calidad de Aguas
IAEA	International Atomic Energy Agency
IAP	Ionic Activity Product
IQR	Interquartile Range
IS	Índice de Saturación
LC	Límite de Cuantificación
LMG	Línea Meteórica Global
LML	Línea Meteórica Local
MA	Major Axis
MADS	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible
MPS	Ministerio de Protección Social
m s.n.m.	metros sobre el nivel del mar
OLS	Ordinary Least Squares regression
OMS	Organización Mundial para la Salud
PGN	Procuraduría General de la Nación

POMCA	Plan de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas
PTARI	Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales
PWLSR	Precipitation Weighted Least Squares Regression
Qda.	Quebrada
QGIS	Quantum Geographic Information System
RMA	Reduced Major Axis
RMSE	Root Mean Squared Error o Raíz del Error Cuadrático Medio
SC_lin	Specific Conductivity Linear
SC_nlf	Specific Conductivity Non-Linear Fit
SW	Surface Water
VSMOW	Vienna Standard Mean Ocean Water
WISER	Water Isotope System for Data Analysis, Visualization and Electronic Retrieval

Resumen

El páramo de Santurbán es un ecosistema de alta montaña que participa en la regulación hídrica y en la recarga de acuíferos, abasteciendo de agua a más de dos millones de personas en el nororiente del país. En la cuenca del río La Baja, localizada dentro de este páramo, se desarrollan actividades de extracción de oro que han afectado la calidad del agua subterránea y superficial.

El presente trabajo de investigación se apoyó en metodologías hidrogeoquímicas e isotópicas para comprender mejor la calidad y el flujo del agua subterránea en la cuenca del río La Baja. Para ello, se recopiló información de 80 muestras de agua provenientes de manantiales, pozos y drenajes mineros, obtenidas en diferentes estudios.

Como paso previo al análisis hidrogeoquímico, se aplicaron técnicas estadísticas exploratorias como el Análisis de Componentes Principales (ACP) y el Agrupamiento Jerárquico (AJCP), con el fin de identificar patrones y relaciones entre las variables. Los puntos de muestreo se agruparon en zonas sin actividad minera, con presencia directa y con influencia de esta actividad. A partir del análisis multivariado, se identificaron tres grupos de muestras: uno caracterizado por baja concentración de iones, otro correspondiente a aguas ácidas con concentraciones medias, y un tercero compuesto por aguas termales ubicadas en zonas mineras, con altas concentraciones de iones.

El análisis hidrogeoquímico permitió identificar dos tipos principales de agua subterránea en la cuenca: aguas bicarbonatadas y sulfatadas. Esta diferenciación está relacionada con procesos como la disolución de silicatos y la oxidación de minerales sulfurados, lo que revela una transición natural entre ambos tipos de agua a lo largo de la cuenca. Además, se compararon las concentraciones de los distintos parámetros con los límites establecidos por la normatividad nacional para calidad de agua, y se calculó el Índice de Calidad de Aguas Subterráneas (ICA), según la metodología de Sahu y Sikdar (2008). Los resultados mostraron que 9 muestras, ubicadas en la zona minera, superaron un ICA de 100, lo que indica condiciones de baja calidad del agua en esos sectores.

El análisis isotópico presentó un empobrecimiento en los valores de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ en las zonas mineras, lo que sugiere que estas aguas se recargan en el páramo y siguen distintos patrones de flujo: local, intermedio y profundo. Este hallazgo destaca la conexión directa entre el ecosistema de alta montaña y las zonas donde se desarrolla la actividad minera.

Como resultado, se evidenció que la calidad del agua subterránea en el páramo de Santurbán ha sido modificada tanto por la intervención minera como por procesos naturales asociados a la alteración hidrotermal. Esto se refleja en concentraciones elevadas de sulfatos, elementos potencialmente tóxicos y un aumento en la acidez en las zonas donde la actividad minera está presente. Aunque en las áreas de influencia, aguas abajo de la actividad, no se detectan afectaciones significativas por el momento, un aumento en la intensidad o extensión de la minería podría agravar progresivamente la calidad del agua.

Palabras clave: calidad de agua; hidrogeoquímica; isótopos estables; flujo subterráneo; minería.

Abstract

The Santurbán paramo is a high-mountain ecosystem that plays an important role in water regulation and aquifer recharge, supplying water to more than two million people in the northeastern region of the country. In the La Baja River basin, located within this paramo, gold mining activities have impacted on the quality of both groundwater and surface water.

This research was based on hydrogeochemical and isotopic methodologies to better understand the quality and flow of groundwater in the La Baja River basin. To achieve this, data from 80 water samples collected from springs, wells, and mine drainages in various studies were compiled.

As a preliminary step to the hydrogeochemical analysis, exploratory statistical techniques such as Principal Component Analysis (PCA) and Agglomerative Hierarchical Clustering (AHC) were applied to identify patterns and relationships among the variables. Sampling points were grouped into areas with no mining activity, with direct presence, and with influence of mining. The multivariate analysis identified three sample groups: one characterized by low ion concentrations, another corresponding to acidic waters with medium concentrations, and a third composed of thermal waters in mining areas with high ion concentrations.

The hydrogeochemical analysis identified two main types of groundwater in the basin: bicarbonate-type and sulfate-type waters. This differentiation is associated with processes such as silicate dissolution and oxidation of sulfide minerals, revealing a natural transition between these water types throughout the basin. Additionally, the concentrations of various parameters were compared to the national water quality standards, and the Groundwater Quality Index (GWQI) was calculated following the methodology proposed by Sahu and Sikdar (2008). Results showed that nine samples from the mining zone exceeded a GWQI of 100, indicating poor water quality in those areas.

The isotopic analysis showed a depletion in $\delta^{18}O$ and $\delta^{2}H$ values in the mining zones, suggesting that these waters are recharged in the páramo and follow different flow paths: local, intermediate, and deep. This finding highlights the direct connection between the high-mountain ecosystem and the areas where mining activity is taking place.

As a result, it was found that groundwater quality in the Santurbán paramo has been altered by both mining activities and natural processes related to hydrothermal alteration. This is reflected in elevated concentrations of sulfates, potentially toxic elements, and increased acidity in areas with

mining presence. Although no significant impacts are currently observed in downstream influence zones, a rise in the intensity or extent of mining could progressively worsen water quality.

Keywords: water quality, hydrogeochemistry, stable isotopes, groundwater flow, mining.

1. Introducción

El Páramo de Santurbán es un ecosistema estratégico de alta montaña, que permite la regulación del agua y la conservación de la biodiversidad. El funcionamiento natural garantiza el suministro de agua para actividades agrícolas y ganaderas locales, y abastece a los acueductos de Bucaramanga, Cúcuta y alrededor de veinte municipios en los departamentos de Santander y Norte de Santander. En conjunto, más de dos millones de personas dependen de los servicios hídricos y ecológicos que este páramo ofrece de forma permanente (Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB), 2019).

El río La Baja nace en las zonas altas de este páramo (García, 2013) y es tributario del río Suratá, una de las fuentes que garantiza la oferta de agua a la ciudad de Bucaramanga, Santander (Acevedo-Tarazona, 2020). Sin embargo, la exploración y explotación aurífera en la cuenca del río La Baja ha influenciado las características composicionales del agua, ocasionando cambios en la calidad del agua (Galvis Ramírez y Cía S.A., 2023; Ruíz, 2021).

La minería de oro ha sido parte de la historia de esta cuenca durante más de cuatro siglos, caracterizada por la minería subterránea a pequeña escala. Sin embargo, a partir de 1994, grandes empresas mineras iniciaron exploraciones a gran escala en la región (Méndez Villamizar et al., 2020).

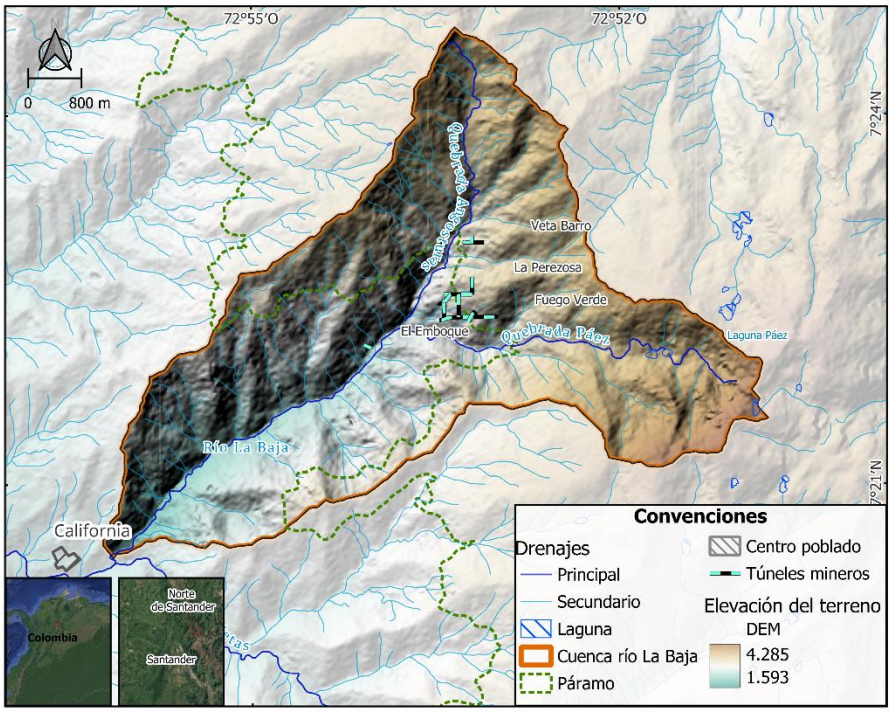
En el año 2009 la empresa Greystar Resources Ltd. presentó el primer Estudio de Impacto Ambiental (EIA) para el proyecto Angosturas, que contemplaba la implementación de minería minería a cielo abierto. Sin embargo, en el año 2010 el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) negó la solicitud de licencia ambiental de este proyecto por motivos de interés público (MADS, 2010). A pesar de esta decisión, la fase de exploración dio lugar a la excavación de varios túneles: La Perezosa, Veta Barro y Fuego Verde que hoy en día son explotados de manera informal, lo que ha causado impactos negativos en la calidad del agua (Galvis Ramírez y Cía S.A., 2023).

Posteriormente, en el año 2020, la empresa Minesa S.A. presentó un EIA para el proyecto Soto Norte, centrado en actividades de minería subterránea. No obstante, la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) archivó este estudio debido a la falta de información que permitiera cumplir con los requerimientos ambientales (ANLA, 2020). Durante la fase exploratoria de este proyecto, se construyó el túnel El Emboque, que actualmente permanece bajo la custodia

de la empresa. La figura 1 muestra la ubicación del área de estudio y los túneles construidos durante las etapas de exploración minera por las empresas Greystar Resources Ltd. y Minesa S.A.

Figura 1

Ubicación del área de estudio



Las actividades mineras realizadas en los túneles excavados por la empresa Greystar Resources Ltd., han generado diversos impactos en la cuenca del río La Baja, entre ellos, la contaminación del agua con metales pesados como mercurio, cadmio, arsénico, cobre, entre otros (Galvis Ramírez y Cía S.A., 2023; Ruíz, 2021). Ante esta situación, la Procuraduría General de la Nación (PGN) alertó sobre la contaminación por mercurio en la zona y organizó mesas de trabajo con más de 40 entidades de orden nacional, con el fin de coordinar acciones frente a esta problemática (Procuraduría General de la Nación (PGN), 2023).

Si bien los drenajes generados por los túneles de las grandes exploraciones mineras son canalizados hacia Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales - PTARI (MADS, 2010; ANLA, 2020), estudios realizados en la zona muestran que, aguas abajo de estos drenajes, se presentan concentraciones de contaminantes como arsénico, cobre y cadmio que en algunas ocasiones superan los límites permitidos por la normativa nacional (Alonso, 2014; Escobar, 2018;

Herrera et al., 2023; Sierra et al., 2023). Por otra parte, los monitoreos realizados por el Acueducto Metropolitano de Bucaramanga (AMB) han registrado niveles altos de mercurio, por ejemplo, en julio del año 2022, se detectaron 163 μgL^{-1}, situación que obligó al cierre temporal de las compuertas de captación en la bocatoma del río Suratá (Galvis Ramírez y Cía S.A., 2023).

Si bien se han identificado cambios en la calidad del agua, especialmente en fuentes superficiales, la información sobre el agua subterránea sigue siendo limitada. A pesar de los estudios realizados por empresas mineras, instituciones académicas y entidades del Estado, aún no existe una evaluación precisa e integrada de su calidad. La falta de articulación entre datos, sumada a la escasez de información oficial, sistemática y verificada, impide una caracterización adecuada y dificulta la comprensión de los procesos hidrogeológicos que ocurren en este ecosistema de alta montaña.

Este trabajo de investigación busca aportar al entendimiento de esta problemática a partir de la integración de resultados obtenidos en estudios desarrollados desde 2009 hasta la actualidad. Para ello, se recopila y analiza información disponible de carácter químico e isotópico proveniente de aguas subterráneas, superficiales y lluvia. La combinación de estos datos permite no solo evaluar el impacto de las actividades mineras sobre la calidad del agua, sino también profundizar en la comprensión de los procesos hidrogeológicos que tienen lugar en el páramo de Santurbán.

En este contexto, surge la siguiente pregunta que guía el desarrollo de este trabajo de investigación: ¿Cuál es el efecto de la actividad minera en la calidad del agua subterránea en la cuenca del río La Baja, evaluado mediante el análisis de datos químicos e isotópicos?

1.2. Objetivos

1.2.1. General

Evaluar la calidad del agua subterránea y sus características hidrogeoquímicas e isotópicas en la cuenca del río La Baja, estableciendo su relación con las actividades mineras en el páramo de Santurbán.

1.2.2. Específicos

- Analizar la calidad del agua subterránea en la cuenca del río La Baja y los posibles impactos asociados a la actividad minera a través del estudio de su composición química.
- Contribuir a la identificación de las zonas de recarga, tránsito y descarga del agua subterránea en la cuenca del río La Baja, a partir del análisis de sus composiciones químicas e isotópicas.

1.3. Marco de referencia

Para comprender la dinámica del agua subterránea, se requiere un enfoque integral dentro del análisis hidrogeológico, que incluya tanto la caracterización del medio físico como los estudios químicos e isotópicos del agua. Estos elementos permiten una visión más completa de los procesos que controlan su comportamiento, como el movimiento, el almacenamiento, la calidad, entre otros. A continuación, se presentan los aspectos más relevantes de cada uno de estos enfoques.

1.3.1. Aspectos hidrogeológicos

Aunque la cuenca del río La Baja está conformada principalmente por rocas cristalinas, tradicionalmente consideradas de muy baja o nula permeabilidad, estudios recientes en geología estructural con enfoque hidrogeológico realizados en el área, han evidenciado lo contrario. Estas investigaciones indican que las características estructurales de la zona favorecen el desarrollo de redes de fracturas que incrementan significativamente la permeabilidad de las rocas, permitiendo

que actúen como canales preferenciales para el flujo del agua subterránea. (Colegial et al., 2006; Herrera et al., 2023; Velandia et al., 2016).

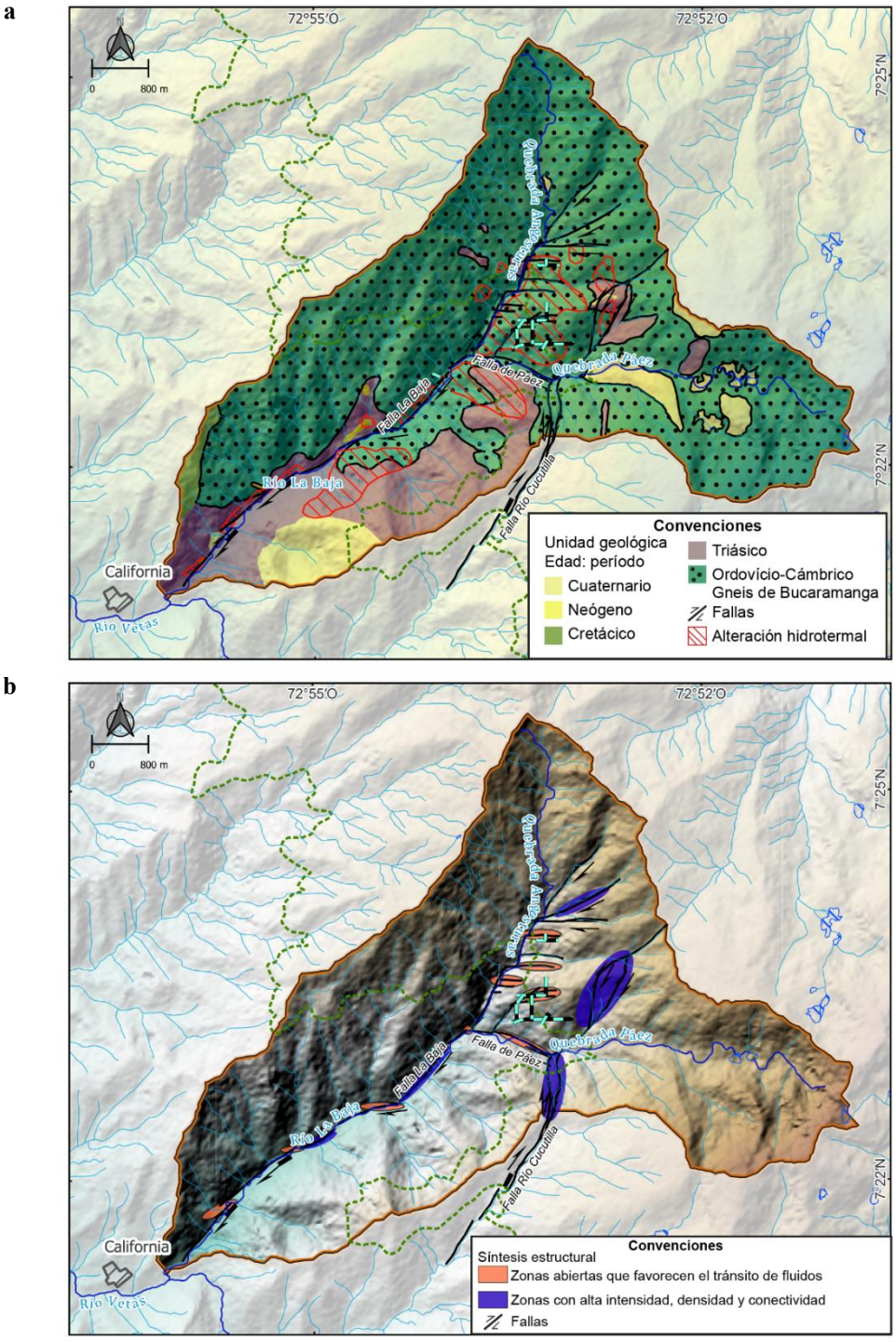
La cuenca está formada por rocas metamórficas del Neis de Bucaramanga, cuyas discontinuidades y fallas geológicas influyen en el movimiento del agua subterránea. Es así como, en las zonas con intenso fracturamiento se presentan mayores tasas de flujo de agua subterránea. En contraste, las zonas con un bajo número de fracturas y discontinuidades, ubicadas principalmente en las zonas de mayor elevación de la cuenca, actúan como barreras naturales, limitando el flujo del agua subterránea (Bautista Gómez et al., 2016; Gómez López et al., 2014; Greystar Resources Ltd., 2009; Herrera et al., 2023; Minesa S.A., 2020).

De manera adicional, los procesos de meteorización que afectan las rocas del Gneis de Bucaramanga modifican su composición química, transformando estos materiales cristalinos en fragmentos más sueltos y desagregados. Esta transformación genera una porosidad variable, dependiendo del tipo de material, lo que a su vez incrementa su permeabilidad y facilita el paso del agua a través del macizo rocoso(Gómez López et al., 2014). Llama la atención que en el Estudio Nacional del Agua 2022, donde se caracterizan 66 sistemas acuíferos en el país, no haga mención del macizo de Santander, a pesar de que sus características hidrogeológicas permiten identificarlo como una unidad acuífera con potencial productivo (Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), 2023).

Los análisis estructurales indican que la cuenca La Baja se encuentra atravesada por dos fallas geológicas de primer orden que fracturan el terreno y facilitan el flujo del agua subterránea. Estas fallas principales, denominadas La Baja y del río Cucutilla, generan un bloque que abre grietas, los cuales actúan como canales preferenciales para el movimiento del agua subterránea (Greystar Resources Ltd., 2009; Herrera et al., 2023; Minesa S.A., 2020). Además, el movimiento de los bloques crea espacios abiertos, donde el agua puede infiltrarse y moverse con facilidad (Herrera et al., 2023). La figura 2 muestra la síntesis estructural y geológica detallada de la cuenca a una escala de 1:25000.

Figura 2

Geología y síntesis estructural del área de estudio



Nota. a) Geología; b) Geología estructural. Adaptado de Herrera *et al*. (2023).

Las rocas metamórficas que conforman la cuenca se originaron durante los períodos Ordovícico-Cámbrico y están compuestas principalmente por minerales como cuarzo, feldespato

y aluminosilicatos. Uno de los rasgos más característicos de estas rocas es la presencia de vetas de pirita, un sulfuro de hierro que se encuentra alojado en grietas y fracturas formadas durante el proceso geológico. Más allá de ser un elemento distintivo a simple vista, estas vetas tienen un papel importante en la composición química del agua subterránea, ya que pueden influir en su calidad a través de procesos hidrogeoquímicos (Bautista Gómez et al., 2016; Gómez López et al., 2014; Greystar Resources Ltd., 2009; Herrera et al., 2023; Minesa S.A., 2020).

Por otro lado, en la cuenca se han identificado mineralizaciones de origen hidrotermal, formadas por la interacción de fluidos calientes con las rocas del entorno (Rojas, 2013). Estas manifestaciones son parte de un sistema de alta sulfuración, donde los fluidos que se originaron en ambientes volcánicos se mezclan con aguas meteóricas (López-Isaza et al., 2018). Por último, se observan vetas de cuarzo asociadas a sistemas de cobre-molibdeno (Rojas et al., 2020) y minerales como oro, plata, sulfuros, telururos y sulfosales (Díaz y Guerrero, 2006; López-Isaza et al., 2018; A. Rodríguez, 2014; Rojas et al., 2020).

1.3.2. Aspectos químicos e isotópicos

La composición química del agua será analizada desde dos enfoques complementarios. Por un lado, se utilizará como un trazador natural que permite entender el origen del agua y los cambios que ha experimentado a lo largo de su recorrido, producto de sus interacciones con el entorno. Por otro lado, se evaluará en función de los estándares de calidad establecidos para distintos usos, como el consumo humano, el uso doméstico y agrícola (Güler et al., 2002; M. Kumar et al., 2009).

1.3.2.1. Hidrogeoquímica

La hidrogeoquímica utiliza los componentes químicos del agua como trazadores naturales para rastrear su origen y evolución. De esta manera, es posible determinar el recorrido del agua subterránea desde la recarga hasta su descarga (M. Kumar et al., 2009).

La combinación de principios químicos y conocimientos geológicos permite comprender la evolución de las aguas subterráneas, teniendo en cuenta que la composición química de las aguas actúa como una huella digital, lo que indica posibles procesos que han ocurrido a lo largo de su recorrido por el subsuelo. Por lo general, el análisis químico del agua subterránea incluye

parámetros como temperatura, conductividad eléctrica (CE), pH, los cationes principales, sodio (Na^+), potasio (K^+), magnesio (Mg^{2+}) y calcio (Ca^{2+}), y los aniones principales, cloruro (Cl^-), bicarbonato (HCO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^-), (Appelo y Postma, 2005).

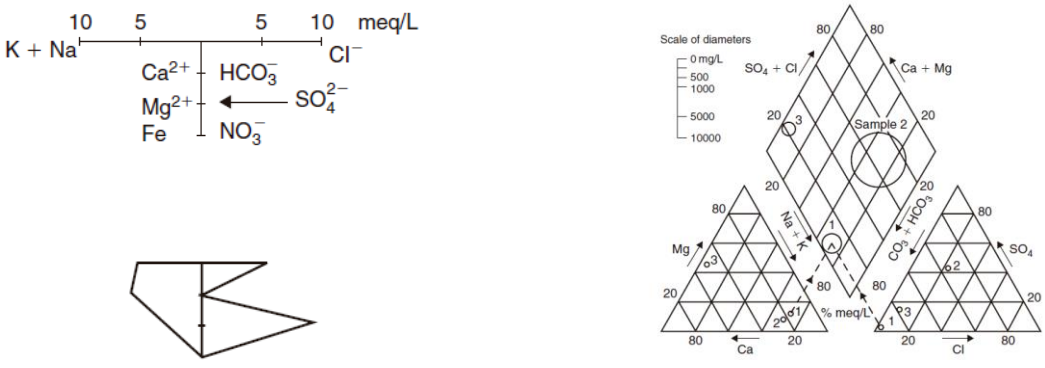
La composición química del agua subterránea proporciona información para reconstruir su historia evolutiva, la serie de Chebotarev es una herramienta útil para este propósito, pero debe aplicarse con un enfoque crítico y en conjunto con otros datos geológicos. Esta serie teórica describe el cambio gradual en la composición iónica del agua a medida que interactúa con las rocas y sus minerales, lo que posibilita predecir su evolución durante su recorrido (Marandi y Shand, 2018).

$$Ca^{2+} - HCO_3^- \rightarrow Ca^{2+}Mg^{2+} - HCO_3^- \rightarrow Ca^{2+} - SO_4^{2-} \rightarrow Na^+ - SO_4^{2-} \rightarrow Na^+ - Cl^- \quad (1)$$

Por otro lado, los diagramas hidrogeoquímicos ayudan a interpretar de manera visual la composición química del agua subterránea, algunos de ellos son los diagramas de Stiff y Piper, como se observa en la figura 3. El diagrama de Stiff permite representar los principales cationes y aniones del agua a lo largo de ejes horizontales, facilitando la identificación de relaciones entre ellos. Por su parte, el diagrama de Piper utiliza dos triángulos, uno para cationes y otro para aniones, que se integran en un rombo central, permitiendo comparar de forma rápida y clara la composición química entre distintas muestras de agua subterránea (Appelo y Postma, 2005).

Figura 3

Diagramas de Stiff y Piper



Fuente: (Appelo y Postma, 2005).

A partir de la información disponible sobre la mineralogía de la cuenca, es posible identificar algunos procesos hidrogeoquímicos que podrían estar ocurriendo en el sistema. Esta mención no busca anticipar los hallazgos del estudio, sino contextualizar los procesos que han sido reportados o sugeridos en investigaciones previas. En este sentido, dos de los procesos más relevantes serían la disolución de silicatos, que influye en la liberación de ciertos iones al agua, y las reacciones de óxido-reducción, que pueden modificar la forma química de algunos elementos presentes en el subsuelo.

Disolución de silicatos: Los feldespatos son un grupo de minerales que forman soluciones sólidas con tres componentes principales: feldespato potásico ($KAlSi_3O_8$), albita ($NaAlSi_3O_8$) y anortita ($CaAl_2Si_2O_8$). Los feldespatos que abarcan la serie entre ortoclasa (feldespato potásico) y albita se denominan feldespatos alcalinos, mientras que los que se encuentran entre albita y anortita forman parte del grupo de las plagioclasas. Sin embargo, predecir la composición química del agua subterránea a partir de estos minerales resulta difícil, teniendo en cuenta que las composiciones intermedias son más comunes que los minerales puros.

De acuerdo con estudios previos realizados en la zona, se ha identificado que el agua subterránea presenta una composición química dominada por bicarbonatos. Este patrón ha sido atribuido, principalmente, a procesos naturales como la disolución de plagioclasas, que liberan calcio y sodio al medio. Además, otros iones como el magnesio y el potasio podrían tener su origen en la disolución de minerales como el feldespato potásico o la biotita (Appelo y Postma, 2005).

Por lo tanto, cuando ocurre la disolución de plagioclasas en el agua subterránea, como en el caso de la anortita, se espera una relación estequiométrica de 1:2 entre la suma de los iones Ca^{2+} y HCO_3^-. En este proceso, el aluminio liberado no permanece disuelto, sino que se incorpora en productos de meteorización como la caolinita ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$). Esta reacción se presenta en la siguiente ecuación, que representa la disolución de la anortita:

$$CaAl_2Si_2O_{8(s)} + 2H_2CO_{3(l)} + H_2O \leftrightarrow Ca^{2+}{}_{(ac)} + 2HCO_3{}^-{}_{(ac)} + Al_2Si_2O_5(OH)_{4(s)} \quad (2)$$

De forma similar, también es posible describir las reacciones de disolución de minerales como la albita, el feldespato potásico y la biotita.

Disolución albita:

$$2NaAlSi_3O_{8(s)} + 2H_2CO_{3(ac)} + 9H_2O_{(l)} \leftrightarrow 2Na^+{}_{(ac)} + 2HCO_3^-{}_{(ac)} + Al_2Si_2O_5(OH)_{4(s)} + 4H_4SiO_{4(ac)} \quad (3)$$

Disolución feldespato potásico:

$$2KAlSi_3O_{8(s)} + 2H_2CO_{3(ac)} + 9H_2O_{(l)} \leftrightarrow 2K^+{}_{(ac)} + 2HCO_3^-{}_{(ac)} + Al_2Si_2O_5(OH)_{4(s)} + 4H_4SiO_{4(ac)} \quad (4)$$

Disolución de biotita:

$$2KMg_3AlSi_3O_{10}(OH)_{2(s)} + 14H_2CO_{3(ac)} + H_2O_{(l)} \leftrightarrow 2K^+{}_{(ac)} + 6Mg^{2+}{}_{(ac)} + 14HCO_3^-{}_{(ac)} + Al_2Si_2O_5(OH)_{4(s)} + 4H_4SiO_{4(ac)} \quad (5)$$

Reacciones redox: con base en la información recopilada en la zona de estudio y considerando la presencia de excavaciones, es posible que se presente la oxidación de la pirita por la presencia de oxígeno, este es un proceso ampliamente documentado en contextos similares, y su reacción se describe en la siguiente ecuación (Appelo y Postma, 2005):

$$2FeS_{2(s)} + 2H_2O_{(l)} + 7O_{2(g)} \leftrightarrow 4H^+{}_{(ac)} + 4SO_4{}^{2-}{}_{(ac)} + 2Fe^{2+}{}_{(ac)} \quad (6)$$

Por lo tanto, si en el agua se observa un aumento en la concentración de sulfatos (SO_4^{2-}) junto con una disminución del pH, es posible que esté ocurriendo la reacción de oxidación de pirita mencionada anteriormente. Además, el ion ferroso (Fe^{2+}) presente en estas condiciones puede seguir oxidándose en presencia de oxígeno, transformándose en ion férrico (Fe^{3+}), el cual tiende a precipitar en forma de óxido férrico (Fe_2O_3), reconocido por su característico color rojo-marrón, o como hidróxido férrico ($Fe(OH)_3$), dependiendo de las condiciones del entorno (Muñoz Portero, 2011).

Según información reportada por Greystar Resources Ltd. en el contexto del proyecto Angosturas, el agua subterránea de la zona presenta una composición química mixta, con predominancia de tipos bicarbonatado cálcico-sódico o sódico-cálcico ($CaNaHCO_3$, $NaCaHCO_3$), y bicarbonatado sulfatado cálcico-magnésico ($CaMgHCO_3SO_4$). Esta composición se asoció a procesos naturales de disolución prolongada de minerales presentes en las rocas metamórficas del Neis de Bucaramanga, especialmente feldespato y plagioclasa. En particular, las muestras con

composición bicarbonatado sulfatado cálcico-sódico podrían estar relacionadas con zonas que han sido afectadas por fluidos hidrotermales (Greystar Resources Ltd., 2009).

Con base en estos hallazgos, dicho estudio propuso una diferenciación preliminar entre las aguas superficiales y las aguas subterráneas profundas, sugiriendo que no existiría una conexión directa entre ambas. Se planteó que las aguas superficiales podrían estar siendo alimentadas por flujos locales de aguas subterráneas someras (con una firma bicarbonatada cálcica), mientras que las aguas obtenidas en piezómetros y en el túnel La Perezosa estarían captando flujos regionales con zonas de recarga ubicadas a mayores elevaciones, y una composición bicarbonatada sulfatada cálcico-magnésica (Greystar Resources Ltd., 2009).

Se señaló, además, que el origen del agua en este túnel podría estar vinculado a zonas de alteración hidrotermal. No obstante, esta hipótesis se formuló sin el respaldo de análisis isotópicos, por lo que se reconoció la necesidad de estudios complementarios en esta línea (Greystar Resources Ltd., 2009).

En el proyecto Soto Norte, el análisis hidrogeoquímico indica que las aguas subterráneas de los piezómetros someros son de tipo bicarbonatado cálcico-magnésico. Su condición cálcico-magnésica sugiere la presencia de plagioclasas y feldespatos en estas formaciones, integrándose al agua por disolución y arrastre durante su recorrido. Las aguas de los pozos profundos en el Neis de Bucaramanga, tras pruebas de bombeo, muestran influencia geotermal, de altas temperaturas, siendo de tipo sulfatada y/o clorurada cálcica y/o magnésica. Los sulfatos en estas aguas derivan de reacciones fisicoquímicas durante la interacción agua-roca en el proceso hidrotermal de la zona (Minesa S.A., 2020).

Finalmente, el estudio hidrogeológico del año 2022 indicó que en las laderas norte y sur del río La Baja, donde afloran manantiales que alimentan las principales corrientes superficiales, las aguas subterráneas presentan las facies bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas, con baja conductividad eléctrica. Esto indica que el agua en estos puntos es reciente y ha tenido un recorrido subsuperficial corto. En contraste, el agua del túnel El Emboque ubicado en la Formación Neis Bucaramanga es de tipo sulfatada cálcica y/o magnésica, con mayor conductividad eléctrica. Esto señala que este túnel interceptó flujos de agua intermedios a regionales, presentando características hidrogeoquímicas más evolucionadas en comparación con otras muestras (Herrera et al., 2023).

1.3.2.2. Isótopos estables en el agua ^{2}H y ^{18}O

En cuanto al estudio de los isótopos estables, se puede indicar que los isótopos son una variedad de elementos químicos con el mismo número atómico, pero con diferente número de neutrones en su núcleo (U. S. Kumar y Ansari, 2021). En general, los isótopos presentan abundancias diferentes de acuerdo con la expresión (Hoefs y Harmon, 2022):

$$R = \frac{Abundancia\ del\ isótopo\ en\ defecto}{Abundancia\ del\ isótopo\ en\ exceso} \tag{7}$$

En la molécula de agua existen dos isótopos, oxígeno e hidrógeno. En primer lugar, el oxígeno posee tres isótopos estables ^{16}O, ^{17}O y ^{18}O, con abundancias de 99,76%, 0,038% y 0,2%, respectivamente. La relación para las variaciones isotópicas del ^{18}O ($^{18}O/^{16}O$ >> 0,0020), es considerado como representativo para estudios hidrológicos (Baker, 2014), por ende, el isótopo pesado es utilizado como trazador en el ciclo hidrológico.

Por su parte, el elemento hidrógeno tiene dos isótopos estables ^{1}H y ^{2}H, con abundancias del 99,985% y el 0,015%, en el orden mencionado. La relación isotópica del ^{2}H ($^{2}H/^{1}H >> 0{,}00015$), es representativa para estudios hidrológicos. Es importante mencionar que esta relación presenta una variación natural del 250‰, mayor que las variaciones del ^{18}O, debido a las diferencias de masas entre los isótopos del hidrógeno, que es del 50% (Baker, 2014).

De acuerdo con la ecuación 7, las abundancias isotópicas no se describen como números absolutos, sino como desplazamientos de la relación isotópica de una muestra a una muestra de referencia o a un estándar (Mook, 2002), y se describe en términos matemáticos mediante la comparación de las relaciones isotópicas de los dos componentes en equilibrio químico (A↔B).

$$\alpha_A(B) = \frac{R_B}{R_A} \tag{8}$$

Acorde con la expresión anterior, se considera que los efectos isotópicos son pequeños, es decir, $\alpha \approx 1$. De este modo, se utiliza la desviación respecto a 1, llamada fraccionamiento isotópico (Hoefs y Harmon, 2022).

$$\delta_{\frac{B}{A}} = \frac{R_B}{R_A} - 1 \quad (9)$$

El fraccionamiento isotópico tiene que ver con diferencias en las fuerzas de los enlaces formados entre isótopos pesados y livianos de un mismo elemento. La energía requerida para romper un enlace difiere entre moléculas de diferente masa. Los isótopos pesados forman enlaces más fuertes y, por tanto, requieren una mayor energía para romper dichos enlaces respecto a los más livianos.

Para representar el fraccionamiento isotópico, los resultados analíticos se expresan en términos de δ^2H y $\delta^{18}O$. Por lo tanto, un valor de δ es un número adimensional pequeño que por lo general se presenta como ‰. Cuando δ tiene valores negativos se presentan abundancias bajas del isótopo pesado, es decir, se presenta un empobrecimiento del isótopo pesado.

Para el cálculo de las desviaciones de δ^2H y $\delta^{18}O$ se presenta la relación isotópica frente a un estándar, normalmente se utiliza el estándar *Vienna Standard Mean Ocean Water* (VSMOW), aunque también se encuentra los estándares: *Standard Light Antarctic Precipitation* (SLAP) y *Greenland Ice Sheet Precipitation* (GISP), los cuales se utilizan para muestras con contenidos isotópicos muy empobrecidos como las muestras de nieve.

Como resultado, la concentración de los isótopos estables en la molécula es expresada de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\delta = \frac{R - R_{VSMOW}}{R_{VSMOW}} \quad (10)$$

En la ecuación 10, δ es la variación de la relación isotópica (δ^2H y $\delta^{18}O$) y R es la relación isotópica de la muestra y representa el cociente entre los isótopos estables $^{18}O/^{16}O$ o $^{2}H/^{1}H$ (Oliveira et al., 2022).

La aplicación de las variaciones isotópicas de δ^2H y $\delta^{18}O$ en el agua lluvia a nivel mundial, evidenció que estas aguas son fraccionadas por procesos hidrometeorológicos de una manera predecible (Bowen, 2008). De modo que, las relaciones isotópicas describen una tendencia lineal, lo que ha permitido definir esa relación como la Línea Meteórica Global (LMG), la cual fue caracterizada por primera vez por Harmon Craig (Craig, 1961). La ecuación de la recta presenta una pendiente de ocho y un exceso de deuterio de 10 unidades, como se presenta en (11):

$$\delta^2 H = 8\delta^{18} O + 10‰ \quad (11)$$

En la relación lineal se evidencia que la diferencia en la presión de vapor entre las moléculas pesadas y livianas del agua, dan lugar a fraccionamientos diferentes para ambos isótopos, es decir, el δ^2H presenta un fraccionamiento ocho veces mayor para el δ^{18}O (Bailey et al., 2018).

Posterior a este primer procesamiento de datos, el organismo *International Atomic Energy Agency* (IAEA), a través de los datos de la *Global Network of Isotopes in Precipitation* (GNIP) refinó esta relación donde se obtuvo la siguiente expresión (Rozanski et al., 1993):

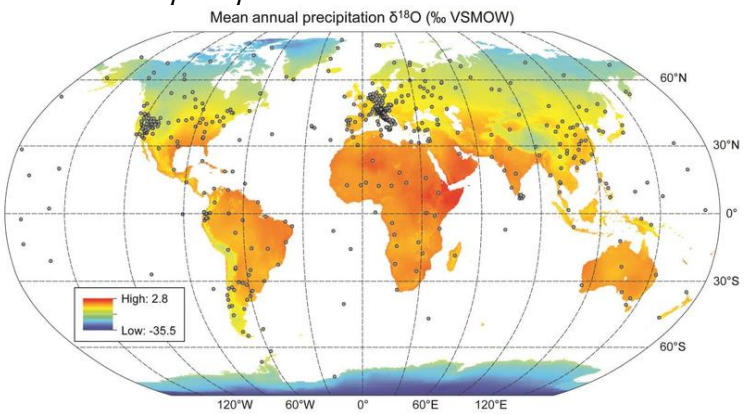
$$\delta^2 H = 8{,}13\delta^{18} O + 10{,}8‰ \quad (12)$$

En general, esta relación lineal es el resultado de la estacionalidad y las variaciones del fraccionamiento de isótopos durante la evaporación y la condensación. Uno de los principales hallazgos con estas LMG es que las aguas con firmas isotópicas más empobrecidas se encontraban en las regiones más frías (Rozanski et al., 1993), como se presenta en la figura 4. Esta forma de distribución isotópica se utiliza como herramienta para el entendimiento del ciclo hidrológico, y en particular, para identificar las zonas de recarga de aguas subterráneas.

A partir de las LMG, se identificaron los factores que cambian la firma isotópica del agua lluvia (Appelo y Postma, 2005; I. Clark, 2015; I. D. Clark y Fritz, 1997; Jasechko, 2019; Putman et al., 2019). Los valores de δ^2H y δ^{18}O en las precipitaciones tienden a volverse más negativos con el aumento de la latitud, a medida que nos alejamos del ecuador hacia los polos, con la distancia del mar hacia el interior del continente y en zonas de mayor altitud. Además, en regiones templadas y polares, los valores isotópicos son más negativos durante el invierno. También se ha observado que, en eventos de lluvia intensa, los valores isotópicos tienden a ser más negativos, mientras que en lluvias ligeras son más enriquecidos.

Figura 4

Distribución global de $\delta^{18}O$ en la precipitación



Nota. Mapa de $\delta^{18}O$ en la precipitación obtenido por regresión de los datos disponibles en la GNIP. Fuente: (Baker, 2014).

A partir de la información de la GNIP, se han realizado diversos estudios que han permitido establecer que las pendientes de las ecuaciones lineales dependen de la humedad de la zona, de la siguiente manera: si la humedad es extremadamente baja (0,25%) se obtendría una pendiente en la línea cercana a cuatro, mientras que para una humedad del 75% la pendiente estaría por encima de cinco. Solo con humedades mayores que 90% se obtendrían pendientes cercanas a ocho (Gat, 2005; Putman et al., 2019). A su vez, el exceso de deuterio que a escala mundial tiene un valor promedio de 10‰, puede variar debido a las condiciones propias de humedad, velocidad del viento, temperatura superficial del mar y variaciones estacionales en la precipitación (Appelo y Postma, 2005).

Con relación al proceso de condensación, la única forma de producir precipitación es enfriando la masa de vapor. En otras palabras, si la temperatura no cae al punto de condensación, entonces no se producirá lluvia. A medida que la masa de aire sigue su trayectoria desde su fuente de vapor (océano), a sitios con mayor latitud y altitud, se enfría y pierde masa a través de la precipitación. A medida que se van produciendo lluvias sucesivas, se genera un empobrecimiento en isótopos pesados en la masa de aire remanente (Clark, 2015), lo que indica que zona más altas y alejadas de la costa se presentan empobrecimientos de los isótopos más pesados.

Ahora bien, el agua evaporada sobre los océanos contribuye con al rededor del 32% de la precipitación en los continentes, pero la contribución varía dependiendo de la distancia a las líneas costeras y de las condiciones meteorológicas. Sin embargo, este flujo de humedad desde el océano y su regreso por precipitación o por fuentes de agua superficial, a escala anual y escala global, se

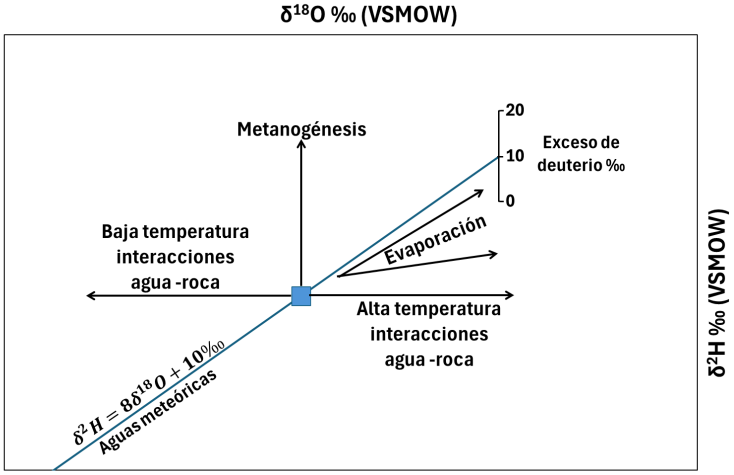
considera que está en equilibrio dinámico (Clark, 2015), por ende, los estudios isotópicos por lo general tienen una duración de un ciclo hidrológico (Appelo y Postma, 2005).

A escalas pequeñas se han calculado Líneas Meteóricas Locales (LML) desarrolladas mediante análisis de regresión lineal con las variaciones de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ de una o varias estaciones de recolección de agua lluvia. Los coeficientes de regresión de estas líneas, en general, varían de la línea global, exhibiendo diferencias producidas por procesos como la evaporación parcial y mezcla de masas de aire (Hughes y Crawford, 2012).

En este contexto, las líneas meteóricas son el marco de referencia para la interpretación de los resultados de isótopos estables en agua subterránea y superficial (Mook, 2002). En consecuencia, todos los desplazamientos observados con relación a estas líneas indican cuáles procesos de intercambio y fraccionamiento isotópico han tenido lugar (Bailey et al., 2018). En la figura 5 se presentan algunos de estos procesos: evaporación e interacciones agua - roca, entre otros (Rey et al., 2018), los cuales representan las posibles variaciones isotópicas que se pueden evidenciar en el agua subterránea.

Figura 5

Procesos que modifican las composiciones isotópicas de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ en las aguas subterráneas



Nota. Adaptado de Jasechko (2019).

En el año 2004 se determinó para Colombia la LML la cual presentó una pendiente de 8 y un intercepto de deuterio de 9,6 (Rodríguez, 2004). A su vez, en el año 2009 se calculó de nuevo y se obtuvo una pendiente de ocho y un intercepto de 12,1 (Saylor et al., 2009). Por último, en el año 2022 a partir de los datos de la GNIP, se calculó de nuevo y presentó una pendiente de ocho y

un intercepto de deuterio de 9,8 (Herrera et al., 2023). Acorde con lo anterior, las ecuaciones estimadas para Colombia presentan diferencia en el intercepto de deuterio por mezcla de masas de aire con mayor humedad relativa.

Por otra parte, la construcción de LML ha presentado desafíos y limitaciones relacionados con la variabilidad espacial de los isótopos estables en la precipitación, los cuales cambian de forma notable de un lugar a otro. Asimismo, pueden verse afectados por la fuente de humedad que favorece la precipitación, la cual puede variar a lo largo de las estaciones o debido a eventos climáticos. Para que los datos sean representativos, es necesario contar con una red de estaciones de muestreo, lo cual puede ser costoso y a nivel logístico complejo en regiones remotas o de difícil acceso.

En la tabla 1, se presentan LML estimadas en Colombia en diferentes estudios de investigación:

Tabla 1

Líneas Meteóricas Locales (LML) en Colombia

Departamento	LML	Autores
Boyacá centro	$\delta\ ^2H = 7{,}9\delta^{18}O + 8{,}25‰$	Malo and Alfaro, 2017
Río de Oro - Santander	$\delta\ ^2H = 8{,}05\delta^{18}O + 12{,}8‰$	Cetina et al., 2020
Santander	$\delta\ ^2H = 8{,}33\delta^{18}O + 14{,}2‰$	Herrera et al., 2023
Llanos Orientales	$\delta\ ^2H = 7{,}08\delta^{18}O + 11{,}66‰$	Gómez et al., 2015
Andes Colombianos	$\delta\ ^2H = 8{,}2\delta^{18}O + 12{,}3‰$	Tangarife-Escobar et al., 2023

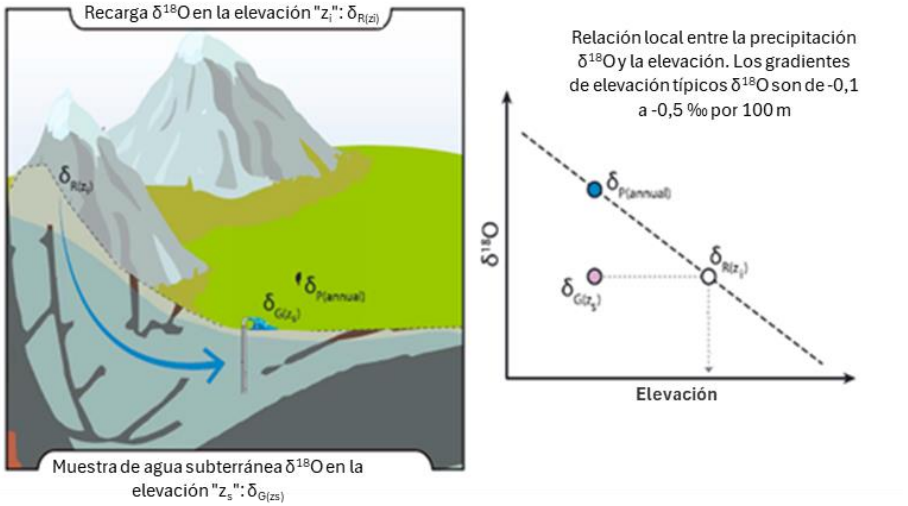
La relación entre la composición isotópica de la precipitación y la elevación es de gran importancia en hidrología isotópica, ya que proporciona una herramienta para determinar la elevación donde ocurre la recarga hídrica. Esto permite distinguir entre aguas recargadas a altitudes elevadas y aquellas recargadas a altitudes más bajas (Vélez O. y Rhenals G., 2008), como se muestra en la figura 6. Investigaciones realizadas en diversas regiones del mundo han establecido que el $\delta^{18}O$ disminuye entre –0,10 y –0,5 ‰ por cada 100 metros de elevación, mientras que el $\delta^{2}H$ disminuye entre –2,5 y –4,0 ‰ por cada 100 metros de altitud (I. D. Clark y Fritz, 1997).

Sin embargo, es importante resaltar que estas tasas de cambio son aproximaciones generales y pueden variar dependiendo de las características climáticas y geográficas de cada zona, así como de la cantidad y calidad de la información disponible. Por ello, estos valores deben considerarse

como una guía de referencia más que como constantes universales aplicables de forma directa en todos los contextos.

Figura 6

Esquema del gradiente altitudinal



Nota. Adaptado de Jasechko (2019).

En las regiones ecuatoriales, la composición isotópica del agua de lluvia presenta una marcada variabilidad espacial, siendo la elevación el principal factor determinante. La composición de $\delta^{18}O$ en la precipitación cambia con la elevación a una tasa de –0,2 ‰ por cada 100 metros hasta los 3000 m s.n.m. A partir de esa elevación, la tasa de cambio aumenta a –0,5 ‰ por cada 100 metros (Rozanski y Araguas, 1995).

En Colombia las investigaciones han calculado estos gradientes altitudinales de $\delta^{18}O$ en la precipitación. En Boyacá centro, se obtuvo una tasa de –0,16 ‰ por cada 100 m (Malo y Alfaro, 2017) y en la cuenca del río de Oro, Santander, se reportó un gradiente de –0,18 ‰ por cada 100 m (Cetina et al., 2020). En la zona del Bajo Cauca Antioqueño, los valores fueron similares a los de la región ecuatorial, con cambios de –0,2 ‰ por cada 100 m (Palacio y Betancur, 2007). Finalmente, para Colombia se registró un valor de –0,19 ‰ por cada 100 m (Herrera et al., 2023).

En la cuenca del río La Baja, se dispone de información de isótopos estables proveniente del proyecto Soto Norte (2020) y del estudio realizado por Herrera (2023). En el EIA, se utilizaron 1013 muestras de agua superficial y subterránea para la elaboración de la LML (Minesa S.A., 2020). Sin embargo, no se tomó una sola muestra de agua lluvia, las cuales son esenciales para la

construcción de la LML. Por consiguiente, la ecuación presentada en el estudio no corresponde a una LML, lo que implica que el marco de referencia utilizado en el proyecto Soto Norte para el estudio de las variaciones isotópicas en el agua subterránea y superficial no es adecuado. Por otro lado, en el 2023 se construyó la LML de Santander utilizando 80 datos sobre las variaciones temporales y espaciales de los $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ en la precipitación disponibles en la GNIP (Herrera et al., 2023), como se presenta en la tabla 1.

En el proyecto Soto Norte se presenta la interpretación de los resultados de los análisis de isótopos realizados en más de 1013 muestras de agua, recolectadas entre diciembre de 2016 y junio de 2018. Según los análisis, se indicó que el agua en los suelos de alta porosidad típicos del páramo no parece tener una conexión directa con el agua subterránea más profunda, constituyendo un sistema independiente. De esta manera, estas aguas de páramo no estarían sujetas a impactos debido a las operaciones mineras (Minesa S.A., 2020) .

Pese a ello, los datos también indican que en el túnel de exploración El Emboque, ubicado a una elevación de 2675 m s.n.m., se evidencian variaciones de $\delta^{18}O$ entre −10 ‰ y −12 ‰. La firma isotópica empobrecida, observada en el agua del túnel de exploración minera, sugiere una posible conexión entre el agua del páramo y aguas subterráneas más profundas, lo que genera incertidumbre frente a las ideas previas de que el agua de estas zonas no está interconectada.

Para explorar esta posibilidad, en 2022 se llevaron a cabo tres campañas de campo, recolectando un total de 139 datos de isótopos estables. Los resultados señalan que los valores isotópicos del agua drenada en el túnel El Emboque son similares a los de las muestras de agua subterránea del páramo. Sin embargo, no se ha identificado con claridad la firma isotópica del agua lluvia del páramo (Herrera et al., 2023).

1.3.2.3. Calidad del agua

En Colombia, el Ministerio de Salud y Protección Social (MPS) y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) establecieron las normas de calidad del agua para consumo humano en la Resolución 2115 de 2007. Asimismo, el MADS definió los criterios de calidad del agua según su tipo de uso en el Decreto Único Reglamentario 1076 de 2015. Los artículos 2.2.3.3.9.3, 2.2.3.3.9.4 y 2.2.3.3.9.5 de este decreto especifican los límites de calidad para el agua destinada a fines domésticos, de consumo y agropecuarios.

En el marco normativo vigente, se reconoce la importancia de regular la presencia de elementos químicos que, en determinadas concentraciones, pueden representar riesgos para la salud humana. Estas normas establecen límites máximos permitidos para diversas sustancias, incluidos los metales pesados como el arsénico, cadmio, cobre, mercurio y níquel.

El arsénico (As) proviene tanto de fuentes naturales, como de fuentes antropogénicas, incluyendo la minería (Duker et al., 2005). La exposición humana al As es un problema de salud pública (Naujokas et al., 2013) y una de las principales vías de exposición es el consumo de agua subterránea contaminada (OMS, 2017). El arsénico inorgánico causa irritación gastrointestinal, cambios cutáneos y aumenta el riesgo de cáncer de piel, pulmón, hígado y linfático (ATSDR, 2005).

La arsenopirita (FeAsS) es el mineral más común del As y se asocia con minerales de cobre, zinc, oro, plata y plomo (Henke, 2009). Por lo tanto, suele estar inmóvil en el medio ambiente. Sin embargo, actividades como la minería exponen este mineral a un ambiente oxidante, convirtiendo la arsenopirita en compuestos solubles en agua, como se muestra en la ecuación 1 (Morin et al., 2006).

$$4FeAsS_{(s)} + 6H_2O_{(l)} + 13O_{2(g)} \leftrightarrow 4{Fe^{2+}}_{(ac)} + 12{H^{+}}_{(ac)} + 4{SO_4}^{2-}{}_{(ac)} + 4{AsO_4}^{3-}{}_{(ac)} \quad (13)$$

Bajo estas condiciones oxidantes, el As por lo general existe como H_3AsO_4 (arseniato), mientras que, en condiciones reductoras, se presenta como H_3AsO_3 (arsenito), el cual es más móvil en el agua, lo que facilita su transporte y, por ende, genera mayor contaminación (Lillo, 2008).

La contaminación por mercurio (Hg) es un problema ambiental persistente, se bioacumula y biomagnifica en la cadena alimenticia debido a su metilación por microorganismos y a su afinidad con la materia orgánica, en especial las proteínas (Kidd et al., 2012). Los efectos tóxicos se observan en especial en los riñones, tanto en personas como en animales, tras exposiciones breves o prolongadas (OMS, 2017).

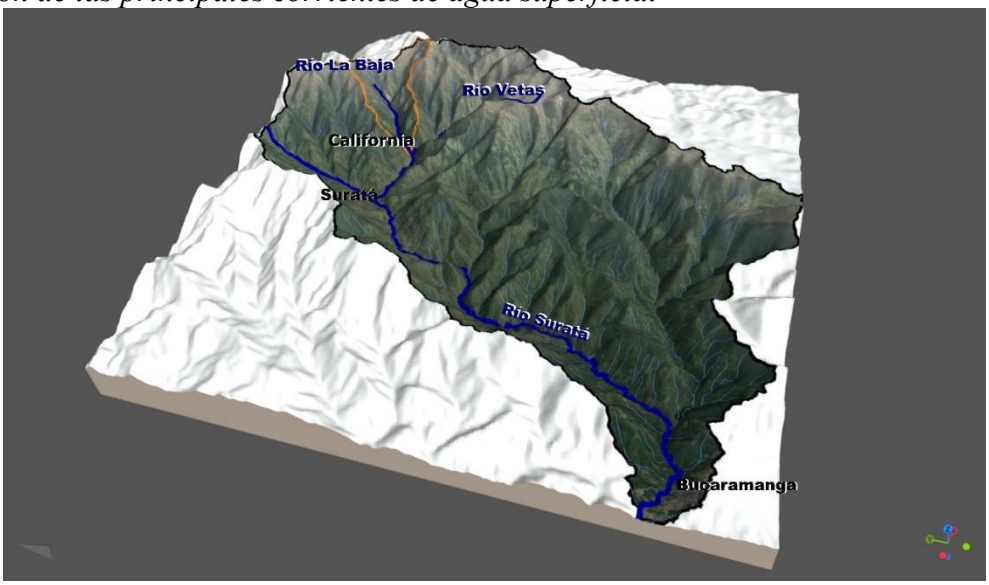
El Hg^{2+} tiene toxicidad moderada, mientras que el metilmercurio (CH_3Hg^{+}) es muy tóxico, causando malformaciones y deficiencia mental (Hong et al., 2012). El pH en los sistemas acuáticos afecta la toxicidad del mercurio; en aguas ácidas, su movilidad aumenta, facilitando su entrada en la cadena alimenticia. La principal exposición al Hg es a través de la ingesta de peces, mariscos y arroz, sobre todo en forma de CH_3Hg^{+} (ATSDR, 2022).

El cadmio (Cd) es uno de los metales más tóxicos y es clasificado como carcinógeno y genotóxico. Si se ingiere incluso en bajas dosis, se acumula en el hígado y riñones, también puede dañar otros órganos como el páncreas, bazo, corazón, pulmones y testículos (ATSDR, 2012). El cobre (Cu) es un elemento esencial para los organismos vivos, pero tóxico en dosis elevadas, el efecto tóxico aumenta al combinarse con cadmio, zinc y mercurio. Los síntomas de intoxicación aguda incluyen irritación respiratoria, dolor abdominal, náuseas, diarrea y vómitos, la exposición crónica puede causar daños renales y hepáticos (ATSDR, 2022). El níquel (Ni) se encuentra naturalmente en la corteza terrestre y la exposición principal es a través de alimentos contaminados, contacto dérmico e inhalación de humo de tabaco. Los efectos adversos comprenden reacciones alérgicas, efectos renales, bronquitis crónica, disminución de la función pulmonar y cáncer de pulmón (ATSDR, 2005).

A nivel regional se han realizado mediciones de estos elementos por lo que es importante destacar la estructura de la red hidrográfica de la región: el río La Baja es un tributario del río Vetas, ambos provenientes del páramo de Santurbán; aguas abajo, el río Vetas se convierte en afluente del río Suratá. Al final, el río Suratá, junto con el río de Oro, forma el río Lebrija, que desemboca en el río Magdalena. En la figura 7 se presenta la red hidrográfica de la parte alta hasta la ciudad de Bucaramanga.

Figura 7

Distribución de las principales corrientes de agua superficial



La Autoridad Ambiental con jurisdicción en el páramo de Santurbán, la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB), ha realizado monitoreos de calidad del agua en la cuenca alta del río Lebrija. En el POMCA del año 2020, reportó el análisis de 54 puntos de agua superficial, aunque no se incluyó información sobre monitoreos en aguas subterráneas (CDMB, 2020).

Por otra parte, el Acueducto Metropolitano de Bucaramanga (AMB) quien supervisa la calidad del agua cruda que llega a las plantas de tratamiento de agua potable del río Suratá, ha registrado niveles altos de mercurio. En julio del año 2022, detectaron 163 μgL^{-1} de mercurio, muy por encima del límite permitido por la Resolución 2115 de 2007 de 1 μgL^{-1} y el nivel más alto registrado en los últimos 15 años. Esta situación llevo al cierre temporal de las compuertas de captación en la bocatoma del río Suratá (Galvis Ramírez y Cía S.A., 2023).

En el proyecto Angosturas se identificaron los metales predominantes en la quebrada Angosturas y el río La Baja, dentro de estos metales se encuentra el hierro, cobre, potasio, magnesio y sodio. Otros elementos como zinc, arsénico y cobalto se encontraron en concentraciones menores que no exceden los límites establecidos por el Decreto 1076 de 2015. Otros elementos como níquel, plomo, plata, cadmio, cromo y aluminio estuvieron por debajo del límite de cuantificación del laboratorio, el cual a su vez está por debajo del límite máximo permisible establecido por el mismo Decreto.

En otro aspecto, las concentraciones de hierro en el río La Baja oscilaron entre 0,47 y 10,01 mgL^{-1}, lo que supera el límite permisible de 5 mgL^{-1} determinado por el decreto para uso agrícola. Además, los niveles de cobre con valores entre 0,27 y 0,47 mgL^{-1}, excedieron el máximo permisible de 0,2 mgL^{-1} para este mismo uso (Greystar Resources Ltd., 2009). Acorde con lo anterior, el agua de la Quebrada Angosturas para ese estudio en particular resulto ser adecuada para consumo humano y doméstico después de un tratamiento convencional, así como para uso agrícola y ganadero. Aunque, el agua del río La Baja solo fue considerada apta para uso agrícola y recreativo (Greystar Resources Ltd., 2009).

En el año 2017, los valores de arsénico en el río Vetas durante las temporadas de lluvia y seca fueron de 0,016 y 0,0158 mgL^{-1}, respectivamente, cumpliendo con los límites máximos establecidos para consumo humano, uso agrícola y pecuario. Sin embargo, en 2018, las concentraciones de arsénico en el río La Baja y el río Vetas alcanzaron 0,06 mgL^{-1}, mientras que el río Suratá presentó una concentración de 0,11 mgL^{-1}, superando los límites máximos permisibles

para consumo humano y doméstico. Estas concentraciones se relacionan de forma directa con la actividad minera, afectando la calidad del agua en la cuenca del río La Baja (Minesa S.A., 2020).

Para el metilmercurio, las concentraciones más altas se encontraron en el río Vetas (0,15 - 0,6 mgL^{-1}) y las más bajas en el río Suratá (0,031 - 0,3 mgL^{-1}); la presencia de este compuesto se asocia de nuevo con la actividad minera. Otros metales como plata, cadmio, cromo y níquel presentaron valores por debajo del umbral máximo permitido en todos los puntos monitoreados (Minesa S.A., 2020).

Con relación a los análisis químicos de aguas subterráneas en la cuenca del río La Baja, se tomaron muestras en piezómetros y manantiales para evaluar la calidad del agua en el área de influencia del proyecto. Los resultados indicaron que los piezómetros presentaban concentraciones más altas de elementos metálicos oxidables como aluminio, zinc, manganeso y níquel, en comparación con los manantiales. Esta diferencia se explica por la disolución y oxidación de compuestos químicos presentes en las rocas metamórficas del Neis de Bucaramanga, donde se localizan los puntos de monitoreo. Pero, es importante resaltar que el monitoreo omitió puntos de interés hidrogeológico, como el túnel exploratorio El Emboque, producto de la actividad minera en la cuenca (Minesa S.A., 2020).

En el año 2022, se realizó un estudio hidrogeológico y de la calidad del agua subterránea en el área de influencia del proyecto minero de Soto Norte, que abarcó dos campañas de monitoreo hidrogeoquímico. La primera, realizada entre marzo y abril, cubrió 40 puntos de muestreo que correspondían a 18 manantiales, 13 piezómetros, 2 bocaminas y 7 cuerpos de agua superficial. La segunda campaña, en noviembre, incluyó 29 puntos, con 7 piezómetros, 11 manantiales, 5 bocaminas y 6 muestras de agua superficial (Herrera et al., 2023).

En los análisis de los parámetros fisicoquímicos de campo, se encontró que en la cuenca del río La Baja, la mayoría de los resultados con valores bajos de pH están relacionados de forma directa con los túneles mineros. En adición, se observó que la conductividad eléctrica de las aguas drenadas por los socavones presenta valores elevados en comparación con el total de las muestras analizadas, lo que sugiere altas concentraciones de elementos químicos en estas aguas. Se informó que algunos drenajes de los túneles fluyen directamente hacia los cuerpos de agua superficial de la cuenca, incorporando elementos que alteran la calidad del agua superficial (Herrera et al., 2023).

En cuanto a las concentraciones de elementos con potencial tóxico, durante la segunda campaña de monitoreo se determinó que el arsénico en las aguas superficiales monitoreadas no

supera los límites permisibles establecidos por la Resolución 2115 de 2007, encontrándose incluso por debajo del límite de cuantificación del laboratorio, que es de 2 μgL^{-1}. No obstante, algunos puntos de agua subterránea presentan concentraciones superiores a 10 μgL^{-1}. Otros estudios han reportado que las concentraciones de arsénico aguas abajo de los túneles mineros superan el límite permitido por la normatividad nacional (Alonso, 2014; Escobar, 2018).

1.3.2.4. Índice de Calidad del Agua Subterráneas

El Índice de Calidad del Agua (ICA) es una herramienta para evaluar el estado de calidad del agua y determinar su aptitud para distintos usos, especialmente el consumo humano. En Colombia, el IDEAM ha desarrollado una metodología específica para aplicar este índice en cuerpos de agua superficiales. Sin embargo, actualmente no se cuenta con una metodología oficial para evaluar la calidad de las aguas subterráneas, lo que representa una limitación al momento de hacer análisis comparativos o establecer estándares en este tipo de agua.

En este contexto, Martínez Franco (2007) diseñó el índice de calidad de agua subterránea para consumo humano (ICA-AS). Este índice se basa en los criterios del Decreto 475 de 1998 y permite determinar si el agua subterránea puede ser apta para el consumo humano con un tratamiento de desinfección. Por otra parte, Vélez Ortíz (2017) propone el Índice de Calidad General de las Aguas Subterráneas (ICG-As), que establece diferentes conjuntos de parámetros físicos, químicos y microbiológicos según el uso del agua (consumo humano, agrícola e industrial).

En la tabla 2, se presentan los parámetros considerados por estas dos metodologías, así como sus respectivas ecuaciones de cálculo.

Tabla 2

Parámetros considerados y ecuaciones utilizadas para calcular los índices de calidad de agua subterránea propuesto por Martínez (2007) y Vélez (2017)

Índice	Parámetros	Ecuación de cálculo
ICA-AS (Martínez Franco, 2007)	Coliformes fecales, color, pH, dureza, nitratos, hierro, turbiedad	$ICA - AS = \sum (Y_i \cdot P_i)$ donde: Yi = calidad relativa del parámetro, Pi = peso del parámetro

Índice	Parámetros	Ecuación de cálculo
ICG-As consumo humano (Vélez Ortíz, 2017)	Coliformes totales, coliformes fecales, color, pH, conductividad, COD, alcalinidad, dureza, sulfatos, nitratos, hierro y cloruros	$\mathrm{ICG-As} = 100 - \left(\frac{\sqrt{A_1^2 + F^2 + A_2^2}}{1{,}732}\right)$ $A_1 = \left(\frac{\text{N° de objetivos no alcanzados}}{\text{Total de objetivos medidos}}\right) \cdot 100$ $F = \left(\frac{\text{N° de pruebas fallidas}}{\text{Total de pruebas realizadas}}\right) \cdot 100$ $A_2 = \left(\frac{N}{0{,}01N + 0{,}01}\right) \cdot 100$ $\text{Evaluación} = \left(\frac{\text{valor de prueba falluda}_i}{\text{Valor de objetivo}_i}\right) - 1$ $N = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n} \text{Evaluación}_i}{\text{Total de pruebas realizadas}}\right) \cdot 100$
ICG-As uso industrial (Vélez Ortíz, 2017)	pH, dureza, conductividad, solidos disueltos totales, hierro, manganeso, coliformes totales	
ICG-As uso agrícola (Vélez Ortíz, 2017)	pH, manganeso, cobre, coliformes totales, coliformes fecales, solidos disueltos totales	

Fuente: Adaptado de Pineda Blanco (2022)

A pesar de lo anterior, una de las principales dificultades en la aplicación de estos índices es la limitada disponibilidad de datos, en muchos casos los estudios no cuentan con la información suficiente para todos los parámetros requeridos por estas metodologías, lo que condiciona su implementación.

Por lo anterior, se considera la metodología propuesta por Sahu y Sikdar (2008), la cual consiste en un índice de calidad de aguas subterránea basado en parámetros fisicoquímicos y adaptable a diferentes conjuntos de datos. Esta metodología permite calcular el índice considerando un número variable de parámetros, lo que amplía su aplicabilidad. En Colombia, investigaciones como la de López Velandia (2023), han utilizado esta metodología para evaluar la calidad de acuíferos locales.

A nivel internacional, diversos estudios han demostrado la utilidad de este ICA de agua subterráneas para identificar factores de contaminación y evaluar el riesgo ambiental. Estudios como lo de Ramakrishnaiah et al. (2009) en Tumkur (India), Varol y Davraz (2015) en la llanura aluvial del lago Eğirdir (Turquía), Kulisz et al. (2021) en regiones de Polonia con alta actividad antrópica, y (Atta et al., 2022) en las áreas circundantes al canal de Ismailia (Egipto).

En cuanto a la cuenca del río La Baja, no se han identificado estudios que apliquen el ICA para evaluar la calidad del agua subterránea. Sin embargo, Quintana y Jaimes (2019) analizaron la calidad del agua superficial en la quebrada Angosturas, donde no se identificaron impactos en el recurso hídrico por actividad minera mediante el uso del ICA desarrollado por la autoridad ambiental del Estado de Sao Paulo, Brasil (CETESB) y otros índices de calidad y contaminación.

2. Desarrollo metodológico

Este proyecto tiene como propósito evaluar la calidad del agua subterránea en la cuenca del río La Baja, con énfasis en sus componentes inorgánicos, las características hidrogeoquímicas y las variaciones en los isótopos estables del agua. Para lograrlo, se analizó la posible influencia de las actividades mineras en la composición del agua subterránea, tomando como base datos históricos disponibles para la zona. A continuación, se describen las etapas metodológicas empleadas.

2.1. Recopilación de información secundaria

La primera fase consistió en la recopilación de información hidrogeológica, química e isotópica. Se consultaron diferentes fuentes, como artículos científicos, tesis de maestría, memorias de congresos, informes de entidades del estado y reportes de empresas mineras.

Los datos de laboratorio recopilados comprenden un período de 13 años, desde 2009 hasta 2022 y provienen de Estudios de Impacto Ambiental (EIA) e informes hidrogeológicos. Estos datos abarcan análisis químicos del agua subterránea de los años 2009, 2016 y 2022; y datos isotópicos de los años 2016, 2017, 2018 y 2022.

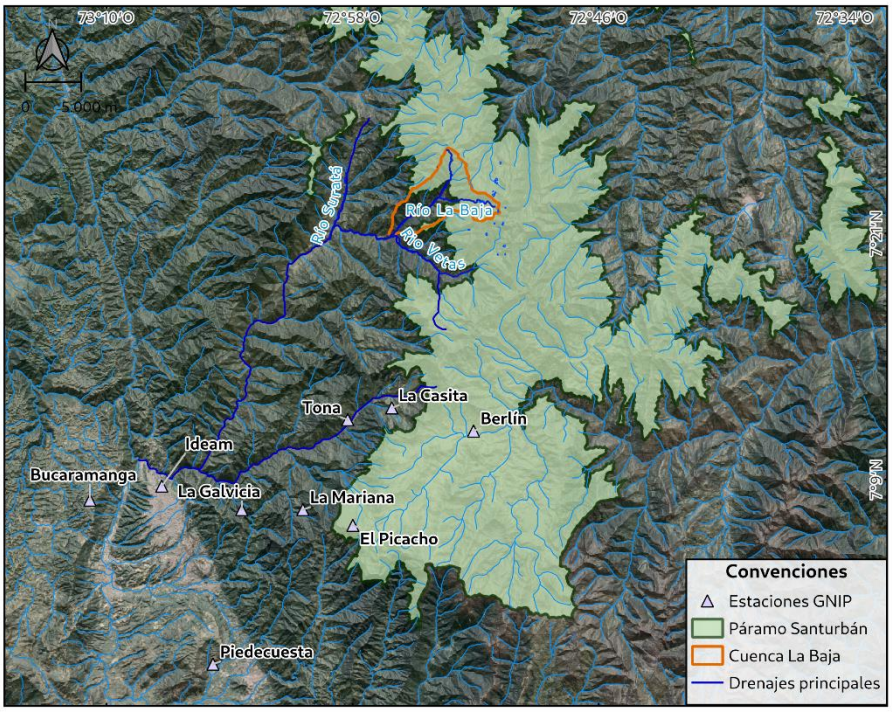
Para asegurar la consistencia de los datos químicos, se verificó que incluyeran los principales cationes (Na^+, Ca^{2+}, K^+, Mg^{2+}) y aniones (Cl^-, HCO_3^-, SO_4^{2-}), necesarios para los análisis hidrogeoquímicos (Krishna Kumar et al., 2015; Rezaei et al., 2021). Dentro de las muestras que contenían está información, se revisó cuales contenían concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, como arsénico (As), cadmio (Cd) y mercurio (Hg), entre otros. Con el fin de evaluar la calidad del agua comparando estas concentraciones con los límites establecidos en la normativa nacional para agua de distintos usos (MADS, 2015) y calcular el Índice de Calidad del Agua subterránea (ICA).

Los datos isotópicos de la precipitación (agua lluvia) se obtuvieron de la red GNIP a través del portal WISER (*Water Isotope System for Data Analysis, Visualization and Electronic Retrieval*) con el propósito de construir la Línea Meteórica Local (LML) y determinar el gradiente isotópico altitudinal, se utilizó la información disponible de las estaciones Berlín, Bucaramanga, El Picacho,

Ideam, La Casita, La Galvicia, La Mariana, Piedecuesta y Tona, todas ubicadas en el departamento de Santander como se observa en la figura 8.

Figura 8

Estaciones de la red GNIP en el departamento de Santander

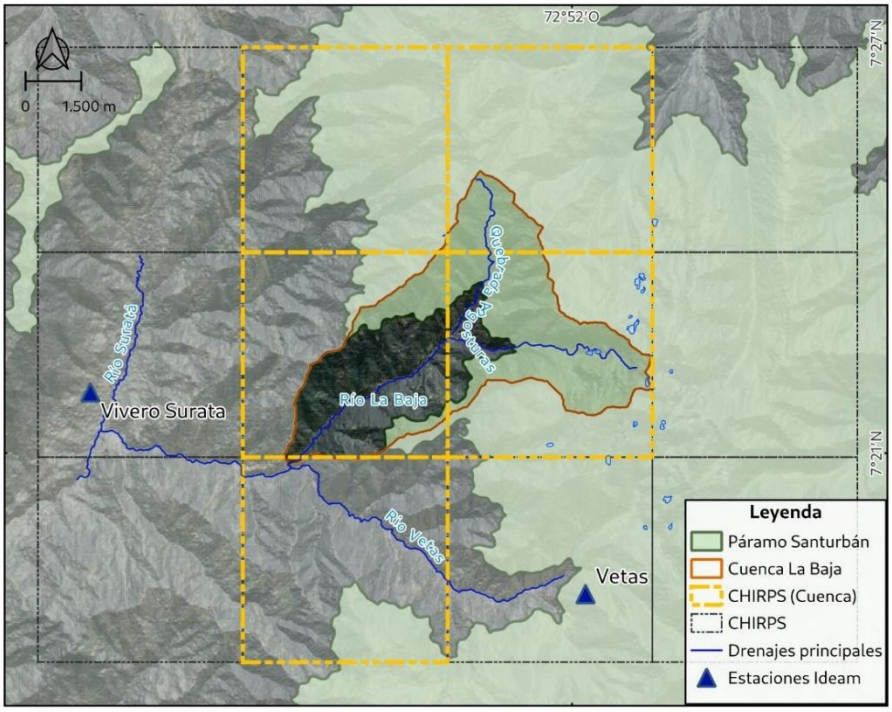


Para analizar el régimen de lluvias en la cuenca, se utilizaron los datos de precipitación de CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), que combina estimaciones basadas en imágenes infrarrojas con observaciones de estaciones meteorológicas (Funk et al., 2015). Para verificar la calidad de los datos de CHIRPS, se compararon los registros de precipitación de las estaciones más cercanas de la cuenca, Vetas – El Pozo y Vivero Suratá, disponibles en el sistema de información DHIME del IDEAM, con los valores de CHIRPS correspondientes a los píxeles más próximos a dichas estaciones, obtenidos a través de la herramienta Climate Engine (versión 2.1), desarrollada por el Desert Research Institute y la University of California, Merced.

En la figura 9 se muestra la ubicación de las estaciones del IDEAM, los píxeles de CHIRPS más cercanos a las estaciones y los píxeles que interceptan el área de la cuenca, utilizados para el análisis del régimen de lluvias.

Figura 9

Estaciones IDEAM y CHIRPS



2.2. Tratamiento de los datos

2.2.1. Análisis de homogeneidad de los datos

Para asegurar interpretaciones confiables en los puntos de agua con resultados químicos e isotópicos obtenidos en distintas fechas de muestreo, se calculó el Coeficiente de Variación (CV) sobre los datos de conductividad eléctrica (CE). Para evitar que valores extremos afecten el CV, primero se identificaron y excluyeron valores atípicos mediante el rango intercuartílico (IQR). Este proceso, basado en los cuartiles Q1 y Q3, que representan el 25% y el 75% de los datos, respectivamente, permitió definir límites superior e inferior para clasificar los valores como normales o atípicos. Con los valores atípicos removidos, se obtuvo un conjunto de datos depurado, sobre el cual se calculó el CV dividiendo la desviación estándar entre la media.

Este cálculo proporcionó un indicador de la variabilidad relativa en los datos de CE, lo que permitió realizar un análisis de la homogeneidad del conjunto de datos (Hernández, 2016). Es importante aclarar que este análisis tuvo como objetivo determinar si las aguas subterráneas

presentan un comportamiento relativamente homogéneo entre las distintas épocas climatológicas (seca y húmeda). La detección de datos atípicos en este proceso no implicó su exclusión del análisis hidrogeoquímico general; por el contrario, se utilizó como una herramienta exploratoria que permitió sustentar la decisión metodológica de realizar un único análisis integrado, sin segmentación por época.

2.2.2. Confiabilidad de los datos químicos

Para asegurar la confiabilidad de los datos químicos, se verificó inicialmente la relación entre la CE medida en campo y la calculada, según lo descrito en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association (APHA) et al., 2023) donde se espera un valor entre 0,9 y 1,1. El cálculo de la CE se realizó mediante el software PHREEQC del Servicio Geológico de Estados Unidos (Parkhurst y Appelo, 2013), utilizando los métodos propuestos por Appelo (2010) y McCleskey et al. (2012), con dos factores de compensación de temperatura: uno lineal (SC_lin) y otro no lineal (SC_nlf).

Por otra parte, se evaluó el cálculo del error del balance iónico, que se basa en el equilibrio entre cationes y aniones, lo que permitió identificar posibles errores en las determinaciones analíticas. La expresión utilizada para el cálculo del error es la siguiente (APHA et al., 2023; Appelo y Postma, 2005)

$$\sum cationes = (\mathrm{Na^+ + Ca^{2+} + K^+ + Mg^{2+}})mEqL^{-1} \; ; \; \sum \mathrm{an}iones = (\mathrm{Cl^-} + HCO_3^- + SO_4^-)mEqL^{-1} \quad (14)$$

$$Error\ (\%) = \frac{\sum cationes \; - \sum aniones}{\sum cationes \; + \sum aniones} x\ 100\% \quad (15)$$

Para que el error estimado fuera apropiado, se tuvo en cuenta los cationes Na^+, Ca^{2+}, K^+, Mg^{2+} y aniones Cl^-, HCO_3^-, SO_4^{2-}, los cuales se consideran representativos del 90% de las concentraciones iónicas en cada muestra (Appelo y Postma, 2005). En general, los estudios hidrogeoquímicos consideran un rango aceptable de error del balance iónico entre ±10% (Hem, 1985; McCleskey, Nordstrom, Ryan, et al., 2012; Nordstrom y JL, 1994). Si el error calculado se encuentra fuera de este rango, se evidencia la existencia de posibles problemas en los resultados del análisis químico; por lo tanto, se procederá a identificar las causas del error y tomar la decisión

de aceptar o rechazar los datos. Al igual que en el cálculo de la CE, el error se calculó a partir de las concentraciones reportadas, utilizando el software PHREEQC. Este programa convierte las concentraciones obtenidas en el laboratorio en concentraciones efectivas, para un análisis más preciso de los resultados.

Por otro lado, a las muestras que no cumplieron con el criterio inicial del balance iónico se les aplicaron métodos independientes de verificación de datos para asegurar la confiabilidad de los resultados, como las relaciones CE/∑cationes y CE/∑aniones que, para el caso de aguas dulces, se espera un valor cercano a 100 (APHA et al., 2023)

$$\frac{CE}{\sum cationes} = 100 \quad ; \quad \frac{CE}{\sum aniones} = 100 \tag{16}$$

2.2.3. Análisis estadístico y espacial de parámetros químicos

Una vez validada la confiabilidad de los datos, se llevó a cabo el análisis estadístico descriptivo para identificar patrones y tendencias en la composición del agua subterránea. Se calcularon medidas de tendencia central y dispersión, y *boxplots*, para visualizar la distribución de los datos y detectar posibles valores atípicos.

A su vez, se empleó el software QGIS para visualizar la distribución espacial de algunos parámetros fisicoquímicos del agua, como la CE, pH y la concentración de HCO_3^-, SO_4^{2-}, lo que permitió observar variaciones en función de la proximidad a las zonas con presencia de minería.

Sumado a esto, se realizó el Análisis de Componentes Principales (ACP) para simplificar el conjunto de datos y facilitar el análisis de las variables que más influyen en la composición química del agua subterránea en la cuenca. Cabe recordar que el ACP utiliza los valores propios (*eigenvalues*) para representar la cantidad de variación en los datos originales, considerando representativos aquellos componentes cuyo valor es superior a 1, y los vectores propios (*eigenvectors*) para identificar las variables más importantes en cada componente (McCuen, 1993).

Finalmente, se utilizó el método de Agrupamiento Jerárquico en Componentes Principales (AJCP) para clasificar las muestras en grupos con características hidroquímicas similares (Noshadi y Ghafourian, 2016). Los análisis y visualizaciones estadísticas se realizaron en RStudio versión 4.2.1, empleando las librerías *FactoMineR*, *factoextra* y *ggplot2*.

2.3. Zonificación área de trabajo

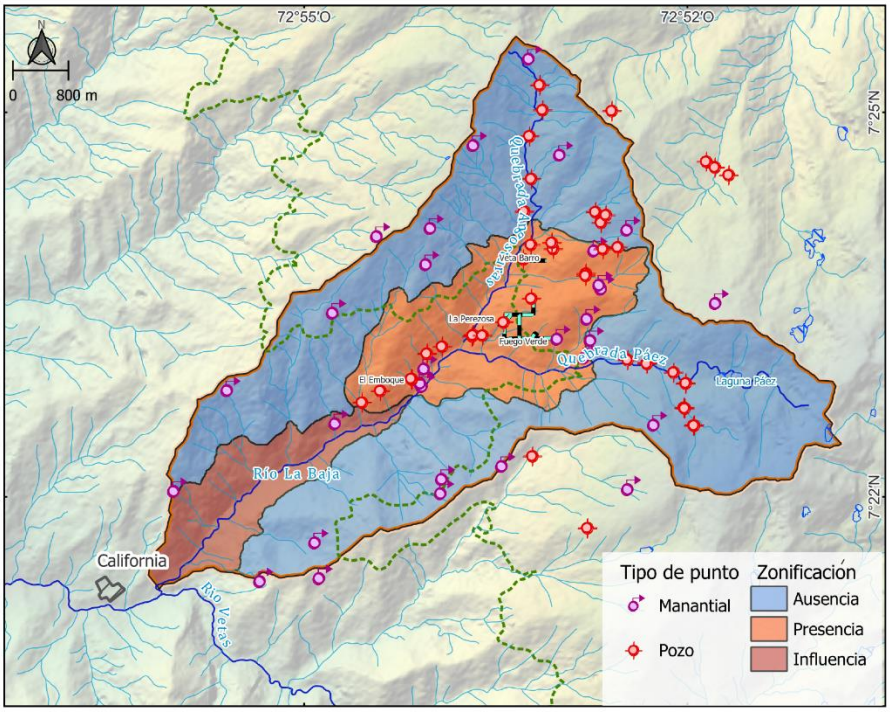
Con el fin de generar una zonificación para el manejo, interpretación y análisis de los datos, la cuenca se dividió en tres zonas: ausencia, presencia e influencia de la actividad minera. La zonificación permitió identificar las zonas de la cuenca no afectadas directamente por la minería y facilitó una evaluación diferenciada de las composiciones químicas del agua subterránea en el área de estudio.

La zona de ausencia de minería se delimitó estableciendo un límite altitudinal a partir del cual no se observó presencia de túneles o bocaminas. Es decir, las partes altas de la cuenca, situadas por encima de esta elevación, fueron clasificadas como áreas libres de actividades mineras.

La zona de presencia se delimitó en las áreas donde se evidencia la existencia de túneles y bocaminas, identificando así el sector de la cuenca con actividad minera. Finalmente, se definió como zona de influencia el área de menor elevación, donde se concentra la escorrentía proveniente de estos túneles y bocaminas, coincidiendo con la parte baja de la cuenca que desemboca en el río Vetas. En la figura 10 se muestra la zonificación del área junto con la distribución de los puntos recopilados.

Figura 10

Distribución de muestras con información química e isotópica disponible



2.4. Línea Meteórica Local

Para la generación de la Línea Meteórica Local (LML), se aplicaron métodos de regresión lineal ponderada y no ponderada. Las alternativas no ponderadas incluyen regresión de mínimos cuadrados ordinarios (*Ordinary Least Squares regression* – OLS), regresión ortogonal (*Major Axis* – MA), regresión ortogonal reducida (*Reduced Major Axis* – RMA), siendo estas dos últimas más apropiadas para el cálculo de la LML, dado que tanto el $\delta^{2}H$ como el $\delta^{18}O$ se miden y con un error conocido. Estudios sugieren que estas regresiones son más apropiadas cuando los errores están asociados con ambas variables (Argiriou y Lykoudis, 2006; Carr, 2012). También se utilizó la regresión de mínimos cuadrados ordinarios ponderada por la precipitación (P*recipitation Weighted Least Squares Regression* – PWLSR) que permite minimizar el impacto de eventos de precipitación de menor magnitud, que suelen no tener importancia hidrológica (Hughes y Crawford, 2012; Putman et al., 2019).

Dado que no se cuenta con registros directos del agua lluvia en la zona de páramo, fue necesario estimar su firma isotópica de manera indirecta. Para ello, se recurrió al análisis de puntos de monitoreo de agua superficial localizados en las áreas de páramo. Con los valores isotópicos recopilados, se construyó una recta de evaporación, la cual permite interpretar cómo cambia la composición isotópica del agua a medida que atraviesa procesos de evaporación. Posteriormente, se identificó el punto de intersección entre esta recta y la LML, ya que este punto representa, de forma aproximada, la composición isotópica original del agua lluvia antes de sufrir fraccionamiento por evaporación.

2.5. Análisis hidrogeoquímico e isotópico

Con la confiabilidad analítica asegurada, se procede con la interpretación de los principales procesos hidrogeoquímicos en el agua subterránea en la cuenca. Para cumplir este propósito, se emplearon diagramas de dispersión, en los cuales se analizaron las relaciones estequiométricas entre cationes y aniones en $mEqL^{-1}$, lo que permitió identificar reacciones químicas como la disolución de silicatos, el intercambio iónico y los procesos redox. Estos gráficos permiten definir

las posibles tendencias del agua subterránea a reaccionar con los materiales geológicos (Appelo y Postma, 2005) o evidenciar efectos de disminución de la calidad del agua por la actividad minera.

Sumado a lo anterior, se empleó el diagrama hidrogeoquímico de Piper para visualizar la composición iónica del agua y clasificar los tipos de aguas subterráneas dependiendo de su naturaleza química y evidenciar los posibles procesos de mineralización en la cuenca. Para elaborar el diagrama, se utilizó el software *GW_Chart* del Servicio Geológico de Estados Unidos. La identificación de los posibles procesos hidrogeoquímicos presentes en la cuenca, permitió un mejor entendimiento de las variaciones en la composición del agua (Calvi et al., 2022).

En complemento a los análisis hidrogeoquímicos, se realizó un análisis de isótopos estables $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ en el agua subterránea. Estos isótopos permiten entender el origen y los procesos que ha experimentado el agua, la interpretación se hace comparando los valores de las muestras con la LML, que representa la composición isotópica típica del agua de lluvia en el área de estudio. Si los valores isotópicos del agua subterránea se desvían de esta línea, esto puede indicar que posiblemente el agua ha sido influenciada por procesos como la evaporación o la mezcla con otras fuentes de agua (Shahul Hameed et al., 2015).

Además, se pudo identificar el origen del agua subterránea en ciertos puntos donde se disponía de suficiente información isotópica, es decir, en aquellos lugares con datos suficientes para analizar las variaciones según la temporada. Esto permitió determinar cómo cambia la composición del agua a lo largo del año y obtener una mejor comprensión de sus fuentes y procesos de recarga (I. Clark, 2015; I. D. Clark y Fritz, 1997; Jasechko, 2019; Putman et al., 2019).

Al finalizar el análisis hidrogeoquímico e isotópico, se consideraron los cambios en las facies hidrogeoquímicas y las variaciones en la composición isotópica a lo largo del flujo subterráneo. Estos cambios permitieron identificar patrones que reflejaban la evolución del agua desde su zona de recarga hasta su descarga. Para ello, se definieron líneas de flujo subterráneo a partir del gradiente altitudinal isotópico, lo cual facilitó la delimitación preliminar de las rutas de recarga, tránsito y descarga dentro de la cuenca. Este ejercicio se complementó con la elaboración de diagramas de Stiff, que ayudaron a visualizar y comparar las características químicas del agua en distintos puntos de muestreo.

2.6. Comparación con las normas de calidad del agua en Colombia

La información recopilada se utilizó para comparar las concentraciones de parámetros químicos en el agua subterránea con los límites máximos permitidos por la normativa nacional. A través de este análisis, se identificó la capacidad del agua para su uso en diferentes actividades.

Los límites máximos permisibles utilizados para agua potable son de la Resolución 2115 de 2007 – Ministerio de Protección Social (MPS), y para evaluar la capacidad del agua para distintos usos, se emplean los límites del Decreto 1076 de 2015 – MADS. Estas regulaciones proporcionan un marco normativo para la evaluación integral de la calidad del agua, lo que garantiza el cumplimiento de los estándares de salud y medio ambiente.

Tabla 3

Criterios de calidad del agua en Colombia

		Resolución 2115 de 2007	**Decreto 1076 de 2015**		
Parámetro	**Unidad**	**Consumo humano**	**Art. 2.2.3.3.9.3 Tratamiento C. humano y doméstico**	**Art. 2.2.3.3.9.4 Desinfección C. humano y doméstico**	**Art. 2.2.3.3.9.5 Agrícola**
Conductividad eléctrica	μScm^{-1}	1000	---	---	---
pH	Unidad pH	6,5 – 9,0	5,0 – 9,0	6,5 – 8,5	4,5 – 9,0
Calcio Ca^{2+}	mgL^{-1}	60	---	---	---
Alcalinidad $CaCO_3$	mgL^{-1}	200	---	---	---
Cloruros Cl^-	mgL^{-1}	250	250	250	---
Sulfatos SO_4^{2-}	mgL^{-1}	250	400	400	---
Nitratos NO_3^-	mgL^{-1}	10	10	10	---
Hierro Fe	mgL^{-1}	0,3	---	---	5
Manganeso Mn	mgL^{-1}	0,1	---	---	0,2
Aluminio Al^{3+}	mgL^{-1}	0,2	---	---	5
Zinc Zn	mgL^{-1}	3	15	15	2
Arsénico As	μgL^{-1}	10	50	50	100
Cadmio Cd	μgL^{-1}	3	10	10	10
Cobalto Co	μgL^{-1}	---	---	---	50
Níquel Ni	μgL^{-1}	20	---	---	200
Cromo Cr	μgL^{-1}	50	50*	50*	100*
Mercurio Hg	μgL^{-1}	1	2	2	---
Plomo Pb	μgL^{-1}	10	50	50	5000
Selenio Se	μgL^{-1}	10	10	10	20
Vanadio V	μgL^{-1}	---	---	---	100

* Estos corresponden a valores admisibles para Cr^{+6}

2.7. Índices de Calidad del Agua (ICA)

Se aplicó el Índice de Calidad de Agua Subterránea (ICA) propuesto por Sahu y Sikdar (2008) para cuantificar el grado de calidad del agua e identificar los parámetros inorgánicos que representan un mayor riesgo y su potencial impacto ambiental (Kulisz et al., 2021; Ramakrishnaiah et al., 2009; Varol y Davraz, 2014).

Para calcular el ICA se llevaron a cabo cinco pasos. Primero, se asignó el peso w_i a cada parámetro químico, en un rango de 1 a 5, dependiendo de su impacto en la salud humana, de acuerdo con la resolución 2115 de 2007, la cual menciona los parámetros que tienen efectos en la salud humana. En el segundo paso, se calculó el parámetro de peso relativo W_i para cada parámetro, que se determina dividiendo el peso asignado por la suma de todos los parámetros desde *i* hasta *n*, donde "*n*" es el número de parámetros incluidos en el cálculo del ICA.

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^{n} w_i} \tag{17}$$

En el tercer paso, se estimó el estado de concentración q_i, a partir de la relación de la concentración C_i de cada parámetro en cada muestra por su respectivo estándar de calidad para agua potable S_i:

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i}\right) * 100 \tag{18}$$

En el cuarto paso, se cuantificó la calidad general del agua SI_i multiplicando el W_i de cada parámetro por su correspondiente q_i. Este valor refleja el incremento del W_i en relación con la concentración de cada parámetro de calidad del agua, lo que proporciona una medida de su impacto en la calidad general del agua subterránea.

$$SI_i = W_i q_i \tag{19}$$

Al final, el ICA se calculó con la suma de todos los valores de SI_i aportados por todos los parámetros de calidad del agua de cada muestra.

$$ICA = \sum_{i=1}^{n} SI_i \quad (20)$$

A partir de lo anterior, si una muestra de agua presenta concentraciones de parámetros que cumplen con los estándares de calidad del agua potable, las implicaciones para la salud serían mínimas, lo que resulta en un ICA de 100. Por lo tanto, un ICA menor a 100 indica buena calidad, mientras que un ICA mayor a 100 sugiere la presencia de concentraciones adicionales de ciertos parámetros, lo que refleja una disminución en la calidad del agua subterránea. Los valores de ICA calculados se clasificaron en cinco categorías como se exhibe en la tabla 4.

Tabla 4

Calificación de la calidad del agua según los valores del ICA

Calidad del agua	Rango numérico	Color
Excelente	ICA < 50	
Buena	50 < ICA < 100	
Regular	100 < ICA < 200	
Muy regular	200 < ICA < 300	
No apta para consumo	ICA > 300	

Fuente: Adaptado de IDEAM (2023 y Kulisz et al. (2021)

Como resultado del desarrollo metodológico detallado previamente, se llevaron a cabo análisis hidrogeoquímicos, isotópicos y de calidad del agua para comprender mejor los impactos de la actividad minera, empleando una zonificación que distinguía áreas sin actividad minera, áreas con presencia de minería y zonas bajo su influencia directa. Estos análisis no solo permitieron evaluar la calidad del agua, sino también identificar posibles flujos de agua subterránea.

Vale la pena destacar que debido a la falta de datos sobre agua subterránea en la zona de influencia minera, se emplearon muestras de agua superficial y de drenajes de mina como alternativa para el análisis de la calidad en la cuenca. La razón detrás de esto es que en estas áreas, el agua de las minas suele descargarse directamente en cuerpos de agua superficial sin un tratamiento adecuado, lo que puede impactar de manera significativa la calidad del agua, como han demostrado estudios previos (Alonso, 2014; Escobar, 2018; Herrera et al., 2023; Sierra et al., 2023). En consecuencia, se complementaron los análisis de calidad del agua subterránea con la

calidad en aguas superficiales, lo cual permitió obtener una mejor comprensión de cómo la actividad minera influye en la calidad del agua en toda la cuenca.

3. Resultados y discusión

3.1. Recopilación de información

Tras consultar diversas fuentes, se identificaron 74 puntos de agua subterránea con información química y/o isotópica. En la tabla 5 se presenta la cantidad de resultados de laboratorio recopilados junto con su respectiva fuente de información.

Tabla 5
Cantidad de puntos de agua subterránea con información química e isotópica disponible

Fuente	Resultados químicos disponibles		Resultados isotópicos disponible	
	Manantiales	Pozos	Manantiales	Pozos
Servicio Geológico Colombiano	23	16	43	31
Minesa S.A.	5	8	125	77
Greystar Resources Ltd.	0	8	0	0
Schlumberger Water Services	0	20	0	0
Total	80		276	

Se obtuvieron un total de 80 resultados de laboratorio e incluían al menos los principales cationes Na^+, Ca^{2+}, K^+, Mg^{2+} y aniones Cl^-, HCO_3^-, SO_4^{2-}, los cuales serán considerados para el procesamiento de datos hidrogeoquímicos. Además, se recopilaron 276 datos isotópicos en agua subterránea.

Para establecer el marco de referencia isotópico, se utilizaron 149 análisis de agua lluvia de nueve estaciones de la red GNIP en el departamento de Santander. Estos datos, presentados en la tabla 6 y la figura 11, se utilizaron para construir la Línea Meteórica Local (LML) y definir el gradiente altitudinal.

Tabla 6
Estaciones de monitoreo de la GNIP utilizadas para la construcción de la LML y el cálculo del gradiente isotópico

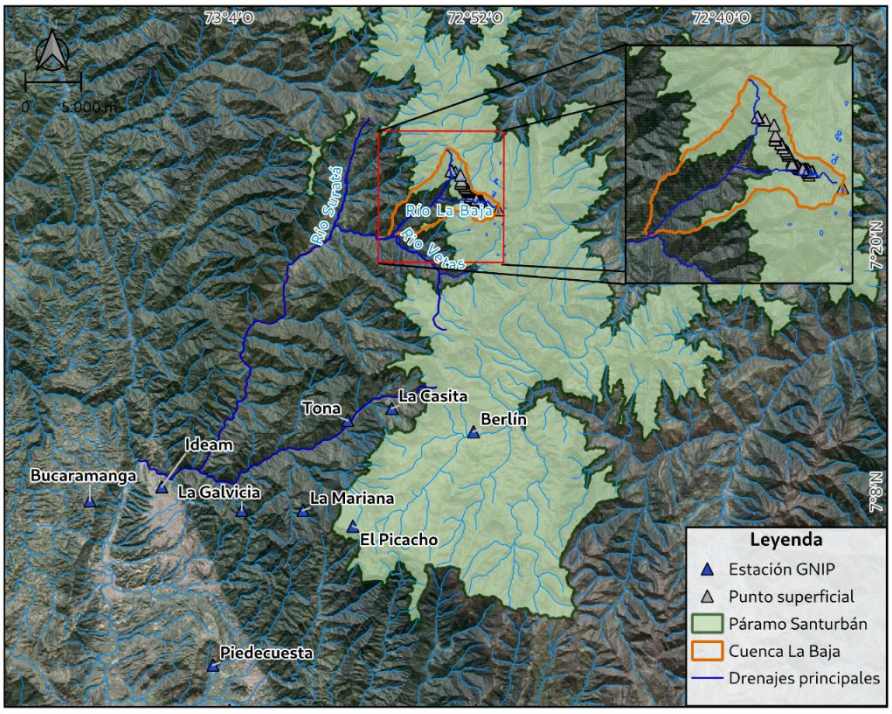
Nombre	Latitud	Longitud	Elevación (m s.n.m)	Cantidad de datos isotópicos	Inicio	Fin
Berlín	7,189444	-72,871667	3336	20	2004-10-01	2007-01-31
Bucaramanga	7,133333	-73,183333	1188	10	2004-12-01	2005-09-01
El Picacho	7,112778	-72,969722	3435	19	2004-10-01	2007-01-31
IDEAM	7,144722	-73,125000	844	12	2004-12-01	2005-09-01
La Casita	7,208333	-72,938056	2539	18	2004-10-01	2007-01-31

Nombre	Latitud	Longitud	Elevación (m s.n.m)	Cantidad de datos isotópicos	Inicio	Fin
La Galvicia	7,125556	-73,060000	1802	20	2004-10-01	2007-01-31
La Mariana	7,125556	-73,010278	2301	17	2005-01-01	2007-01-31
Piedecuesta	7,000000	-73,083333	1082	14	2004-10-01	2006-05-31
Tona	7,198611	-72,973889	2660	19	2004-10-01	2007-01-31

Adicionalmente, se recopilaron 474 análisis isotópicos de 41 puntos de agua superficial en el páramo, los cuales serán utilizados para definir la línea de evaporación local, herramienta para identificar la influencia de los cuerpos de agua abiertos en la recarga (ver figura 11).

Figura 11

Localización de las estaciones GNIP y puntos de agua superficial



A su vez, se recopilaron 15 705 datos de precipitación diaria, correspondientes al periodo de 1981 a 2023 en la cuenca La Baja, con el fin de estimar el régimen de lluvias en la región. Los datos fueron obtenidos a través de la plataforma *Climate Engine* y provienen del conjunto de datos CHIRPS, con una resolución espacial de 4,8 km.

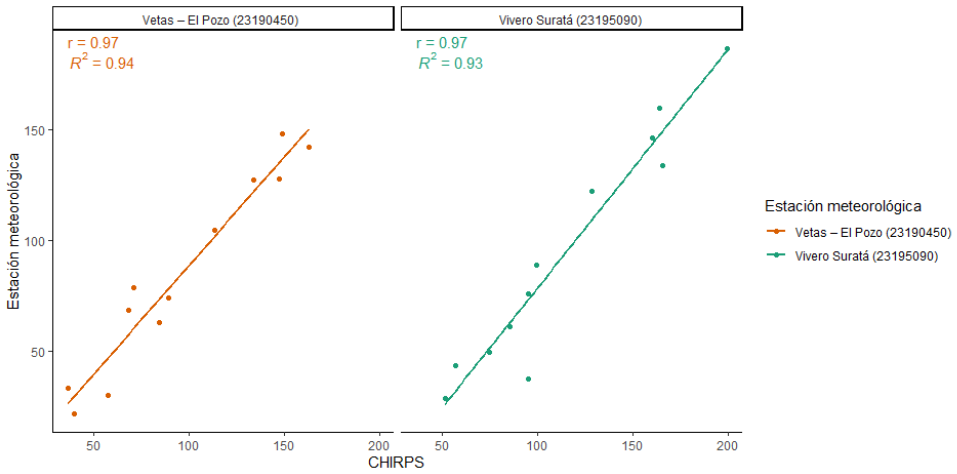
Se optó por utilizar los datos de precipitación del conjunto CHIRPS debido a su alta resolución espacial y disponibilidad diaria, lo que permite un análisis más detallado y

representativo de la dinámica hídrica en la cuenca del río La Baja. Aunque existen estaciones meteorológicas del IDEAM cercanas, como Vetas – El Pozo (23190450) y Vivero Suratá (23195090), estas se encuentran a distancias de 8,5 km y 10,4 km del centroide de la cuenca, respectivamente. Dicha separación podría limitar la representatividad espacial de los datos puntuales para toda la cuenca.

En contraste, la cobertura espacial de CHIRPS permite que la cuenca sea interceptada por cinco píxeles, distribuidos en diferentes proporciones de área, lo que mejora la caracterización espacial de la precipitación (ver figura 9). Para validar la calidad de esta información, se compararon los registros mensuales multianuales de CHIRPS (1981–2023) con los datos de las dos estaciones del IDEAM mencionadas, tomando el píxel más cercano a cada una. Los resultados mostraron una alta correlación (r = 0,97) entre ambas fuentes, como se muestra en la figura 12, lo que respalda el uso de CHIRPS como una fuente confiable para el análisis de precipitación en esta zona.

Figura 12

Precipitación estimada por CHIRPS frente a observaciones IDEAM en Suratá y Vetas



3.2. Tratamiento de datos

3.2.1. Análisis de datos de precipitación

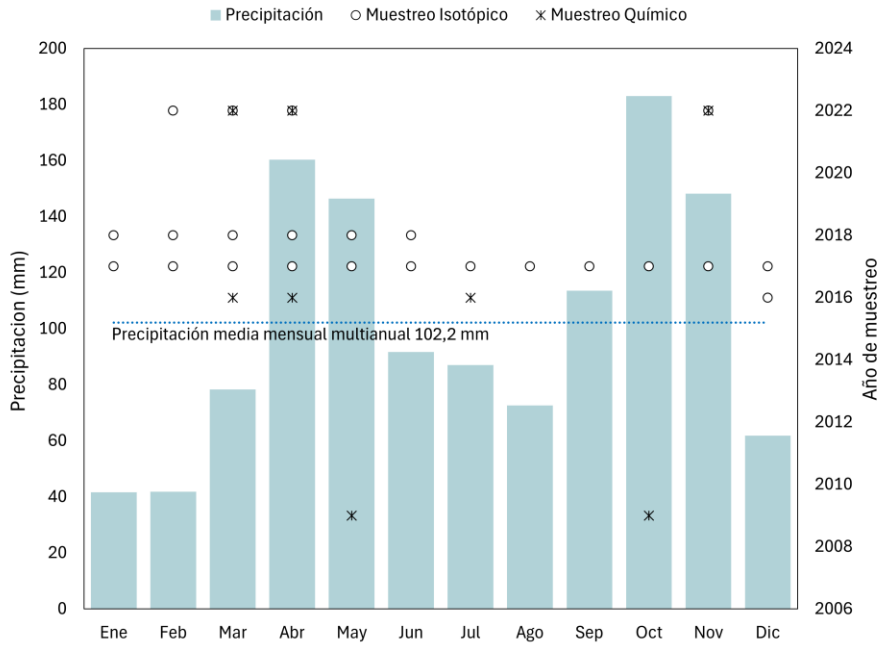
Para determinar el régimen de lluvias, se calculó el promedio mensual multianual a partir de los datos de precipitación obtenidos, durante el periodo analizado (1981-2023), se encontró un

promedio mensual multianual de 102,2 mm de precipitación. Los resultados indican que el régimen de lluvias es bimodal, el cual presenta dos picos de alta precipitación, como se muestra en la figura 13. Estos picos ocurren durante los meses de abril-mayo y octubre-noviembre, mientras que los niveles más bajos de precipitación se observan en los meses de enero y febrero.

Asimismo, en la figura 13 se presentan las fechas de los muestreos de agua subterránea químicos e isotópicos, realizados en distintos años y épocas climatológicas. Esto permite ver que los muestreos se llevaron a cabo bajo diversas condiciones climáticas, lo que asegura que los datos recopilados representan diferentes escenarios hidrológicos.

Figura 13

Precipitación media mensual multianual (1981–2023) y fechas de muestreo de los datos recolectados



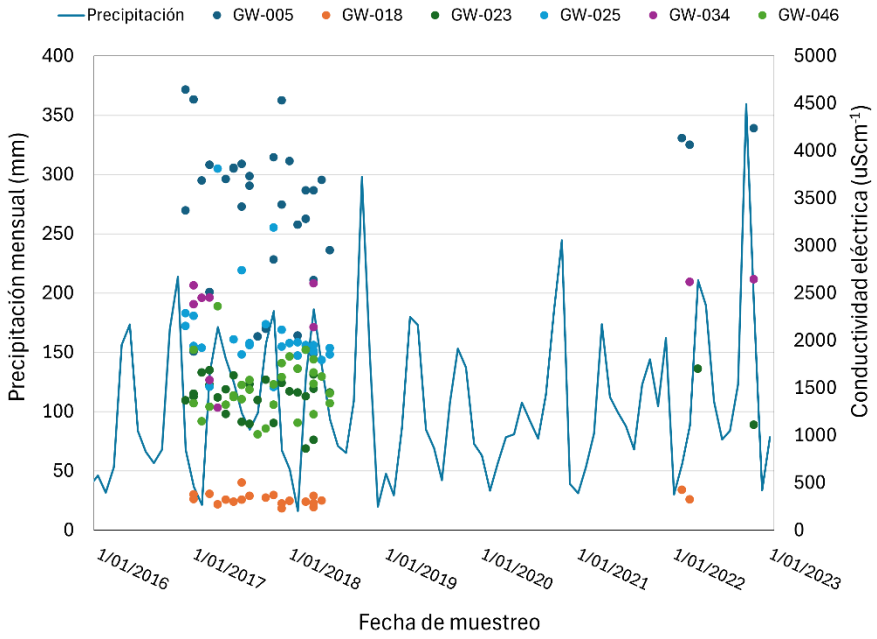
Nota. Precipitación media mensual multianual calculada a partir de datos de precipitación diaria descargados de *Climate Engine* (Desert Research Institute of California, 2024).

Para evaluar el efecto de las lluvias en las muestras de agua subterránea, en la figura 14 se presenta un análisis de la Conductividad Eléctrica (CE) de las muestras de agua recolectadas en distintos períodos hidrológicos para determinar si las lluvias han influido en su composición. Lo anterior, teniendo en cuenta que la CE refleja indirectamente la cantidad de iones disueltos en el agua, por lo que, un cambio en sus valores podría indicar si las lluvias han alterado esta concentración.

Por lo general, en épocas de lluvia ocurre una dilución de los iones, mientras que en períodos secos es posible observar una concentración mayor de los mismos; por ende, comprender este efecto permite asegurar que las interpretaciones químicas, isotópicas y de calidad del agua sean más confiables.

Figura 14

Conductividad eléctrica en las diferentes fechas de muestreo de agua



La figura 14 presenta la CE medida en puntos de agua subterránea que coinciden en diferentes fechas de muestreo, es decir, en sitios monitoreados más de una vez. Para medir la variabilidad del conjunto de datos, se utilizó el Coeficiente de Variación (CV), la cual es una herramienta estadística que compara qué tan dispersos están los datos en relación con su media. Esto ayuda a entender si los datos son relativamente consistentes o si varían mucho entre sí, proporcionando una idea de su homogeneidad.

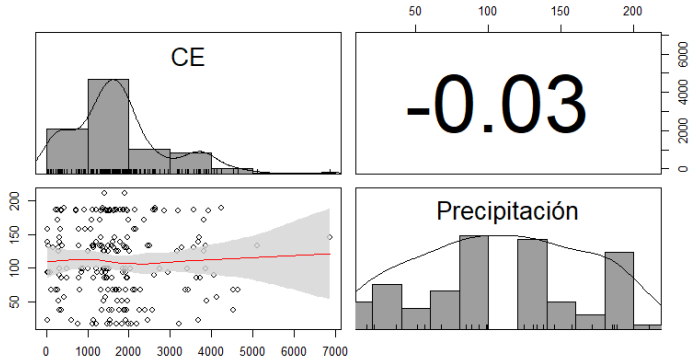
Por ejemplo, en la figura 14 se presenta la muestra de la surgencia termal El Gigante (GW-005), a la cual se le realizaron 36 mediciones de CE entre marzo de 2016 y noviembre de 2022, durante el muestreo para análisis isotópicos. Después de identificar y excluir los valores atípicos, se utilizaron 35 mediciones para calcular el CV, que presentó un valor del 23%. Este valor señala una variabilidad moderada en los datos en relación con su media, lo que sugiere que, aunque

la CE no es del todo estable, mantiene una consistencia, que podría considerarse dentro de un rango esperado, al tratarse de un sistema natural.

En las muestras GW-018, GW-023, GW-025, GW-034 y GW-046, los CV se encuentran entre 16 y 22 %, lo que indica un posible nivel de homogeneidad relativa moderada. Adicionalmente, se calculó el coeficiente de correlación de Spearman entre la CE y la precipitación, dado que la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk arrojó valores de p (*p-value*) de $1{,}3x10^{-7}$ y $2{,}7x10^{-8}$, respectivamente. Esto indica que las variables no siguen una distribución normal, lo cual se puede apreciar gráficamente en la figura 15. El coeficiente de correlación obtenido fue de -0,03, esto sugiere que existe una relación débil o incluso ninguna entre las variables, como se observa en el gráfico de dispersión.

Figura 15

Matriz de gráficos de dispersión y correlación entre la conductividad eléctrica y la precipitación



De acuerdo con lo anterior, es posible que la CE se mantenga relativamente estable en el tiempo y no experimente cambios significativos en respuesta a la precipitación. Por lo anterior, ya que el agua subterránea parece mostrar una estabilidad relativa a lo largo del tiempo en los puntos monitoreados, se optó por analizar las muestras de composición química sin segmentar los datos por temporadas de lluvias.

Aunque esta decisión se apoya en la homogeneidad relativa observada para los datos de muestreo isotópico, se aclara que para los monitoreos químicos no se cuenta con suficiente información para asegurar que el comportamiento sea por completo homogéneo. Por lo tanto, aunque el presente análisis se realizó sin considerar variables relacionadas con el régimen de precipitación, sigue abierta la posibilidad de profundizar en el estudio en el futuro. Mediante el

diseño de un programa de monitoreo más robusto, abarcando distintos escenarios de precipitación, que permita contar con información adicional y realizar ajustes más precisos en el análisis.

3.2.2. Confiabilidad de los datos químicos

En el análisis de datos hidrogeoquímicos, es común encontrar valores censurados, es decir, concentraciones de algunos elementos que se reportan por debajo del Límite de Cuantificación (LC). Para manipular estos datos, se sustituye por LC/2, ya que esta técnica ha demostrado ser efectiva para mantener la integridad del análisis estadístico, ofreciendo mejores resultados en análisis multivariados, como el ACP, en comparación con otras alternativas como la sustitución por cero o por el propio límite de cuantificación (Farnham et al., 2002; Güler et al., 2002).

Inicialmente, para verificar la exactitud de los análisis químicos, se compararon las conductividades calculadas con las reportadas mediante las tres regresiones lineales, los resultados señalan que los métodos son consistentes con los valores de campo reportados en los documentos consultados, con un coeficiente de determinación[1] (R^2) mayor a 0,9 y Error Medio Cuadrático[2] (RMSE) entre 162,6 y163,4 μScm^{-1} como se muestra en la tabla 7. Sin embargo, el método de Appelo (2010), el cual es más riguroso de acuerdo con McCleskey, Nordstrom, y Ryan (2012), presenta una pendiente más cercana a 1, por lo tanto, las conductividades obtenidas con este método serán utilizadas en la interpretación de los datos. La comparación con las conductividades eléctricas de campo y calculadas por el método Appelo (2010) se presentan en la figura 16.

Tabla 7

Resultados de las regresiones lineales de las conductividades eléctricas

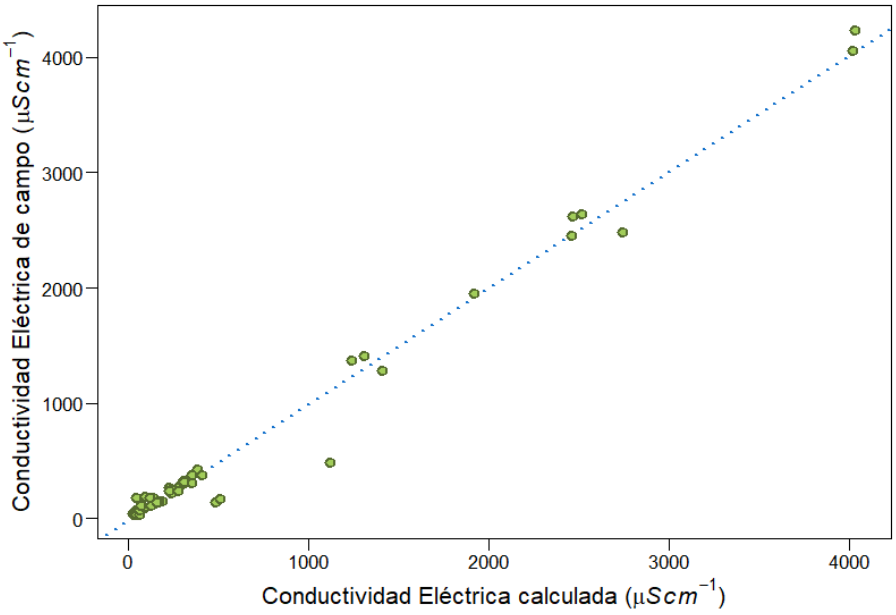
Método	Pendiente	Intercepto	R^2	RMSE
Appelo (2010)	0,95	9,98	0,96	163,4
McCleskey (2012) SC_lin	0,93	17,3	0,96	162,6
McCleskey (2012) SC_nlf	0,94	12,7	0,96	162,7

[1] El coeficiente de determinación (R^2) mide cuanta variabilidad de la variable dependiente es explicada por el modelo de regresión. Un valor cercano a 1 indica un modelo con buen ajuste; valor cercano a o indica poco ajuste del modelo (Rubio Contento, 2020).

[2] *Root Mean Squared Error* (RMSE) o Raíz del Error Cuadrático Medio es una métrica utilizada para evaluar la precisión de un modelo predictivo. Calcula la raíz cuadrada de la media de los errores al cuadrado entre los valores observados y los valores predichos (Chai y Draxler, 2014).

Figura 16

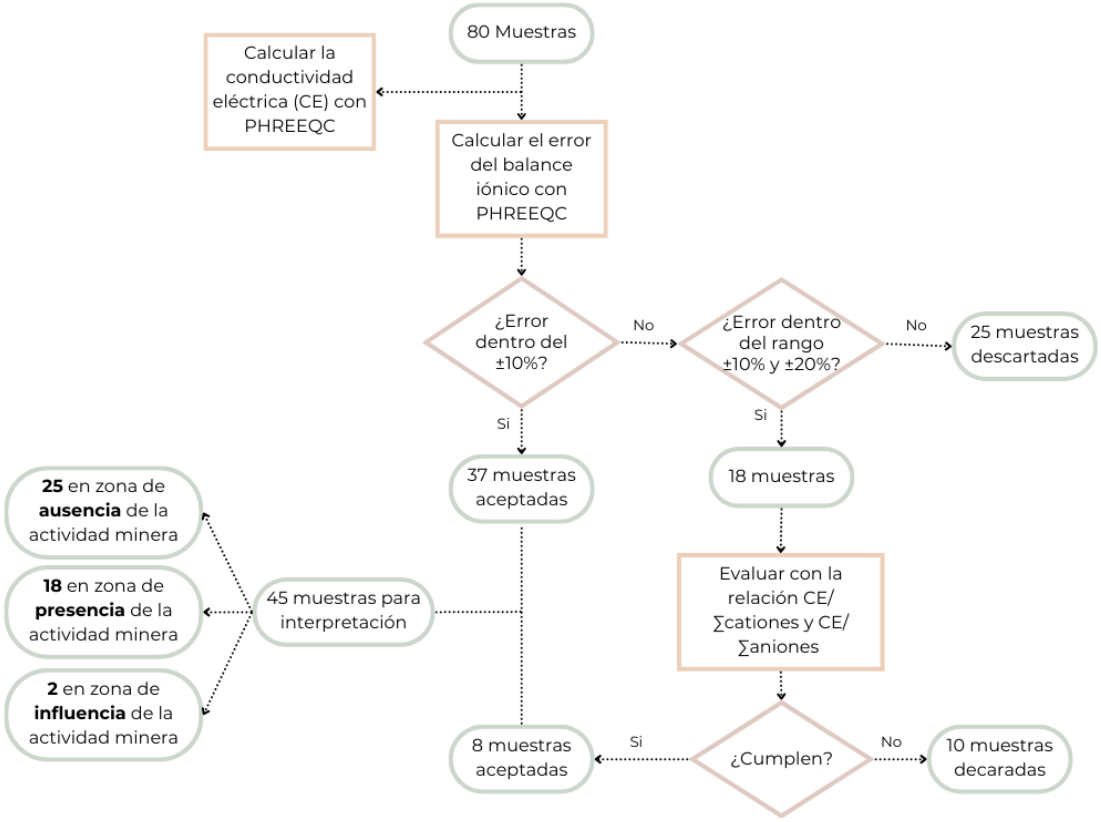
Conductividad eléctrica calculada con el método de Appelo (2010) vs. conductividad eléctrica de campo



En la figura 17 se presenta un esquema que resume el procedimiento para verificar la confiabilidad de los datos y sus resultados.

Figura 17

Procedimiento para verificar la confiabilidad de los datos recopilados



Como se observa en la figura 17, se evaluó la confiabilidad de los datos químicos, calculando el porcentaje de error del balance iónico (%Err) con el software PHREEQC para las 80 muestras. Los resultados indicaron que 37 de ellas presentan un error en el rango de ±10 %, que se considera aceptable para estudios hidrogeológicos (McCleskey, Nordstrom, Ryan, et al., 2012; Nordstrom y JL, 1994).

De las 43 muestras con un error por fuera del rango aceptable (±10 %), 18 presentaron errores entre ±10 y ±20 %, y se evaluaron con otros métodos para determinar si debían aceptarse o rechazarse en el análisis. Las 25 muestras restantes que presentaron errores por fuera del rango de ±20 %, fueron excluidas del análisis.

Para identificar el error más probable del desbalance se utilizaron las relaciones CE calculada y la suma de los cationes (CE/∑cationes), y CE calculada y la suma de los aniones (CE/∑aniones) las cuales deben ser cercanas a 100 de acuerdo con el *Standard Methods* (APHA et al., 2023) (ver ecuaciones (14) y (16)). En la figura 18 se presenta esta relación, donde se puede

observar que las muestras con errores fuera del rango aceptado (±10 %) tienen un desequilibrio en los iones, este desequilibrio puede manifestarse como un déficit o un exceso de iones, y es un patrón específico para cada muestra analizada.

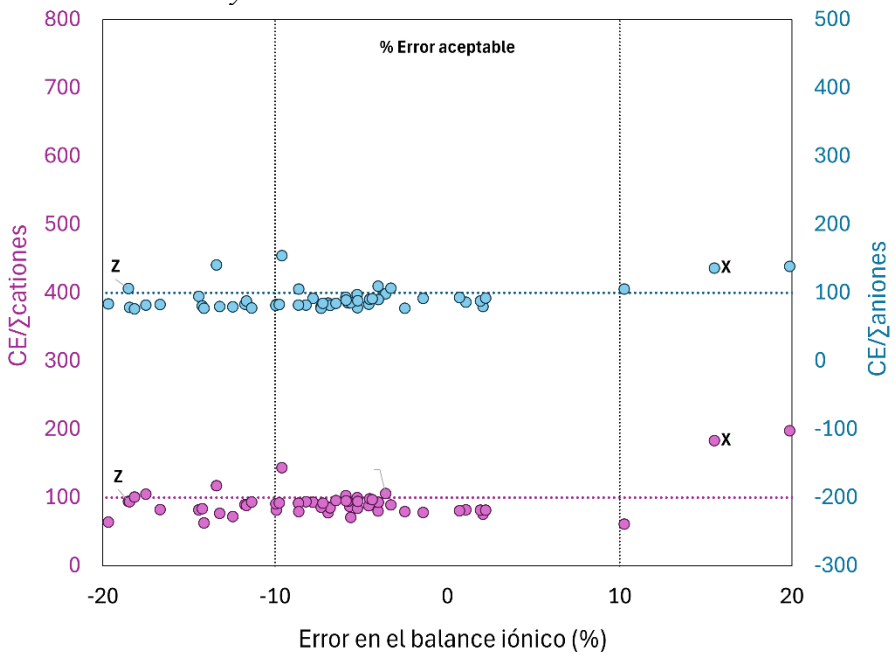
Por ejemplo, la muestra X presenta un error de balance iónico del 15,5 %, asociado a un posible déficit de aniones. La relación CE/∑aniones, da como resultado un valor de 136, lo que indica el déficit de aniones, donde esta deficiencia provoca un aumento de la relación por encima de 100; por ende, se descarta la muestra X debido a problemas de desbalance de las especies aniónicas.

Por otro lado, la muestra Z presenta un error de balance iónico de −18,5 %, lo que señala un posible exceso de aniones o déficit de cationes. Los valores de las relaciones CE/∑iones obtenidos para aniones y cationes son de 106 y 94, respectivamente, valores que se aproximan al esperado de 100, lo cual refleja que se cumple la relación; por esta razón, la muestra Z se incluirá en el análisis.

A partir de lo anterior, al aplicar este mismo criterio a las 18 muestras con errores de balance iónico entre ±10% y ±20%, se identificaron 8 muestras cuya relación CE/∑iones es cercana a 100. Estas muestras se incorporarán en la interpretación y, en caso de ser mencionadas en el análisis hidrogeoquímico, se especificará su error de balance iónico.

Figura 18

Relación entre la suma de iones y la conductividad eléctrica



Por consiguiente, se analizarán 45 muestras de aguas subterráneas, seleccionadas tras realizar varios análisis de confiabilidad analítica para garantizar la calidad de los datos. En la tabla 8, se presentan las 45 que cumplieron con los criterios de confiabilidad analítica, mientras que en la figura 19 se presenta su distribución en el área de estudio. Se observa que 25 muestras se encuentran en la zona de ausencia minera, 18 en la zona de presencia minera y 2 en la zona de influencia minera.

En la zona sin actividad minera (n=25), los datos disponibles ofrecen una base sólida para establecer una línea de base hidrogeoquímica. Si bien en la zona de influencia minera el número de muestras es limitado (n=2), las 18 muestras recolectadas en la zona con presencia directa de minería permiten caracterizar su posible impacto sobre la calidad del agua.

Se aclara que, de las 45 muestras seleccionadas, solo 24 contienen información completa sobre los elementos potencialmente tóxicos: As, Cd, Cr, Ni, Pb y Zn. Estas 24 muestras serán utilizadas en el ACP y el análisis de la calidad del agua, incluidos los índices de calidad del agua subterránea, ya que presentan todos los datos necesarios para su evaluación.

Figura 19

Distribución de las 45 muestras de agua en el área de estudio

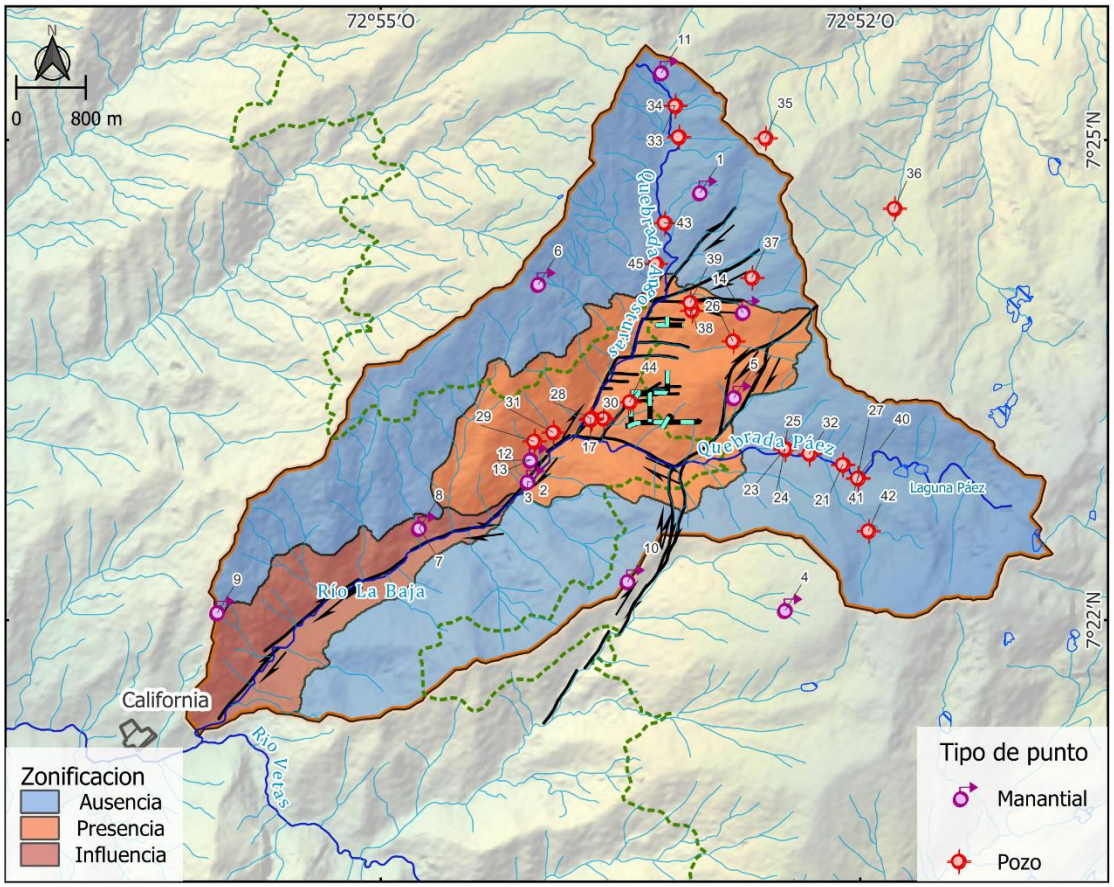


Tabla 8

Parámetros fisicoquímicos e información geoespacial de los puntos de agua subterránea

ID	Código	Tipo de punto	Zona	Latitud	Longitud	Cota	Fecha	CE (μScm^{-1})	pH	T (°C)	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	NO_3^-	Si	Fe	%Err
1	GW-003	Manantial	Ausencia	-72,886684	7,404514	3630	06/04/2022	95	4,96	10,7	2,7	0,7	1,0	6,2	<2,5	1,5	33,4	0,1	4,5	<0,1	-9,6
2	GW-005	Surgencia	Presencia	-72,904659	7,374403	2599	30/03/2022	4013	6,22	41,2	334,0	43,4	61,5	583,0	349,1	1184,6	1055,8	<0,1	32,8	5,5	-2,5
3	GW-005	Surgencia	Presencia	-72,904659	7,374403	2599	13/11/2022	4027	5,26	40,9	322,0	40,4	56,6	653,0	349,7	1123,4	1055,0	<0,1	43,4	4,9	2,1
4	GW-009	Manantial	Ausencia	-72,877817	7,361006	3756	05/04/2022	57	7,3	8,6	4,0	0,7	1,0	4,7	<2,5	<1,0	34,5	<0,1	6,6	<0,1	-12,5
5	GW-010	Manantial	Presencia	-72,883137	7,383178	3304	26/03/2022	74	7,6	10,9	4,1	1,2	3,3	6,4	<2,5	4,6	40,9	<0,1	5,3	<0,1	-1,4
6	GW-013	Manantial	Ausencia	-72,903545	7,394976	3494	30/03/2022	63	7,04	11,7	2,6	0,7	2,0	7,1	<2,5	<1,0	43,4	0,2	3,9	<0,1	-9,9
7	GW-015	Manantial	Influencia	-72,915973	7,369560	2471	28/03/2022	78	7,21	14,1	4,7	1,9	2,8	5,5	<2,5	19,1	24,0	0,2	8,5	<0,1	-14,4
8	GW-015	Manantial	Influencia	-72,915973	7,369560	2471	12/11/2022	76	5,69	14,1	4,0	1,7	2,5	5,7	<2,5	18,4	16,5	0,2	10,8	0,1	-4,0
9	GW-018	Manantial	Ausencia	-72,937023	7,360781	2596	26/03/2022	321	8,04	14,7	4,7	0,7	3,5	56,9	<2,5	23,8	207,6	0,2	7,0	0,1	-10,0
10	GW-020	Manantial	Ausencia	-72,894236	7,364024	3236	28/03/2022	53	7,52	12,2	4,1	0,9	0,3	3,3	<2,5	<1,0	27,7	0,1	7,0	<0,1	-18,5
11	GW-022	Manantial	Ausencia	-72,890726	7,417000	3734	17/11/2022	39	7,42	10,6	1,3	0,9	0,3	3,3	<2,5	<1,0	21,2	<0,1	2,5	<0,1	-3,6
12	GW-023	Manantial	Presencia	-72,904381	7,376680	2678	08/04/2022	1407	6,24	25,7	68,3	9,3	16,9	201,5	38,0	465,6	295,4	<0,1	19,7	5,4	-4,0
13	GW-023	Manantial	Presencia	-72,904381	7,376680	2678	18/11/2022	1241	6,2	24,4	57,6	7,3	15,6	214,0	35,1	435,0	248,0	<0,1	25,2	5,9	1,9
14	GW-026	Manantial	Presencia	-72,882217	7,392044	3513	14/03/2016	154	6,94	11,0	3,1	1,7	5,4	19,7	<4	9,6	89,5	0,3	N. R.	0,2	-5,9
15	GW-031	Pozo	Ausencia	-72,888933	7,410306	3549	25/03/2022	302	7,95	10,7	29,4	2,9	8,6	24,9	<2,5	13,2	198,0	<0,1	6,5	0,1	-5,7
16	GW-031	Pozo	Ausencia	-72,888933	7,410306	3549	17/11/2022	306	7,92	10,9	31,7	5,7	7,7	28,2	<2,5	10,1	187,8	<0,1	8,3	0,1	2,2
17	GW-034	Pozo	Presencia	-72,898121	7,380895	2746	31/03/2022	2465	6,03	30,2	180,0	21,5	33,7	326,0	256,8	569,6	643,4	<0,1	25,5	10,1	-4,6
18	GW-034	Pozo	Presencia	-72,898121	7,380895	2746	16/11/2022	2511	6,02	31,	171,0	20,8	38,0	373,0	253,9	559,1	633,5	<0,1	36,5	11,7	1,1
19	GW-034	Pozo	Presencia	-72,898121	7,380895	2746	15/03/2016	2457	7,10	31	136,5	25,9	36,3	334,3	233,0	783,6	536,9	<0,2	N. R.	0,2	-11,4
20	GW-034	Pozo	Presencia	-72,898121	7,380895	2746	10/07/2016	2739	6,87	27,2	175,2	29,5	41,1	372,3	299,1	733,7	648,8	<0,2	N. R.	0,2	-7,3
21	GW-035	Pozo	Ausencia	-72,871836	7,376187	3522	25/03/2022	239	8,24	13,5	18,8	2,1	8,6	20,3	<2,5	3,5	169,6	<0,1	6,8	0,1	-7,0
22	GW-035	Pozo	Ausencia	-72,871836	7,376187	3522	20/05/2009	273	7,43	13,0	20,0	2,9	8,4	25,2	3,8	8,2	178	0,1	N. R.	0,1	-5,8
23	GW-037	Pozo	Ausencia	-72,877836	7,377812	3366	25/03/2022	245	7,67	11,5	14,4	2,1	5,9	24,7	<2,5	21,4	133,5	0,1	10,7	0,3	-7,8
24	GW-037	Pozo	Ausencia	-72,877836	7,377812	3366	18/11/2022	227	7,63	11,3	14,3	1,7	5,4	28,2	<2,5	16,7	125,5	<0,1	14,0	0,3	0,7
25	GW-037	Pozo	Ausencia	-72,877836	7,377812	3366	21/05/2009	238	7,5	12,0	12,6	2,1	5,0	28,2	2,7	27,6	121	0,1	N. R.	0,1	-4,5
26	GW-038	Pozo	Presencia	-72,883275	7,389046	3373	26/03/2022	136	7,64	11,5	9,0	2,4	4,5	12,2	<2,5	1,8	93,4	<0,1	10,2	5,7	-6,9

ID	Código	Tipo de punto	Zona	Latitud	Longitud	Cota	Fecha	CE (μScm^{-1})	pH	T (°C)	Na^{+}	K^{+}	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	NO_3^{-}	Si	Fe	%Err
27	GW-040	Pozo	Ausencia	-72,870273	7,374754	3552	24/03/2022	384	7,77	10,8	25,9	4,1	21,7	24,9	<2,5	2,1	283,1	<0,1	11,7	0,1	-6,8
28	GW-047	Pozo	Presencia	-72,898022	7,381003	2753	15/03/2016	1917	6,84	20	89,6	18,9	31,4	304,1	78,0	991,0	117,0	0,2	N. R.	3,5	-7,3
29	GW-048	Pozo	Presencia	-72,904014	7,378623	2754	17/03/2016	239	6,87	20,2	10,0	3,8	8,3	21,9	<4	56,3	75,0	0,7	N. R.	4,6	-5,2
30	GW-049	Pozo	Presencia	-72,896772	7,380991	2830	16/03/2016	1120	6,72	18,4	46,2	17,7	29,2	139,5	13,2	603,5	20,0	0,2	N. R.	7,1	-7,2
31	GW-050	Pozo	Presencia	-72,902028	7,379549	2758	16/03/2016	1409	7,22	22,4	34,5	10,0	24,3	259,2	8,6	692,2	205,1	3,6	N. R.	2,6	-5,2
32	GW-053	Pozo	Ausencia	-72,875319	7,377317	3444	21/05/2009	237	7,66	11,0	13,0	1,9	5,0	25,6	3,0	15,2	130	0,5	N. R.	0,1	-5,9
33	GW-054	Pozo	Ausencia	-72,889304	7,413561	3626	20/05/2009	300	7,25	9,0	20,6	4,4	8,6	29,6	1,9	8,8	209	0,1	N. R.	0,1	-8,2
34	GW-054	Pozo	Ausencia	-72,889304	7,413561	3626	10/10/2009	350	7,8	12,7	24,7	8,0	9,8	30,7	< 5	27,9	218,4	< 0,01	11,5	0,1	-9,8
35	GW-055	Pozo	Ausencia	-72,879895	7,410191	3686	20/05/2009	309	7,74	11,0	31,6	2,2	6,2	26,0	1,9	20,9	194	0,1	N. R.	0,1	-6,5
36	GW-056	Pozo	Ausencia	-72,866439	7,402859	3539	21/05/2009	68	6,62	12,0	4,6	2,3	1,1	5,7	1,5	6,5	39,6	0,1	N. R.	0,8	-17,5
37	GW-059	Pozo	Ausencia	-72,881301	7,395658	3598	11/10/2009	41	6,44	12,2	2,6	1,0	0,0	5,9	0,8	3,4	26	0,5	N. R.	<0,1	-18,5
38	GW-062	Pozo	Presencia	-72,887559	7,392239	3298	07/10/2009	62	6,55	12,4	10,2	3,1	1,1	2,7	< 5	0,0	31,7	< 0,01	15,8	0,1	10,3
39	GW-063	Pozo	Presencia	-72,887738	7,393054	3283	07/10/2009	90	7,93	12,4	17,4	1,9	0,9	3,2	< 5	0,0	59,8	0,0	13,7	0,0	-5,6
40	GW-065	Pozo	Ausencia	-72,870246	7,374781	3552	12/10/2009	408	7,82	14,2	27,7	5,1	18,1	28,1	2,5	28,3	264	0,0	13,4	0,1	-8,6
41	GW-065	Pozo	Ausencia	-72,870246	7,374781	3552	12/10/2009	380	7,82	12,8	25,5	4,1	16,8	26,4	1,1	1,4	250	0,1	N. R.	0,2	-4,4
42	GW-066	Pozo	Ausencia	-72,869156	7,369273	3686	12/10/2009	166	6,99	12,7	9,4	1,7	4,4	15,2	< 5	0,0	128,1	< 0,01	4,6	0,1	-18,2
43	GW-068	Pozo	Ausencia	-72,890415	7,401360	3420	10/10/2009	147	7,44	13,5	4,2	1,8	4,2	19,3	0,6	7,2	91,2	<0,059	N. R.	0,8	-5,2
44	GW-071	Pozo	Presencia	-72,894023	7,382710	2983	01/10/2009	69	5,42	12,2	4,3	8,7	1,4	1,7	< 5	10,6	22,0	< 0,01	13,7	0,1	-8,6
45	GW-074	Pozo	Ausencia	-72,891322	7,397113	3314	01/10/2009	119	7,9	12,2	12,6	3,7	2,1	5,7	< 5	35,7	18,3	< 0,01	13,6	0,1	-3,3

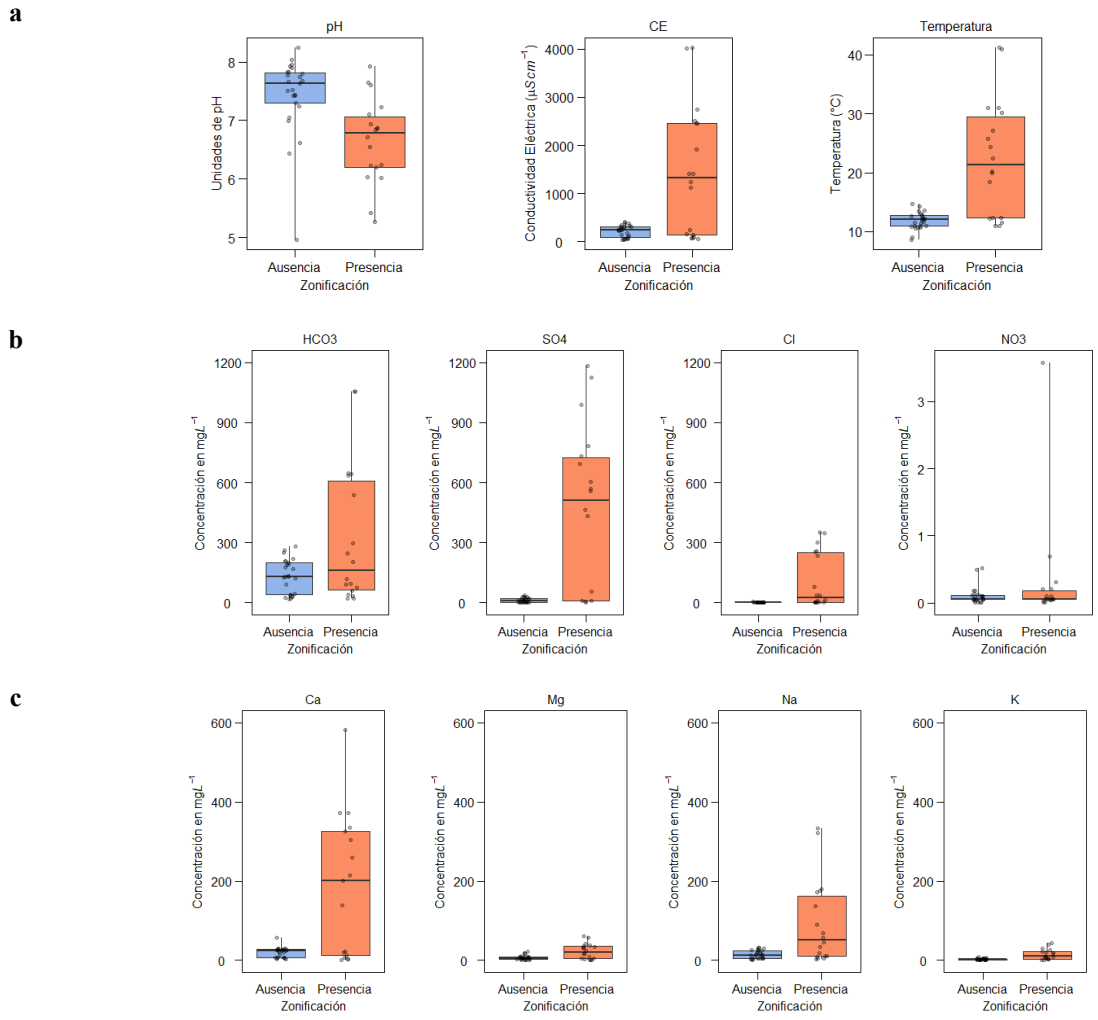
Nota. Las concentraciones están expresadas en mgL^{-1}, excepto CE μScm^{-1}, pH y T (°C). '<' indica concentraciones por debajo del límite de cuantificación. %Err: Error del Balance Iónico. N.R.: No Reportado. Las coordenadas están en WGS84 y la cota fue extraída del DEM Alos Palsar con resolución espacial de 12,5 m.

3.2.3. Estadística descriptiva de los datos químicos

Para comprender la variación de los parámetros químicos en las zonas definidas como ausencia y presencia de la actividad minera, se realizó un análisis de la distribución de las muestras mediante diagramas de cajas y bigotes, lo que permite observar cómo varían los datos entre las diferentes zonas y analizar la dispersión de los parámetros químicos. La figura 20 presenta la distribución de los parámetros químicos en las diferentes zonas. Se aclara que, en la zona de influencia de actividad minera, solo se encuentran dos muestras (ver figura 19), lo cual no proporciona la información necesaria para establecer un análisis significativo en esta zona.

Figura 20

Diagrama de cajas de los parámetros fisicoquímicos presentados por zonas de presencia y ausencia de actividad minera



A continuación, se describe la figura 20. En los casos donde se analiza la mineralización del agua, esta hace referencia a la concentración de sales y minerales disueltos, los cuales afectan los valores de CE.

En las muestras tomadas en áreas sin actividad minera, se observa una mediana de CE de alrededor de 200 μScm^{-1}, lo que indica una mineralización débil del agua. En cambio, en las zonas con actividad minera, el promedio de CE supera los 1000 μScm^{-1}, llegando hasta valores de 4000 μScm^{-1}. Esto sugiere que la presencia de actividades mineras se asocia con una alta mineralización del agua en la cuenca.

El pH también evidencia diferencias claras entre los dos grupos de muestras. En las zonas sin actividad minera, el agua presenta pH neutro o básico, lo cual indica que predominan procesos naturales que no generan acidez. En cambio, en las áreas con actividad minera, el pH es más bajo, lo que apunta a la posible presencia de procesos diferentes a la zona de ausencia, probablemente relacionados con las actividades mineras en la cuenca (figura 21).

Con relación a la temperatura, se observan diferencias significativas entre los grupos con y sin presencia de actividad minera. En el grupo asociado a zonas mineras, algunas muestras presentan mayores temperaturas, con un promedio cercano a los 22 °C y valores que en ciertos puntos alcanzan hasta 40 °C. En contraste, en el grupo sin actividad minera, las temperaturas del agua se mantienen cercanas a los 12 °C, lo cual es consistente con lo esperado para aguas subterráneas ubicadas principalmente en zona de páramo.

El análisis anterior manifiesta una diferencia clara entre las zonas sin actividad minera y aquellas donde sí hay minería. En las zonas sin actividad minera, se constata que el agua tiene en general mineralización débil, lo que indica una baja concentración de sales y otros compuestos disueltos. En cambio, en las zonas con actividad minera, hay un incremento notable en la conductividad eléctrica, lo cual refleja un aumento considerable en la concentración de sales y compuestos disueltos, es decir, aguas de mayor mineralización.

Es importante mencionar que el aumento en la mineralización del agua no se debe solo a la actividad minera. Esta zona se encuentra ubicada geológicamente en un área de alteración hidrotermal, lo cual contribuye de forma natural al enriquecimiento de ciertos iones en el agua debido a procesos de lixiviación y reacciones geoquímicas, los cuales modifican la composición y calidad del agua, sumando así factores naturales a los efectos de la actividad minera.

El aumento en la mineralización del agua se ve reflejado en las concentraciones de varios iones mayoritarios, como los HCO_3^- y SO_4^{2-}, aunque no son los únicos que pueden experimentar incrementos. En las muestras de la zona sin actividad minera, los valores promedio de HCO_3^- y SO_4^{2-} son de 133 mgL^{-1} y 11 mgL^{-1}, respectivamente. En contraste, en las zonas con actividad minera, los valores medios de estos iones suben a 326 mgL^{-1} para HCO_3^- y 456 mgL^{-1} para SO_4^{2-}.

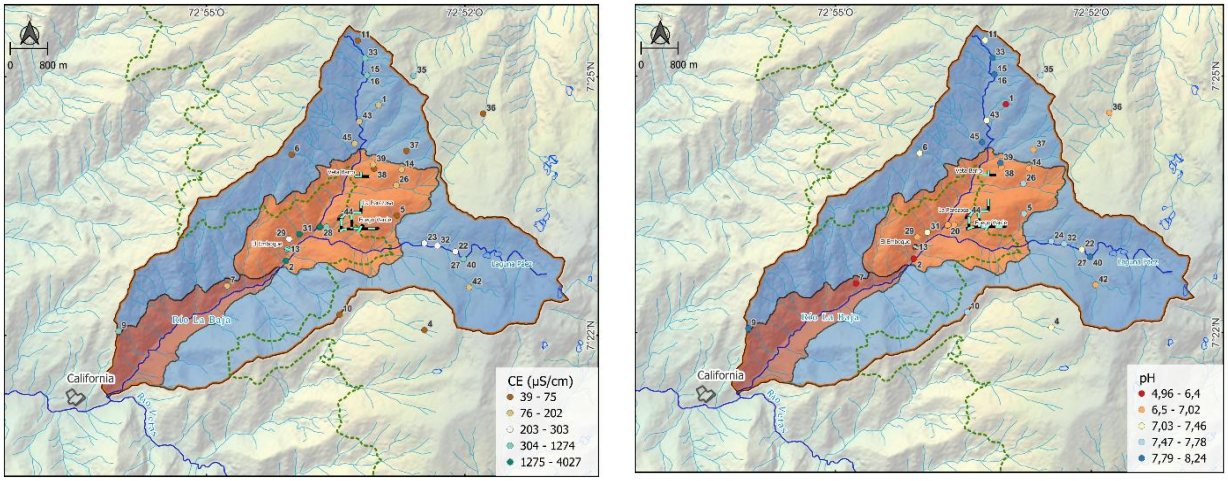
Los iones Ca^{2+} y Na^+ también muestran un aumento considerable entre una zona y otra. En la zona sin actividad minera, el Ca^{2+} presenta una concentración promedio de 20 mgL^{-1}, y el Na^+ de 14 mgL^{-1}. En cambio, en la zona con actividad minera, estos valores incrementan a concentraciones promedio de 213 mgL^{-1} para el Ca^{2+} y 207 mgL^{-1} para el Na^+.

Aunque estos iones son ejemplos representativos del cambio en la composición del agua, otros iones también podrían mostrar aumentos similares en las zonas afectadas. A continuación, en los mapas de la figura 21 se presentan las distribuciones de algunos de los parámetros que presentan las variaciones más significativas en el área de estudio.

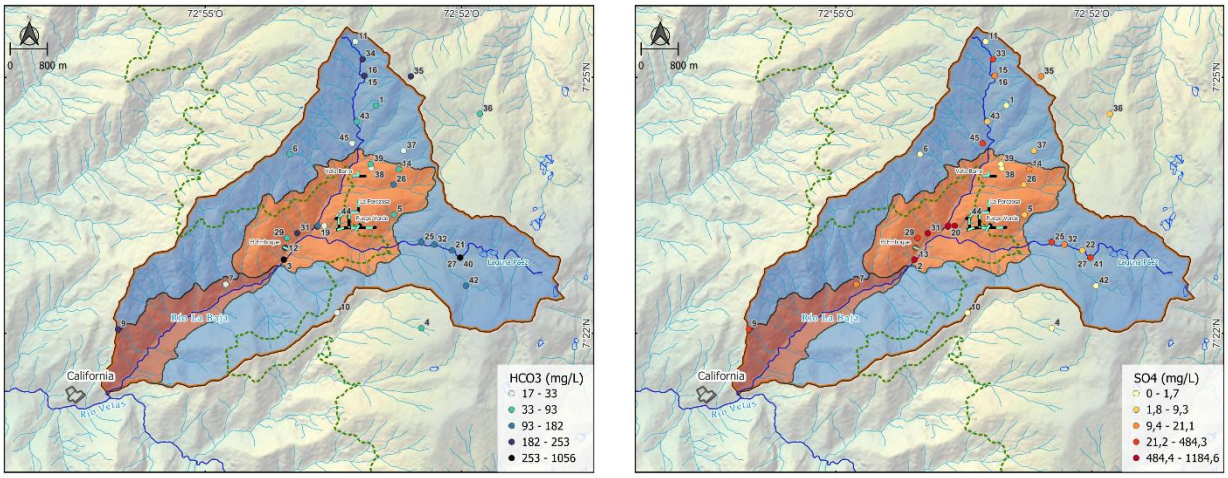
Figura 21

Mapas de distribución de los parámetros: conductividad eléctrica, pH, bicarbonatos y sulfatos

a **b**



c **d**



Nota. a) Conductividad eléctrica; b) pH; c) Bicarbonatos; d) Sulfatos.

Algunos piezómetros ubicados en el páramo, fuera del área de influencia minera, como los pozos 33, 15, 16 y 40, muestran conductividades eléctricas superiores a 304 μScm^{-1} (ver figura 21a y tabla 8), así como los valores más altos de pH, bicarbonatos y sulfatos. Estas condiciones sugieren que el agua captada en estos puntos ha permanecido más tiempo en el subsuelo, lo que le ha permitido una interacción más notable con las rocas. Esto es consistente con la profundidad de estos piezómetros, que alcanzan cerca de 100 m y cuentan con filtros entre los 70 y 100 m (Schlumberger Water Services, 2013). En particular, la alteración química de minerales silicatados como feldespatos, piroxenos y anfíboles, comunes en el Neis de Bucaramanga, puede explicar el aumento del pH y del contenido de bicarbonato. Este proceso, conocido como meteorización química, consume iones hidrógeno (H^+) y genera HCO_3^-, liberando además cationes como Ca^{2+}, Na^+, Mg^{2+} y K^+. Estos aspectos serán analizados con mayor detalle en la sección de caracterización hidrogeoquímica.

En la figura 22, se presenta el análisis de correlación de Spearman entre las variables hidrogeoquímicas y la elevación en la cuenca, el cual revela patrones importantes en la composición del agua subterránea. A medida que disminuye la elevación, se observa un aumento en la temperatura del agua, con una correlación negativa fuerte (–0,75), lo cual es coherente con el gradiente térmico natural y sugiere la posible presencia de aguas más profundas o incluso con características termales en las zonas más bajas. Además, varios iones como el SO_4^{2-}, Cl^-, K^+ y la CE también aumentan en concentración hacia las elevaciones más bajas, lo que podría estar

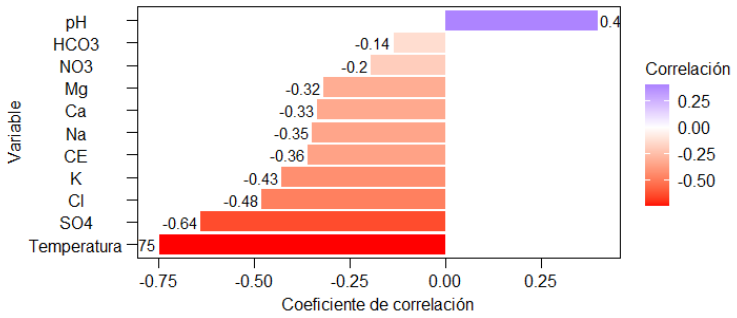
relacionado con procesos de disolución mineral más intensos o con influencias antrópicas, como la actividad minera.

En contraste, el pH muestra una correlación positiva (0,40), lo que indica que las aguas subterráneas en zonas más altas tienden a ser menos ácidas. Esto podría estar relacionado con la meteorización de rocas silicatadas presentes en estas áreas, generando aguas de carácter más alcalino.

Este análisis sugiere que la elevación no solo influye en la temperatura del agua, sino también en su composición química. Comprender estas relaciones ayuda a interpretar, de forma preliminar, los procesos naturales y posibles influencias antrópicas que afectan la calidad del agua en la cuenca.

Figura 22

Correlación entre variables hidrogeoquímicas y la elevación en la cuenca



3.2.4. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los datos químicos

El Análisis de Componentes Principales (ACP) se aplica para reducir la dimensionalidad del conjunto de datos e identificar las variables que predominan en la composición química del agua subterránea en la cuenca. Teniendo en cuenta que este análisis forma parte de una etapa preliminar y exploratoria del estudio hidrogeoquímico, su aplicación permite visualizar tendencias y patrones de comportamiento entre los distintos parámetros químicos, facilitando así la interpretación de los procesos hidrogeoquímicos que tienen lugar en el sistema acuífero.

Antes de su aplicación, es importante llevar a cabo una matriz de correlación para identificar las relaciones entre los diferentes parámetros recopilados. Para ello, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman con 24 muestras y 18 parámetros fisicoquímicos, que incluyen: pH, temperatura, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, NO_3^-, Fe, As, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb y Se.

Los resultados mostraron una fuerte correlación entre los parámetros que suelen indicar mineralización del agua, como el Ca^{2+}, Na^{+}, K^{+}, Mg^{2+}, Cl^{-}, SO_4^{2-} y HCO_3^{-}, confirmando que estos iones tienden a aumentar juntos en aguas más mineralizadas. Además, se detectó una correlación negativa entre el pH y el Fe, lo que sugiere que en ambientes más ácidos la concentración de Fe aumenta. La temperatura también presentó correlaciones positivas con HCO_3^{-}, SO_4^{2-} y Ca^{2+} lo cual podría estar relacionado con la influencia de aguas más mineralizadas y termales.

Por otro lado, elementos potencialmente tóxicos como Zn, Cd, As y Cr mostraron una correlación positiva entre sí, lo que indica que su presencia podría deberse a un origen común, tal vez asociado a la actividad minera.

Durante el desarrollo del ACP, se encontró que los tres primeros Componentes Principales (CP) presentaron valores propios mayores a 1, considerándose significativos desde el punto de vista estadístico. Estos tres CP explican el 81,8% de la variabilidad total de los datos, lo que reafirma que son suficientes para caracterizar el conjunto de datos.

En el análisis se determinaron combinaciones lineales a partir de los valores en los que el valor absoluto de la contribución de las variables originales a cada CP es mayor a 0,3, umbral útil para identificar las variables más influyentes en cada CP. Sin embargo, algunos parámetros tienen contribuciones cercanas a 0,3 y, aunque no alcanzan este umbral, serán considerados en el CP con mayor valor. Las nuevas combinaciones determinadas permiten extraer información relevante sobre los factores que afectan la calidad del agua, como la mineralización o la presencia de elementos potencialmente tóxicos.

Aunque este análisis proporciona una visión general del comportamiento de los datos, no nos da un diagnóstico específico en cada una de las zonas definidas de ausencia, presencia e influencia de actividades mineras. Aun así, sí nos ayuda a identificar patrones comunes y relaciones entre variables que pueden estar influyendo en la composición del agua.

$$\boldsymbol{CP1} = -0{,}312\boldsymbol{T} - 0{,}306\boldsymbol{Na} - 0{,}307\boldsymbol{K} - 0{,}311\boldsymbol{Mg} - 0{,}32\boldsymbol{Ca} - 0{,}292\boldsymbol{Cl} - 0{,}304\boldsymbol{SO_4} - 0{,}279\boldsymbol{HCO_3} - 0{,}283\boldsymbol{As} - 0{,}283\boldsymbol{Ni}$$

$$\boldsymbol{CP2} = 0{,}483\boldsymbol{NO_3} + 0{,}452\boldsymbol{Zn} + 0{,}365\boldsymbol{Cr} + 0{,}449\boldsymbol{Pb} + 0{,}313\boldsymbol{Se}$$

$$\boldsymbol{CP3} = -0{,}388\boldsymbol{pH} + 0{,}323\boldsymbol{Fe} + 0{,}587\boldsymbol{Cd}$$

El CP1 agrupa las variables de temperatura, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-} y HCO_3^-, que presentan una relación directa entre ellas. Este componente está asociado con la mineralización del agua subterránea, es decir, con el proceso mediante el cual el agua disuelve minerales presentes en las rocas a medida que circula a través de las distintas formaciones geológicas. Este fenómeno puede interpretarse como un indicador del origen geogénico de la composición química del agua, ya que tanto la cantidad como el tipo de minerales disueltos dependen directamente de la litología del medio y de las condiciones fisicoquímicas del sistema.

Adicionalmente, en sistemas donde se presentan gradientes térmicos elevados o flujos de calor anómalos, el incremento de temperatura puede intensificar la disolución de minerales, favoreciendo reacciones geoquímicas como la hidrólisis de silicatos, el intercambio iónico y la liberación de elementos traza. Por tanto, la temperatura no solo actúa como una variable dependiente de profundidad o ubicación, sino como un factor reactivo que amplifica la interacción agua-roca, lo que a su vez contribuye a una mayor mineralización del agua.

El CP2 incluye el NO_3^-, Zn, Cr, Pb y Se, elementos que también presentan una relación directa entre sí. Este conjunto sugiere un posible aumento de elementos potencialmente tóxicos, quizás relacionado con actividades mineras que favorecen la lixiviación de metales pesados hacia el agua, lo cual disminuye la calidad del agua subterránea.

El CP3 combina el pH, Fe y Cd, donde el pH tiene una relación inversa con las otras variables. Esto significa que en aguas con un pH más bajo (más ácidas) se observan mayores concentraciones de Fe y Cd, lo que podría estar vinculado a procesos de reducción-oxidación (redox). Estos procesos pueden aumentar la movilidad de ciertos metales en el agua, en particular en las zonas de minería o alteración hidrotermal, provocando la acidificación y la lixiviación de metales pesados.

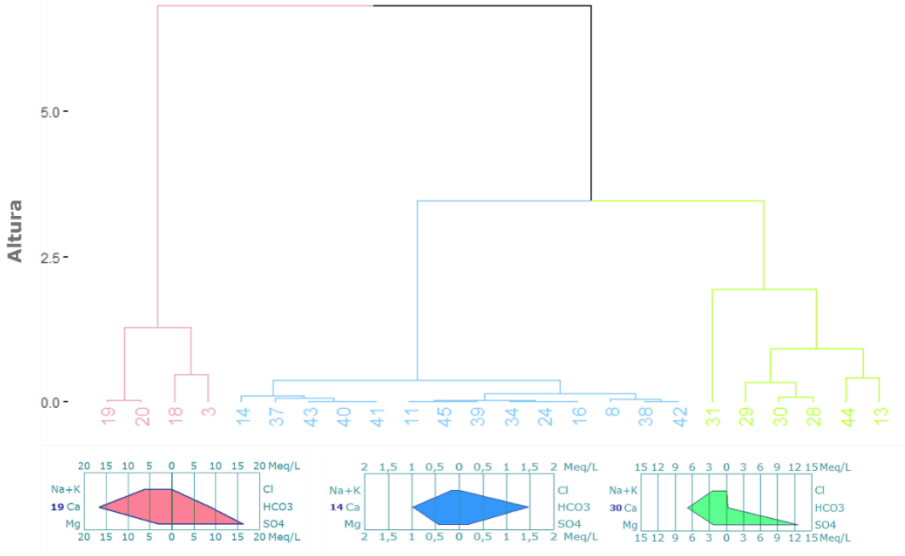
Tras completar el ACP, se realizó el Agrupamiento Jerárquico en Componentes Principales (AJCP) utilizando un dendrograma para determinar el número óptimo de clústeres. El dendrograma muestra cómo los clústeres se fusionan a diferentes niveles de distancia, y el punto en el que se corta determina cuántos clústeres se forman, lo anterior facilita la identificación de los grupos que mejor representan el conjunto de datos, según su organización y grado de similitud.

En la figura 23 se presenta el dendrograma, donde se observa que tres clústeres representan de manera adecuada los datos. Para cada clúster, se incluye un diagrama de Stiff para una muestra representativa, que permite visualizar de forma clara las diferencias en el tipo y grado de

mineralización del agua en cada clúster. Los diagramas permiten identificar patrones distintivos en la composición química del agua.

Figura 23

Dendrograma y diagrama de Stiff



Al analizar los resultados, se pueden describir las variaciones en la calidad del agua, donde las diferencias observadas en la composición y mineralización podrían estar relacionadas con la ausencia, presencia o influencia de la actividad minera:

Clúster 1 (azul), compuesto por 14 muestras, presenta las concentraciones más bajas del conjunto de datos, como se evidencia en la escala del diagrama de Stiff de 2 $mEqL^{-1}$, lo que indica una mineralización débil. El agua en este grupo es de tipo bicarbonatada cálcica, la presencia de HCO_3^- y bajas CE sugieren que el agua está influenciada por procesos hidrogeoquímicos menos intensos y se ubican cerca de las zonas de recarga de agua. Además, la mayoría de las muestras se ubica en la zona de ausencia de la minería, por lo tanto, corresponden a muestras poco afectadas por la actividad minera (ver figura 24 y tabla 8).

Clúster 2 (verde) agrupa 6 muestras que tienen una mineralización alta, con una escala de 15 $mEqL^{-1}$ en el diagrama de Stiff. El agua en este clúster presenta una composición sulfatada cálcica, lo que sugiere la influencia de procesos geológicos intensos. Estas muestras provienen de la zona con actividad minera (ver figura 24), lo cual indica que sus características químicas están

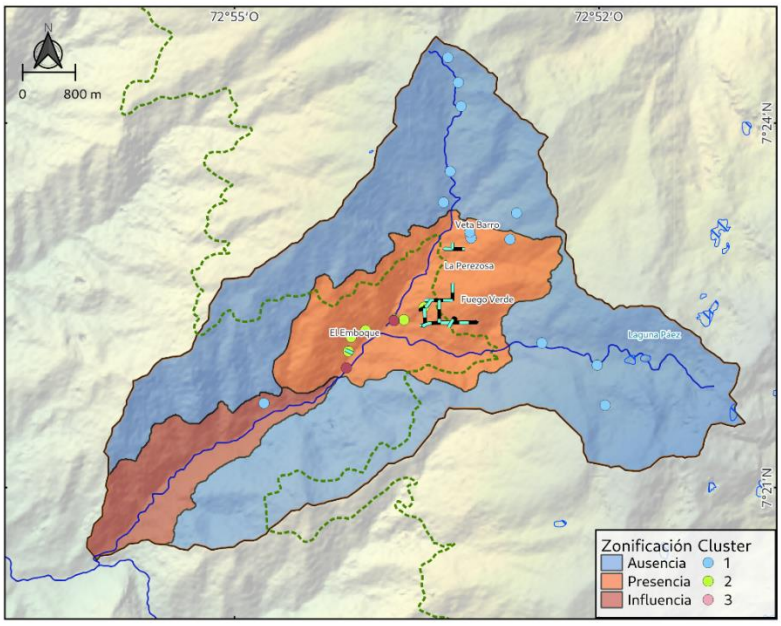
relacionadas con una lixiviación más intensa de minerales, favorecida por la disminución del pH, una condición típica en áreas de actividad minera y alteración hidrotermal.

Clúster 3 (rojo), compuesto por 4 muestras, se caracteriza por tener las concentraciones más altas de todo el conjunto de datos, con una escala del diagrama de Stiff de 20 $mEqL^{-1}$, lo cual indica una fuerte mineralización. El agua en este clúster es de tipo sulfatada cálcica, observándose también una presencia importante de HCO_3^- (ver tabla 8). Esta composición se asocia con procesos geológicos como la disolución de silicatos, reacciones redox e hidrotermalismo. Estas muestras están ubicadas en áreas de actividad minera (ver figura 24), e indica, al igual que el clúster 2, una disminución en la calidad del agua por la lixiviación de minerales en las cercanías de las actividades mineras y la zona de alteración hidrotermal; por ejemplo, estas muestras presentan la mayor concentración de As, con un valor medio de 64 μgL^{-1}.

El análisis de los tres clústeres indica diferencias claras en la mineralización y composición química del agua, permitiendo identificar una disminución de la calidad del agua por la influencia de la actividad minera y la alteración hidrotermal. Es decir, las aguas con alta mineralización, predominadas por SO_4^{2-} y con baja concentración de HCO_3^-, están vinculadas a la zona de actividad minera, sugiriendo un posible efecto directo de esta actividad. En contraste, las aguas con menor mineralización, donde predominan los HCO_3^-, están asociadas a áreas no afectadas por la minería.

Figura 24

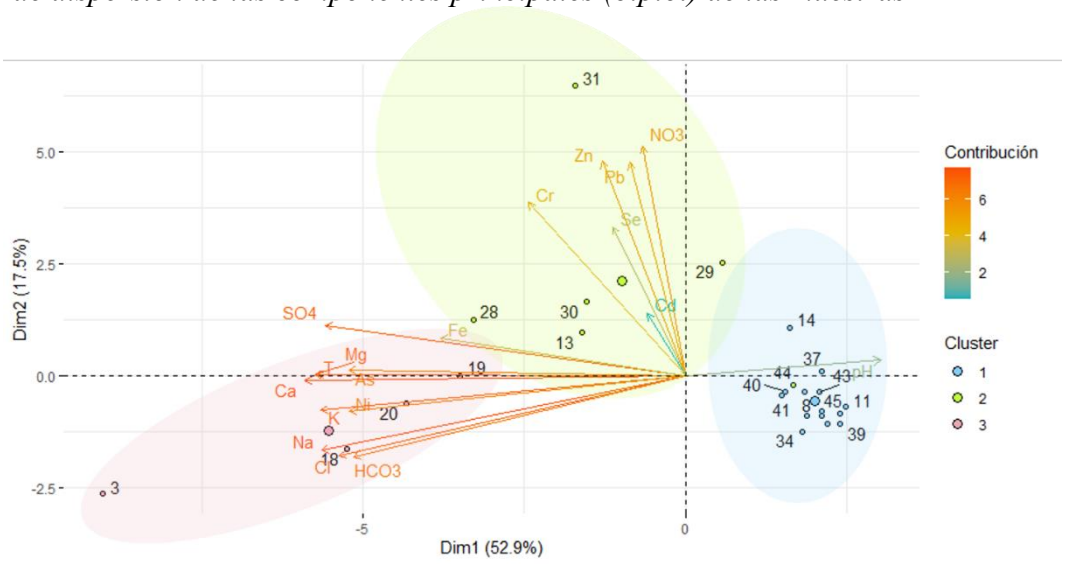
Distribución de las muestras clasificadas por clúster



En la figura 25, se presenta el gráfico de dispersión de los CP1 y CP2, donde CP1 explica el 52,9 % de la variabilidad total, representando más de la mitad de la información. CP2 incluye un 17,5% adicional a esta variabilidad. En conjunto, estos dos componentes explican el 70,4% de la variabilidad total, indicando que el gráfico presenta de manera efectiva gran parte de la estructura de los datos.

Figura 25

Gráfico de dispersión de las componentes principales (biplot) de las muestras



En el diagrama resultante del ACP, es posible identificar las posiciones de cada uno de los clústeres analizados anteriormente, esta distribución permite complementar:

Clúster 1: Este grupo se ubica en su mayoría en el cuadrante IV. Su posición es significativa porque se encuentra en dirección opuesta a los vectores que representan las variables analizadas, las cuales apuntan hacia los cuadrantes II y III. Esto sugiere que las muestras de este clúster tienen niveles bajos de mineralización. Además, su alineación con el vector del pH refleja una tendencia a presentar valores de pH más altos. Por último, su ubicación opuesta a los metales pesados indica que estas muestras contienen bajos niveles de dichos metales, en este clúster se encuentran principalmente las muestras en la zona de ausencia de actividades mineras.

Clúster 2: Este clúster se localiza en el cuadrante II, donde las muestras manifiestan una fuerte alineación con los vectores que representan los metales pesados. Lo cual señala que estas muestras tienen las concentraciones más altas de estos metales. Además, al encontrarse opuestas al

vector del pH, se infiere que estas muestras presentan valores de pH más bajos. Dado que estas muestras provienen de una zona con actividad minera, es probable que este comportamiento esté relacionado con las operaciones mineras en el área. Estas actividades parecen haber intensificado la lixiviación de minerales, como se explicó previamente, afectando así la composición química del agua.

Clúster 3: Este grupo se sitúa en el cuadrante III y está alineado con los vectores que representan los iones mayoritarios, lo que revela que las muestras en este clúster contienen las concentraciones más altas de los elementos analizados. Su ubicación, alejada del origen del gráfico, indica niveles elevados de estos elementos. Sin embargo, es relevante señalar que las muestras del clúster 3 tienen valores de pH más bajos; por ende, se encuentran en oposición al vector del pH. Esto manifiesta una relación inversa: a medida que aumenta la concentración de ciertos elementos, el pH disminuye. Esta tendencia puede estar asociada con procesos de lixiviación, que tienden a acidificar el agua y afectar su calidad. Además, la coincidencia del clúster 3 con la variable temperatura sugiere que estas muestras poseen características térmicas significativas podría indicar su asociación con zonas de alteración hidrotermal.

Los resultados anteriores indican que los procesos de mineralización natural podrían tener un papel predominante en la composición química del agua subterránea. No obstante, es importante aclarar que esta interpretación es todavía preliminar, ya que el ACP se aplicó como una herramienta exploratoria inicial. La hipótesis sobre la predominancia de procesos naturales será evaluada con mayor profundidad cuando se integren los diagramas de flujo con el análisis hidrogeoquímico e isotópico, lo que permitirá confirmar si las tendencias observadas en esta primera etapa corresponden efectivamente a procesos de origen natural o si existen influencias adicionales, como la actividad minera.

3.3. Línea Meteórica Local

Para entender mejor el origen de las características químicas observadas en las muestras de agua, resulta importante analizar la relación entre su composición y las variaciones isotópicas. En este contexto, la construcción de la LML a partir de la información de la GNIP permite tener un marco de referencia para la interpretación de los datos isotópicos del agua subterránea.

En primer lugar, para verificar la confiabilidad de la información isotópica de los datos recopilados y, en particular, para asegurar que estas muestras de agua lluvia no hayan sufrido evaporación, se calculó el exceso de deuterio ($d = {}^{2}H - 8^{18}O$) en los 149 datos obtenidos.

Un exceso de deuterio bajo podría indicar evaporación durante el muestreo, dado que en las muestras mensuales de lluvia se espera un valor cercano a 10 ‰ (I. Clark, 2015; I. D. Clark y Fritz, 1997). Por esta razón, se descartó una muestra que presentaba un exceso de deuterio inferior a 5 ‰. Cabe mencionar que este umbral es subjetivo y no asegura una selección de datos completamente precisa (IDEAM, 2023).

Para construir la LML se aplicaron los siguientes métodos de regresión lineal: regresión de mínimos cuadrados ordinarios (OLSR), regresión ortogonal (MA), regresión ortogonal reducida (RMA) y regresión de mínimos cuadrados ordinarios ponderado (PWLSR). El cálculo de estas regresiones se hizo en el software RStudio versión 4.2.1, utilizando las librerías *stats* y *lmodel2,* los resultados se observan en la tabla 9.

Tabla 9

Resultados de las regresiones lineales para la LML

Método	n	Pendiente	Intercepto	R^2	Valor P	RMSE
OLS		8,17	13,33			2,5487
MA	148	8,22	13,75	0,99	$2{,}7\text{x}10^{-163}$	2,5485
RMA		8,19	13,55			2,5428
PWLSR	83	8,37	14,63		$2{,}2\text{x}10^{-16}$	2,6532

La regresión PWLSR se calculó utilizando la precipitación como variable para la ponderación, por esta razón, el tamaño de la muestra (n) es 83, ya que se seleccionaron solo los datos que contaban con información sobre la precipitación.

En todas las regresiones realizadas, se observa que el coeficiente de determinación es cercano a uno ($R^2 = 0{,}99$) lo que indica una fuerte relación entre las variables. Además, esta relación es estadísticamente significativa, con valores de P de 2,7 x 10^{-163} para las regresiones lineales no ponderadas y de 2,2 x 10^{-16} para la regresión lineal ponderada; por último, el RMSE en los diferentes métodos es alrededor de 2,5 ‰.

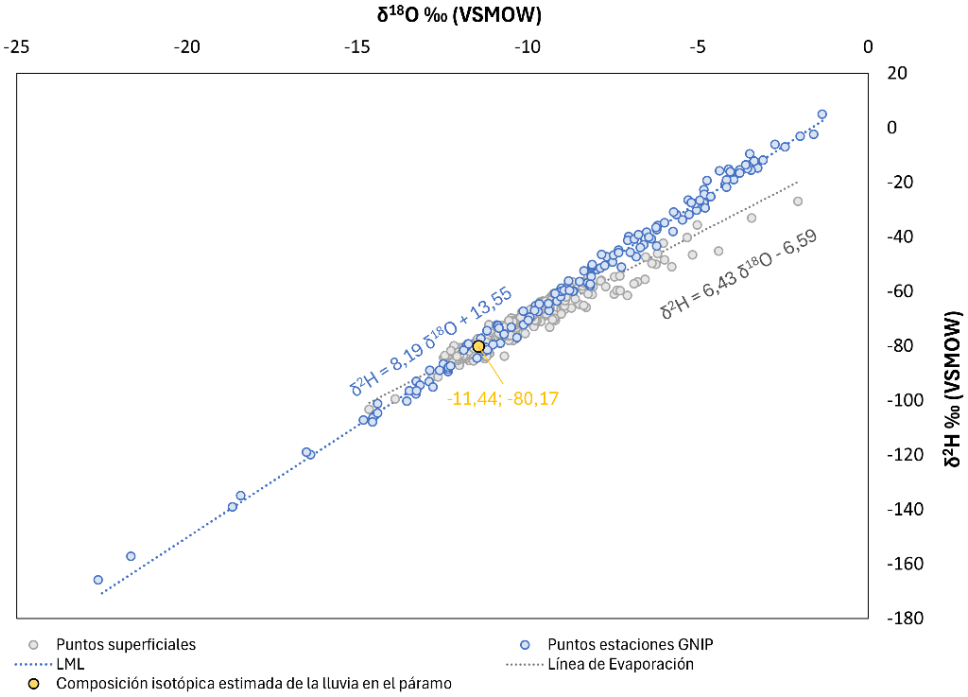
A partir de las regresiones lineales anteriores, se considera que el método de regresión RMA puede ser el más adecuado para calcular la LML. Este método es recomendado cuando ambas

variables, δ^2H y $\delta^{18}O$, presentan errores de medición, como sucede en este caso (Argiriou y Lykoudis, 2006; Carr, 2012).

A partir de los resultados isotópicos de algunos puntos de agua superficial monitoreados por Minesa S.A y el SGC, se determinó la recta de evaporación de la cuenca. Se realizó el calculó con 334 datos, provenientes de 29 puntos de monitoreo de agua superficial, mediante el método de regresión ortogonal reducida RMA, utilizado para la LML. En la figura 26 se presenta la LML y la recta de evaporación.

Figura 26

Línea Meteórica Local (LML) y recta de Evaporación en el área de estudio



La recta de evaporación obtenida, con una pendiente de 6,43, es coherente con lo que se esperaría en ecosistemas de alta montaña. En estas zonas, los procesos de evaporación suelen ser menos intensos debido a condiciones climáticas particulares, como las bajas temperaturas y la alta nubosidad. Sin embargo, la señal isotópica encontrada revela que, a pesar de estas condiciones, sí ocurren procesos locales de evaporación que enriquecen el agua en isótopos pesados, especialmente en $\delta^{18}O$, lo que contribuye a la definición de esta tendencia en los datos.

Entre los posibles procesos que explicarían esta señal se encuentran la evaporación en pequeños cuerpos de agua o áreas encharcadas con poca cobertura vegetal, donde el agua permanece más expuesta a la radiación solar y al viento. También se considera la evaporación

desde suelos saturados y la posibilidad de eventos climáticos puntuales, como días despejados con mayor radiación.

Dado que no se dispone de mediciones directas de la composición isotópica del agua lluvia en la zona de páramo, fue necesario hacer una estimación indirecta. Para ello, se utilizó el punto de intersección entre la recta de evaporación y la LML, ya que este punto representa una aproximación de la señal isotópica original del agua de lluvia, antes de verse afectada por procesos de evaporación. A partir de este análisis, se estimó que la firma isotópica del agua lluvia en el páramo corresponde a un valor de -11,44 ‰ en $\delta^{18}O$ y -80,17 ‰ en $\delta^{2}H$, valor que se presenta en la figura 26 de color amarillo.

Para el cálculo del gradiente isotópico altitudinal, se utilizaron los datos de las mismas estaciones empleadas para la construcción de la LML, pero en este caso se utilizaron los 83 datos que tenían el dato de la precipitación. El gradiente se determinó utilizando el promedio ponderado de $\delta^{18}O$ de cada estación y su respectiva elevación, como se muestra en la tabla 10. El promedio ponderado de $\delta^{18}O$ se calculó mediante la formula (21), donde *i* representa un resultado isotópico y *n* es la cantidad de resultados isotópicos.

$$\delta^{18}O_{ponderado} = \sum_{i=1}^{n} \frac{\delta^{18}O_i \cdot \text{Precipitación}_i}{\text{Precipitación total}} \quad (21)$$

Tabla 10

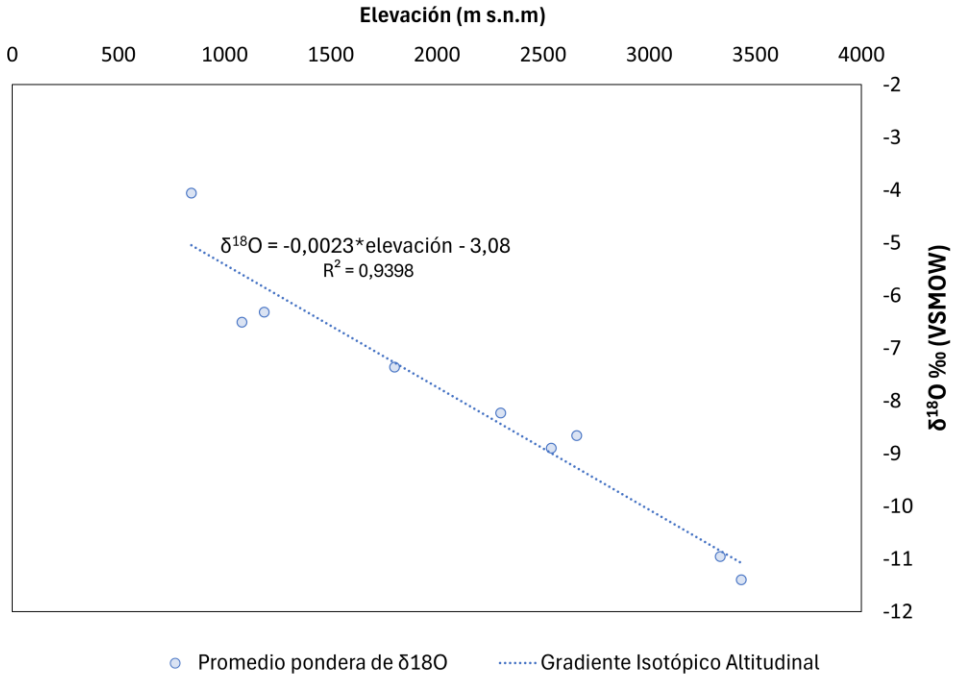
Estaciones utilizadas en el cálculo del gradiente isotópico altitudinal

Nombre	Elevación (m s.n.m)	n	$\delta^{18}O$ (‰)	$\delta^{2}H$ (‰)
Berlín	3336	9	-11,0	-77,4
Bucaramanga	1188	9	-6,3	-39,9
El Picacho	3435	8	-11,4	-80,1
IDEAM	844	8	-4,1	-18,8
La Casita	2539	7	-8,9	-60,6
La Galvicia	1802	9	-7,4	-45,9
La Mariana	2301	9	-8,2	-52,5
Piedecuesta	1082	12	-6,5	-41,6
Tona	2660	12	-8,7	-57,6

Para el análisis, se aplicó una regresión por mínimos cuadrados, asumiendo que el error solo estaba presente en la variable dependiente ($\delta^{18}O$). A partir de lo anterior, se obtuvo el gradiente isotópico altitudinal de –0,23 ‰ de $\delta^{18}O$ por cada 100 m, como se muestra en la figura 27. Este resultado está acorde con lo observado en la zona ecuatorial de los Andes. Para áreas situadas por debajo de los 3000 m s.n.m., el gradiente es de aproximadamente –0,2 ‰ de $\delta^{18}O$ por cada 100 m, para elevaciones superiores a los 3000 m s.n.m., el gradiente se vuelve más pronunciado, alcanzando un valor cercano a –0,5 ‰ de $\delta^{18}O$ por cada 100 m (Rozanski y Araguas, 1995).

Figura 27

Gradiente isotópico altitudinal en el área de estudio



Los análisis realizados muestran que la LML está definida por la ecuación $\delta\,^{2}H = 8{,}19\delta^{18}O + 13{,}55‰$; la recta de evaporación en el área de estudio se expresa mediante la ecuación $\delta\,^{2}H = 6{,}03\delta^{18}O - 11{,}64‰$; finalmente, el gradiente isotópico altitudinal es de –0,23‰ de $\delta^{18}O$ por cada 100 m.

3.4. Análisis hidrogeoquímico e isotópico

Para analizar los procesos que generan las concentraciones de los iones, como Na^{+}, Ca^{2+}, K^{+}, Mg^{2+}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, entre otros, en las aguas subterráneas de la cuenca, es importante conocer la mineralogía presente, de acuerdo con la información geológica se tienen dos grupos principales de minerales:

Silicatos: predominan los feldespatos, que son los minerales comunes en muchas rocas metamórficas, los cuales, al entrar en contacto con el agua, pueden sufrir procesos de meteorización química, liberando iones HCO_3^{-} al agua, el cual es un indicador de la disolución de minerales carbonatados o de reacciones de meteorización de silicatos.

Sulfuros y sulfosales: minerales que contienen azufre en su forma sulfurada, y en la cuenca se encuentran sobre todo en zonas de alteración hidrotermal que coincide con la zona de actividad minera. Los sulfuros (S^{2-}) cuando se oxidan en presencia de agua y oxígeno generan ácido sulfúrico (H_2SO_4), incrementando los niveles de SO_4^{2-} y acidificación del agua (H^{+}).

En el análisis hidrogeoquímico, se enfocará principalmente en los procesos que generan las concentraciones de HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Na^{+} y K^{+} ya que estos son los iones que presentan las mayores concentraciones en el conjunto de datos (ver figura 20). Por lo tanto, se estudiarán los siguientes procesos:

Disolución de silicatos: Los silicatos como los feldespatos, plagioclasas, cuarzo y biotita, son minerales abundantes en la formación geológica Neis de Bucaramanga, y al entrar en contacto con agua reaccionan generando HCO_3^{-} y metales en solución, los metales disueltos dependen del silicato que se disuelve.

Oxidación de sulfuros: En la cuenca se presentan actividades mineras que exponen minerales como la pirita (FeS_2) a condiciones oxidantes (contacto con aire) y a agua (Díaz y Guerrero, 2006; Herrera et al., 2023; López-Isaza et al., 2018; A. Rodríguez, 2014; Rojas et al., 2020). Esta exposición provoca que los sulfuros se oxiden generando SO_4^{2-} y acidez, este proceso es característico en las áreas de actividad minera.

Por lo anterior, uno de los procesos que puede estar ocurriendo en el agua subterránea de la cuenca La Baja es la disolución de silicatos. Las reacciones que describen la disolución de los tres miembros extremos de los feldespatos se presentan en las ecuaciones (2), (3) y (4). Estas ecuaciones sugieren que la caolinita sería el principal producto de la meteorización en el área de

estudio, lo cual coincide con las descripciones geológicas reportadas en investigaciones anteriores (Díaz y Guerrero, 2006; López-Isaza et al., 2018; A. Rodríguez, 2014; Rojas et al., 2020).

Las ecuaciones (2), (3) y (4) presentan los procesos de disolución de silicatos, durante el cual se liberan cationes como Ca^{2+}, Na^{+} y K^{+} en solución, según el tipo de silicato involucrado. Este proceso también genera iones HCO_3^- y se consumen iones H^{+}, lo que contribuye a reducir la acidez del agua. Por otro lado, la ecuación (5) describe la disolución de biotita, que sigue un mecanismo similar al de otros silicatos, pero además aporta Mg^{2+} al agua.

A partir de las reacciones de disolución de silicatos, es importante entender que el sistema busca compensar el consumo de H^{+} produciendo más HCO_3^- a partir del CO_2 en solución, como lo indica la ecuación (22)

$$CO_{2_{(ac)}} + H_2O_{(l)} \leftrightarrow H^{+}{}_{(ac)} + HCO_3^-{}_{(ac)} \quad (22)$$

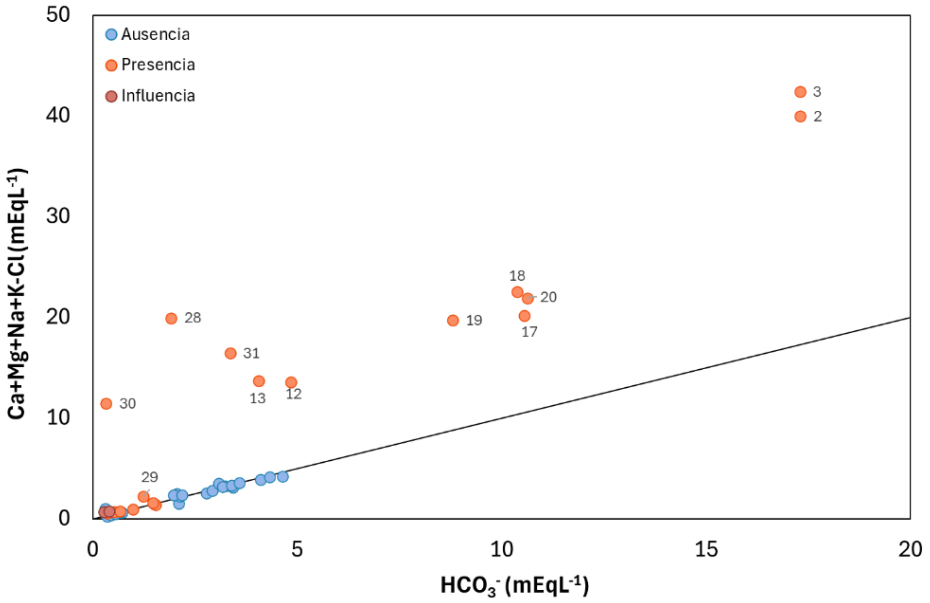
Teniendo en cuenta lo anterior, y considerando que en el sistema puede ocurrir la disolución de silicatos, se espera que la mayoría de los HCO_3^- en solución correspondan a la suma de las concentraciones de los cationes presentes en el agua. Este proceso de disolución de silicatos no solo libera HCO_3^-, sino que también contribuye a la presencia de cationes como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}.

Este proceso de mineralización establece una relación cercana a 1:1 entre la concentración de cationes y HCO_3^-, expresada en miliequivalentes por litro ($mEqL^{-1}$) (Appelo y Postma, 2005; Hem, 1985). Es decir, por cada $mEqL^{-1}$ de cationes en el agua, se espera una concentración equivalente de HCO_3^-. La importancia de esta relación radica en que permite entender la distribución de los iones en el agua, y si se presenta esta relación es una señal de la disolución de silicatos, lo que sugiere que este proceso puede estar dominando la química del agua subterránea en la cuenca.

A continuación, se presenta el gráfico de dispersión entre la suma de los cationes Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+} y los HCO_3^-. En este análisis, se ha restado a la suma de cationes una cantidad equivalente de cloruros, lo que representa la cantidad de cationes que podría haber ingresado al sistema por procesos distintos a la disolución de silicatos, por ejemplo, cationes presentes en el agua lluvia o disolución de minerales como la halita.

Figura 28

Proceso de disolución de silicatos



En la figura 28**,** la recta con pendiente 1 (relación 1:1) parece representar la mineralización del agua subterránea en las áreas sin actividad minera, incluyendo algunas muestras de zonas con presencia e influencia minera que no se observan indicios de otros mecanismos de mineralización. Lo anterior indica que, en las zonas de ausencia de actividades mineras, la disolución de silicatos es probablemente el proceso dominante en la composición química del agua subterránea.

Por otro lado, 12 muestras se desvían de esta recta, todas ubicadas en la zona de actividad minera (ver tabla 8), lo que señala la presencia de otros procesos de mineralización o que pueden ocurrir de manera simultánea. Es decir, aunque los HCO_3^- presentes en estas muestras podrían derivar de la disolución de silicatos, están experimentando una reducción en los niveles de HCO_3^- y un aumento de cationes en solución, debido a la acción de otros procesos de mineralización.

En general, se observa que en las muestras el catión que predomina es el Ca^{2+} (ver figura 20), lo que indica que la plagioclasa que se está disolviendo es en gran medida anortita o un silicato de composición cercana a este mineral. Sin embargo, tres muestras 38, 39 y 44 presentan una proporción mayor de Na^+ (ver tabla 8), indicando la posible disolución de albita o de un silicato próximo en composición a este mineral.

Por lo anterior, el proceso de disolución de silicatos es el principal proceso de mineralización en las aguas subterráneas en la zona de ausencia de actividades mineras. A partir

de esto, el proceso produce arcillas, como la caolinita, que también pueden influir en los cambios en la composición del agua, las cuales actúan como intercambiadores iónicos.

De manera general, la presencia de arcillas facilita el intercambio iónico, un mecanismo donde ciertos iones en la superficie de las partículas sólidas son reemplazados por otros iones presentes en el agua de manera reversible. Por ejemplo, los iones Ca^{2+} en el agua pueden ser intercambiados por iones Na^{+}, esto indica que las arcillas están reemplazando Ca^{2+} por Na^{+}, lo que afecta la composición química del agua, generando un aumento de Na^{+} en solución (R. Kumar et al., 2023; Rizka et al., 2021).

Para identificar el proceso de intercambio iónico, es útil comparar la concentración de Na^{+} en el agua, ajustando esa concentración para eliminar la influencia de otras fuentes, como el agua de lluvia. Después de esa corrección, se compara el Na^{+} con las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+}, también ajustadas para descontar las contribuciones de estos metales que provengan de la disolución de silicatos o de minerales que contienen SO_4^{2-}, como el yeso. Hasta este punto, no se ha descrito la posible procedencia de los SO_4^{2-}, lo cual será el próximo paso del análisis.

En la figura 29 se presenta el diagrama que ilustra lo descrito, donde el objetivo es observar si hay un aumento en Na^{+} acompañado de una disminución en Ca^{2+} y Mg^{2+}. Si las muestras siguen una relación inversa 1:1 representada por la línea en el gráfico, esto confirmaría la ocurrencia del intercambio catiónico.

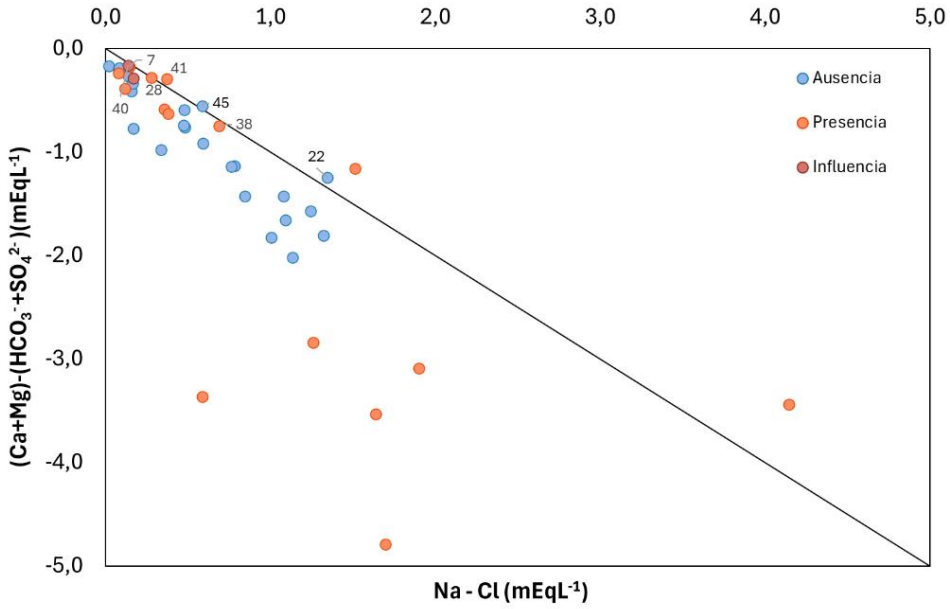
En la zona de ausencia la mayoría de las muestras se agrupan cerca del origen de coordenadas (0,0), lo que indica un equilibrio entre los principales iones: Na^{+} con Cl^{-}, y Ca^{2+} + Mg^{2+} con HCO_3^{-} + SO_4^{2-}. Esto sugiere que el intercambio catiónico no es un proceso relevante en estas aguas. Su composición química está dominada por la disolución temprana de minerales en la roca (meteorización), probablemente durante trayectos subterráneos cortos. Desde el punto de vista hidrogeoquímico, se trata de aguas jóvenes o poco evolucionadas, que aún no han tenido una interacción prolongada con el entorno geológico.

En la zona de presencia se observa que las muestras se alejan significativamente del origen, ubicándose en el cuadrante inferior derecho (X positivo, Y negativo). Esta distribución corresponde a una firma hidrogeoquímica de intercambio catiónico intenso. El déficit de calcio y magnesio, acompañado por un exceso relativo de sodio, indica que estas aguas han tenido un contacto prolongado con materiales arcillosos, favoreciendo procesos significativos de intercambio iónico. En conjunto, estos rasgos sugieren que se trata de aguas más evolucionadas, que han seguido

trayectorias de flujo más largas y/o profundas, con una interacción sostenida con la matriz geológica.

Figura 29

Proceso de intercambio catiónico



Hasta ahora, se ha determinado que la disolución de silicatos aporta HCO_3^- y cationes al agua subterránea, y que el aumento de en la concentración de Na^+ podría estar relacionado con el intercambio iónico en las arcillas presentes en el medio. A continuación, se intentará identificar si existe otro proceso que contribuya con las concentraciones de HCO_3^-, Ca^{2+} y Mg^{2+}, como la disolución de carbonatos. Además, se analizará el proceso que aporta SO_4^{2-} al agua, simulando la disolución de yeso, aunque la información recopilada sugiere que no hay presencia significativa de carbonatos ni de yeso en las unidades geológicas de la cuenca.

Para tal fin, se usó el índice de saturación el cual es una herramienta útil para entender los procesos de disolución y/o precipitación de minerales. Utilizando el software PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 2013), se calcularon los índices de saturación para diferentes minerales con contenidos de carbonatos (calcita, dolomita y aragonita) y sulfatos (yeso y anhidrita). Para estos cálculos, se utilizaron las constantes termodinámicas del archivo *phreeqc.dat*, se aclara que el número de minerales a los que se les calculo el índice de saturación fue limitado, por la falta de información química de especies como el aluminio y el Fe^{2+}, y como consecuencia, se restringe la interpretación de algunos procesos en el agua subterránea.

El índice de saturación (IS) de un mineral se calcula a partir del producto de la actividad iónica (IAP) y la constante de equilibrio o solubilidad del mineral (K), como se indica en la ecuación (23) (Appelo y Postma, 2005):

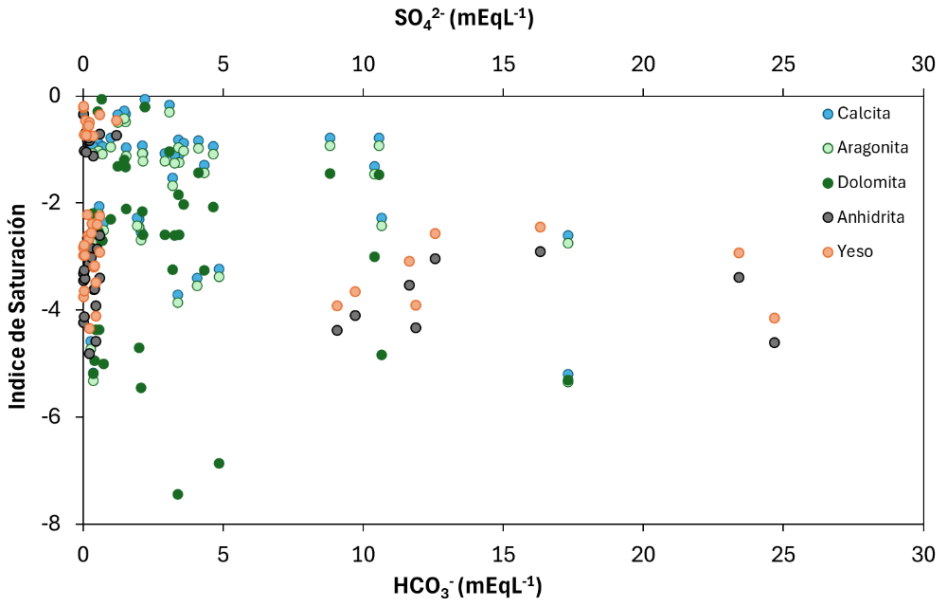
$$IS = \log\left(\frac{IAP}{K}\right) \tag{23}$$

Si IS = 0, el mineral y la solución están en equilibrio; si IS < 0, el sistema está subsaturado, lo cual sugiere que el mineral tenderá a disolverse; y si IS > 0, el sistema está sobresaturado, lo que implica que los iones presentes tienden a precipitar formando el mineral.

La figura 30 muestra los IS para cinco minerales, junto con las concentraciones de HCO_3^- y SO_4^{2-}. El HCO_3^- relacionado con los minerales calcita, dolomita y aragonita, mientras que el SO_4^{2-} se relaciona con los minerales yeso y la anhidrita. En todos los casos, los IS son menores que cero (IS < 0), lo que significa que el agua está subsaturada en estos minerales. Esto indica que el agua tiene la capacidad de disolver estos minerales, ya que no ha alcanzado su punto de saturación.

Figura 30

Índices de saturación en el agua de diferentes minerales



Lo anterior indica que, si estos minerales fueran una fuente importante de iones en el agua, se esperaría encontrar condiciones de equilibrio o sobresaturación en algunos puntos de muestreo. Sin embargo, esto no ocurre; por lo tanto, se puede concluir que la disolución de minerales como la calcita, aragonita, dolomita, yeso y anhidrita no es un proceso significativo en la composición química del agua subterránea en esta cuenca, en comparación con la disolución de silicatos, proceso analizado anteriormente.

Ahora bien, acorde con la geología de la cuenca La Baja, existen minerales sulfurados, como la pirita (FeS_2) y arsenopirita (FeAsS) (López-Isaza et al., 2018; A. Rodríguez, 2014; Rojas et al., 2020). Cuando el S^{2-} entra en contacto con agua y oxígeno, se oxida, generando iones H^+ y SO_4^{2-} en solución, como se describe en las ecuaciones (6) y (13) (Chandra y Gerson, 2010; Rimstidt y Vaughan, 2003). Además, este proceso también libera elementos potencialmente tóxicos, como el arsénico (As), y produce óxidos de hierro insolubles. Estos óxidos se depositan en el suelo formando un cemento de hierro, que le da su característico color rojizo, según lo señalado en estudios geológicos previos (Díaz y Guerrero, 2006; Herrera et al., 2023; López-Isaza et al., 2018; A. Rodríguez, 2014; Rojas et al., 2020).

En la ecuación (6), se evidencia que en el proceso de la oxidación de FeS_2, se genera un aumento de iones H^+, este aumento lleva a que se consuma HCO_3^- para evitar una caída drástica en el pH, actuando como una solución tampón; por lo tanto, esta oxidación podría ser responsable de la disminución de HCO_3^- y del aumento de H^+ y SO_4^{2-} en las muestras provenientes de áreas con actividad minera (ver figura 28 y tabla 8).

En la figura 31 se presenta el análisis de las muestras que exhibieron un déficit de HCO_3^- en relación con los cationes, cuando se realizó el análisis de disolución de silicatos (ver figura 28). Todas las muestras en este gráfico con esta disminución en el contenido de HCO_3^- provienen de la zona de actividad minera, lo que refleja condiciones diferentes en esta zona.

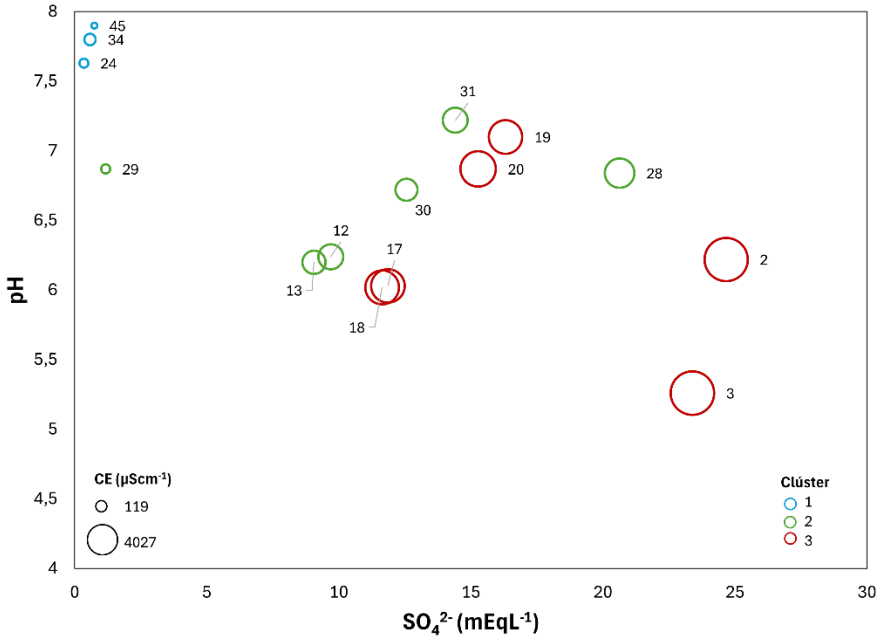
Se observa que a medida que aumenta la concentración de SO_4^{2-}, el pH disminuye, lo cual sugiere que el sistema está generando iones H^+. El tamaño de cada muestra en el gráfico representa la CE, indicando que, además de la disminución del pH, el proceso de mineralización también está avanzando.

Esto refuerza la hipótesis de que en la zona minera está ocurriendo la oxidación de S^{2-}, un proceso que genera tanto iones H^+ como SO_4^{2-} en solución, y al mismo tiempo incrementa la CE

del agua (Elghali et al., 2023); por lo anterior, este análisis confirma que la actividad minera influye en la composición química del agua subterránea, generando acidificación y mayor mineralización.

Figura 31

Relación entre sulfatos y pH en la zona de actividad minera



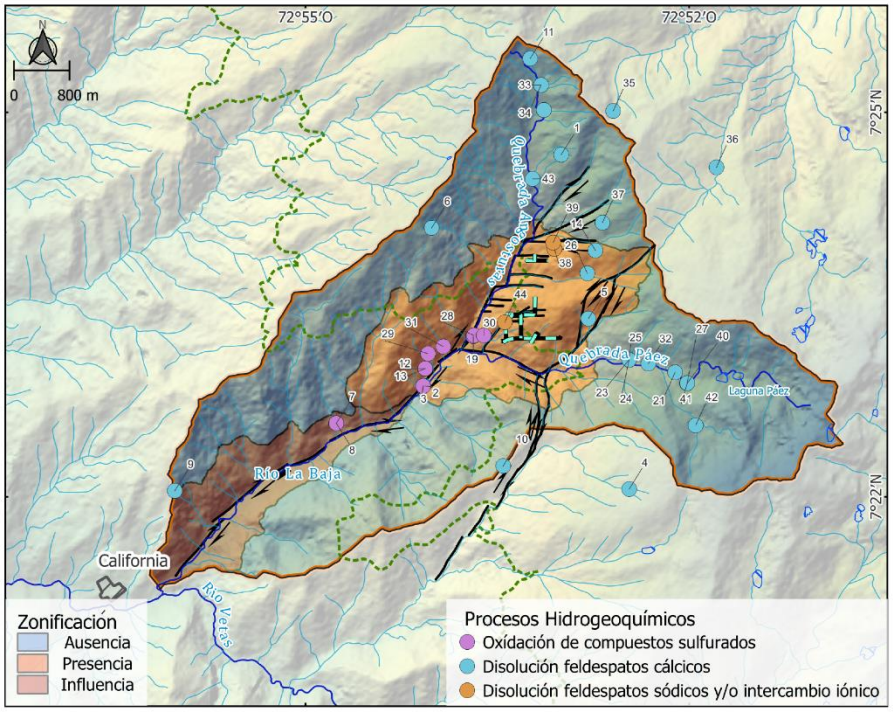
El comportamiento hidrogeoquímico del sistema subterráneo, previamente descrito, se visualiza en la figura 32, que evidencia cómo los distintos procesos se distribuyen espacialmente en función de la zonificación y la geología, se observa que la oxidación de compuestos sulfurados se concentra principalmente en la parte central de la cuenca, en estrecha relación con zonas de alteración hidrotermal y la zona de actividad minera.

Por otro lado, la disolución de feldespatos cálcicos domina ampliamente en la zona alta y media, reflejando la interacción del agua con litologías ricas en plagioclasas, mientras que la disolución de feldespatos sódicos y el intercambio iónico se evidencian en la parte oriental y central, lo que apunta a la presencia de procesos más avanzados de meteorización y evolución química.

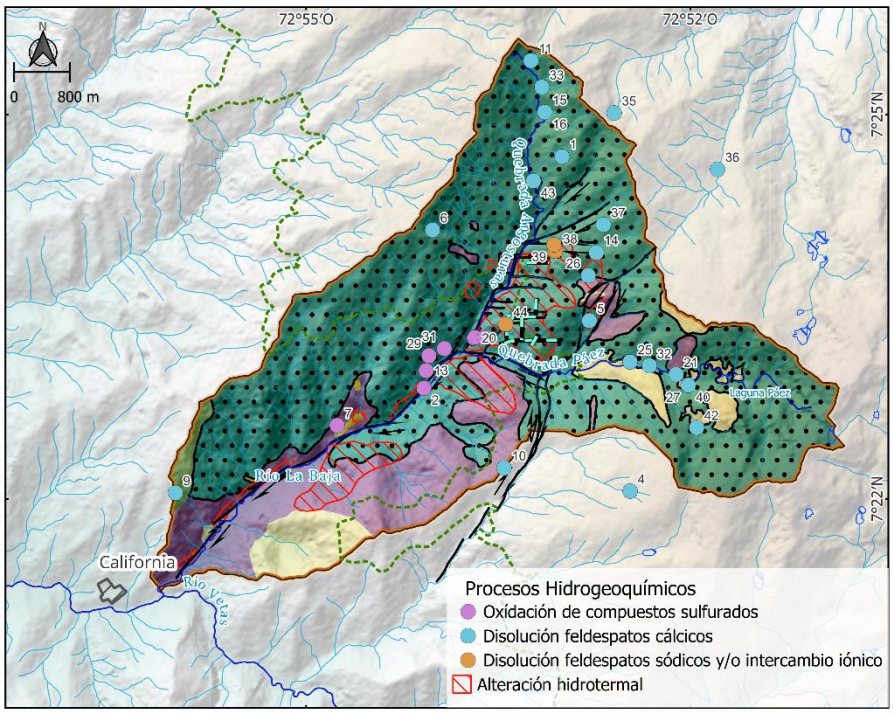
Figura 32

Distribución de las muestras con los posibles procesos hidrogeoquímicos

a



b

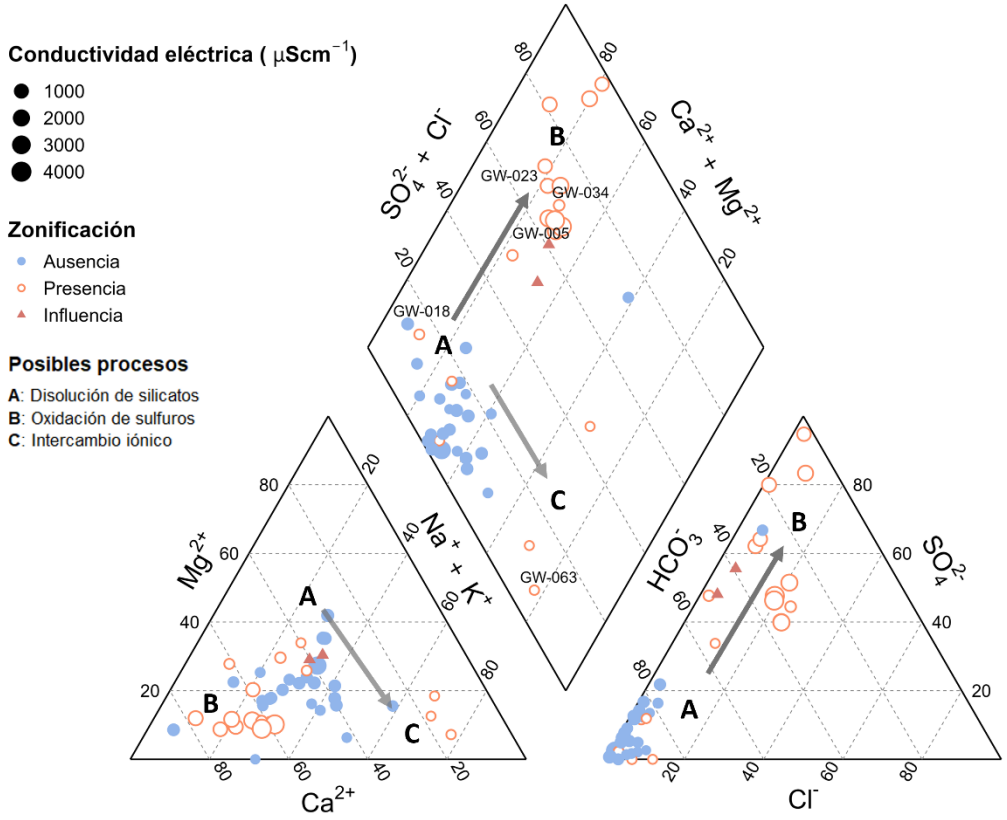


Nota. a) Distribución de las muestras según zonificación; b) Distribución de las muestras sobre el mapa geológico

A continuación, se presenta la distribución de las muestras con los procesos identificados en las aguas subterráneas de la cuenca La Baja y el diagrama de Piper que ilustra estos procesos.

Figura 33

Diagrama de Piper de las muestras



En el diagrama de Piper se observa la evolución hidrogeoquímica desde aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas (A) hacia aguas sulfatadas cálcicas y/o magnésicas (B). Este cambio está asociado principalmente con un aumento de los iones Ca^{2+} y SO_4^{2-}, lo cual concuerda con la disolución de silicatos ricos en Ca^{2+} y la oxidación de minerales sulfurados, que incrementa los iones SO_4^{2-}. Además, el aumento de Na^+ sugiere la disolución de silicatos ricos en Na^+ o a procesos de intercambio iónico (C).

Aunque la evolución observada en los datos sugiere la posible existencia de un flujo subterráneo, la ausencia de información hidrogeológica limita la capacidad de definir con precisión las líneas de flujo y, por lo tanto, impide establecer esta relación de forma directa. Por ello, la descripción de los posibles flujos, basada en los resultados hidrogeoquímicos, permite inferir las trayectorias del agua subterránea, identificar posibles zonas de mezcla y ofrecer una visión más

completa sobre la dinámica del sistema subterráneo. Además, con la incorporación del análisis isotópico en la etapa posterior, se espera contar con un mayor entendimiento para trazar líneas de flujo subterráneo de manera más precisa y respaldar con mayor solidez la interpretación de estos procesos.

A partir de la evolución hidrogeoquímica representada en el diagrama de Piper, se presentará una aproximación a los flujos de agua subterránea en la cuenca en las zonas de ausencia, presencia e influencia de la actividad minera.

En la zona de ausencia de la actividad minera, la mayoría de las muestras de agua son del tipo bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas, y provienen de manantiales y pozos. Los manantiales, en general, tienen CE muy bajas, en casi todos los casos por debajo de 100 μScm^{-1}, lo que indica una baja mineralización, estas características químicas sugieren que los flujos de agua en el subsuelo tienen un recorrido muy corto, es decir, que se trata de flujos locales y poco profundos, algunos ejemplos de estas muestras son: 1, 4, 6, 10 y 11 (ver figura 33 y tabla 8).

Por otro lado, los pozos de esta zona de ausencia, que también contienen aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas, muestran dos situaciones distintas. Primero, algunos pozos artesianos (aquellos que presentan flujo natural de agua hacia la superficie) tienen una CE mayor que la de los manantiales, con valores que superan los 200 μScm^{-1}; por ende, las condiciones químicas apuntan a que son flujos intermedios, ya que el agua subterránea en estos pozos proviene de mayores profundidades que los manantiales. Es importante mencionar que, según la información recopilada, estos piezómetros tienen una profundidad de 100 m, con filtros ubicados entre los 70 y 100 m (Schlumberger Water Services, 2013), entre los cuales se incluyen las muestras 15, 16, 21, 22, 23, 24, 25 y 27 (ver figura 33 y tabla 8).

En segundo lugar, los pozos más superficiales presentan CE menores que los pozos artesianos, en general, por debajo de 100 μScm^{-1}, esto los relaciona con los flujos locales que también se manifiestan en los manantiales, como es el caso de las muestras 36 y 37 (ver figura 33 y tabla 8).

En la zona de actividad minera se encuentran tres tipos de aguas: bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas, bicarbonatadas sódicas y sulfatadas cálcicas y/o magnésicas.

- Aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas: los manantiales 5 y 14 presentan una CE baja en comparación con otras muestras de la zona, con valores de 74 y 154 μScm^{-1}, respectivamente. Esto indica flujos de agua locales y de recarga reciente.
- Aguas bicarbonatadas sódicas: en este caso, el pozo 38 presentó posible proceso de intercambio catiónico y los pozos 39 y 44 probable disolución de silicatos ricos en Na^{+}; sin embargo, en los tres casos tienen CE por debajo de 100 μScm^{-1}, lo que sugiere un recorrido corto y flujos locales.
- Aguas sulfatadas cálcicas y/o magnésicas: estas muestras son de manantiales y pozos, y presentan las mayores CE del conjunto de datos, con valores que varían entre 1000 y más de 4000 μScm^{-1} (ver figura 33 y tabla 8):
    - Los pozos 28, 30 y 31 presentan una conductividad eléctrica promedio de 1482 µScm-1 y una temperatura de 20,3 °C, lo cual sugiere que estas aguas provienen de flujos subterráneos intermedios, distintos a los observados en las zonas sin influencia minera, donde los valores de CE son considerablemente más bajos.
    - De manera similar, las muestras 12 y 13, recolectadas en una surgencia dentro del túnel exploratorio "El Emboque", muestran características fisicoquímicas comparables, con una CE promedio de 1324 µScm-1 y una temperatura de 25,0 °C. Si bien esta surgencia se encuentra en una obra minera, su composición hidrogeoquímica no refleja señales claras de contaminación asociada a procesos de explotación, sino más bien características propias de un flujo intermedio ya presente en el sistema hidrogeológico antes de ser interceptado por el túnel.

      Esta interpretación se basa en la similitud con los pozos adyacentes, que no están directamente vinculados con actividades mineras activas, pero que presentan una evolución química y térmica compatible con trayectorias subterráneas más prolongadas, propias de flujos intermedios. Por tanto, se considera que la surgencia en el túnel refleja condiciones hidrogeológicas existentes en el subsuelo, más que una alteración provocada por la actividad minera en sí.
    - Los pozos 17, 18, 19 y 20, que corresponden al punto denominado TW2, perforado a 203 metros de profundidad, tienen características termales con una temperatura promedio de 29,8ºC y una CE promedio de 2543 µScm-1. Esto indica que estos

pozos interceptan un flujo hidrotermal profundo, de carácter más regional que los flujos observados en zonas sin actividad minera.

- Por último, las muestras 2 y 3 que corresponden a la surgencia antrópica de "El Gigante", resultante de una perforación minera, tiene la CE más alta de todas las muestras, con un valor promedio de 4020 μScm^{-1} y una temperatura promedio de 41,0ºC, lo que confirma que intercepta el flujo regional identificado en el pozo TW2.

En la zona de influencia minera, las muestras 7 y 8, tomadas en el manantial San Antonio, indica un agua de tipo sulfatada cálcica y/o magnésica, con una conductividad eléctrica promedio de 77 μScm^{-1} y una temperatura de 14°C, lo que indica una baja mineralización. Estos datos sugieren que el flujo subterráneo en este punto es de carácter local, es decir, proviene de fuentes cercanas sin una mezcla significativa con aguas de mayor profundidad o distancia.

A diferencia de las zonas sin actividad minera, el manantial San Antonio se encuentra en una región con alteración hidrotermal, este entorno influye en la composición química del agua, debido a la presencia de estos minerales sulfurados que, al oxidarse, pueden liberar sulfatos al flujo subterráneo.

Según lo mencionado, se pueden diferenciar tres tipos de flujos de agua subterránea: locales, intermedios y regionales, cuyas características varían conforme a la composición química, CE y temperatura del agua. Aunque una superficie piezométrica sería de gran utilidad para representar con mayor precisión las direcciones del flujo subterráneo y las posibles conexiones hidráulicas dentro de la cuenca, en este caso no fue posible construirla debido a la falta de datos piezométricos suficientes, confiables y comparables en el tiempo.

Esta limitación destaca aún más si se considera que la cuenca La Baja está compuesta principalmente por rocas cristalinas, que presentan una porosidad muy baja. En este tipo de medios geológicos, el agua subterránea no fluye de forma continua y homogénea, sino que su movimiento está fuertemente condicionado por la presencia de fracturas y fallas, lo que hace que una superficie piezométrica tradicional, sin una red densa de monitoreo, resulte poco representativa.

Frente a esta situación, se espera que el análisis isotópico contribuya a conocer las posibles trayectorias de flujo, identificar zonas de recarga y evidenciar procesos de mezcla de aguas. De esta forma, los isótopos estables ofrecen una alternativa para avanzar en la comprensión de la dinámica subterránea en un sistema tan estructuralmente complejo como este.

De acuerdo con la información recopilada, la cuenca presenta diferentes dominios estructurales. En la zona de ausencia de la actividad minera, las fracturas presentan menor densidad e intensidad, lo que limita su conectividad y reduce el flujo de agua subterránea. En contraste, en las áreas con presencia de actividad minera, predomina una mayor densidad, intensidad y conectividad de las fracturas, lo cual facilita el movimiento del agua subterránea en esta zona.

En las zonas sin actividad minera, el agua subterránea está químicamente dominada por HCO_3^-, es decir, agua reciente. Esta zona, que coincide con el sector de páramo, lo que sugiere que el agua que se recarga en las partes altas de la cuenca, y ya que presenta una densidad moderada de fracturas, exhibe trayectos cortos en el subsuelo por la falta de vías preferenciales para el flujo a través de las fracturas (porosidad secundaria). Como resultado, el agua emerge de forma rápida en forma de manantiales de baja mineralización, alimentando las quebradas Angosturas y Páez, que luego se unen para formar el río La Baja.

En las zonas con actividad minera, alrededor de la falla La Baja y su intersección con la falla Páez (ver 32) se observa una mayor densidad e intensidad de fracturas, estas condiciones estructurales facilitan el flujo de agua subterránea a través del subsuelo. En este sector los SO_4^{2-} son el anión dominante y la CE supera los 1000 μScm^{-1}, esto sugiere que proviene de flujos intermedios, facilitados por una mayor red de fracturas de la roca.

Además, en la intersección de las fallas La Baja y Páez, se identificaron muestras con características termales, como las del pozo TW2 (muestras 17, 18, 19 y 20) y la surgencia El Gigante (muestras 2 y 3), lo que supone que provienen del mismo flujo regional el cual se ve favorecido por un mayor fracturamiento de la roca.

En términos de la calidad del agua subterránea, en general, se observa una disminución debido a los cambios en su composición, lo que se podría resumir en los siguientes aspectos:

La evolución química del agua muestra una transición de aguas bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas hacia aguas sulfatadas cálcicas y/o magnésicas. Este cambio indica un aumento en las concentraciones de Ca^{2+} y SO_4^{2-}, los cuales están relacionados con la disolución de feldespatos ricos en Ca^{2+} y la oxidación de pirita, lo que contribuye a una mayor concentración de iones y acidificación del agua, esta última, favoreciendo la lixiviación de metales potencialmente tóxicos.

Las muestras de pozos profundos y surgencias en zonas mineras presentan temperaturas elevadas, algunas superiores a 40°C. Estas aguas, con altas concentraciones de SO_4^{2-}, evidencian una evolución hidrogeoquímica avanzada, lo que sugiere que han estado en contacto con minerales

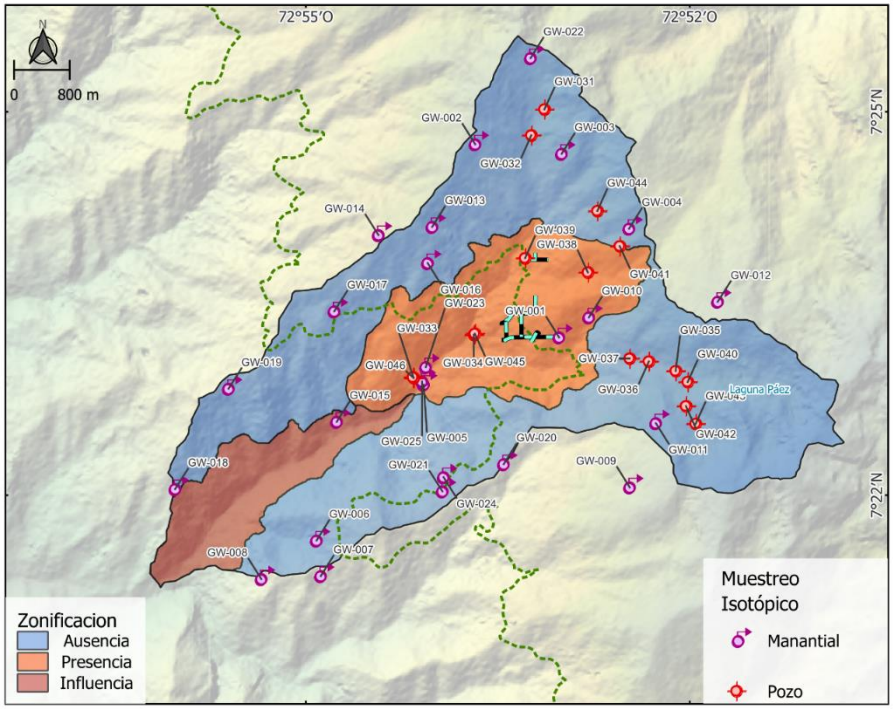
sulfurados y rocas a mayor profundidad. Estos hallazgos permiten evidenciar cómo las actividades mineras de exploración y explotación han alterado las condiciones hidrogeológicas naturales, exponiendo flujos profundos y regionales en superficie que, en ausencia de la actividad minera, no se manifestarían en la superficie.

En resumen, el análisis hidrogeoquímico permite indicar que la actividad minera en la cuenca del río La Baja, junto con los procesos químicos impulsados por la alteración hidrotermal, está alterando la calidad del agua subterránea. Además, el intercepto de los flujos intermedios y regionales a través de túneles y pozos demuestra la influencia de la minería en el sistema hidrogeológico local.

Ahora bien, los datos de los isótopos estables en el agua subterránea permiten complementar el análisis anterior al ofrecer una idea sobre el origen y dinámica del agua subterránea. En la figura 34, se presenta la distribución de las muestras con datos isotópicos.

Figura 34

Distribución de muestras con información isotópica



Dentro de los datos recopilados, se destaca la medición de los isótopos estables en siete puntos específicos, los cuales presentan una temporalidad robusta que permite realizar un análisis

confiable. En total, se han registrado 206 mediciones, distribuidas entre estos siete puntos. En la tabla 11 se presentan la huella isotópica promedio de estos puntos.

Tabla 11

Puntos de agua subterránea con 10 o más datos isotópicos disponibles

Código	Tipo de punto	Nombre	Zona	n	$\delta^{18}O^{*}$	$\delta^{2}H^{*}$
GW-018	Manantial	La Higuera	Ausencia	31	-9,22	-60,45
GW-005	Surgencia	Termal El Gigante	Presencia	35	-11,49	-80,25
GW-023	Manantial	Túnel El Emboque	Presencia	33	-11,16	-76,83
GW-025	Surgencia	Termal El Gigante 2	Presencia	33	-11,23	-77,64
GW-033	Pozo	PZ TW 1	Presencia	34	-10,71	-73,57
GW-034	Pozo	TW 2	Presencia	10	-11,46	-80,71
GW-046	Pozo	TW 1	Presencia	30	-10,91	-74,94

Nota. *Corresponde a los valores promedio.

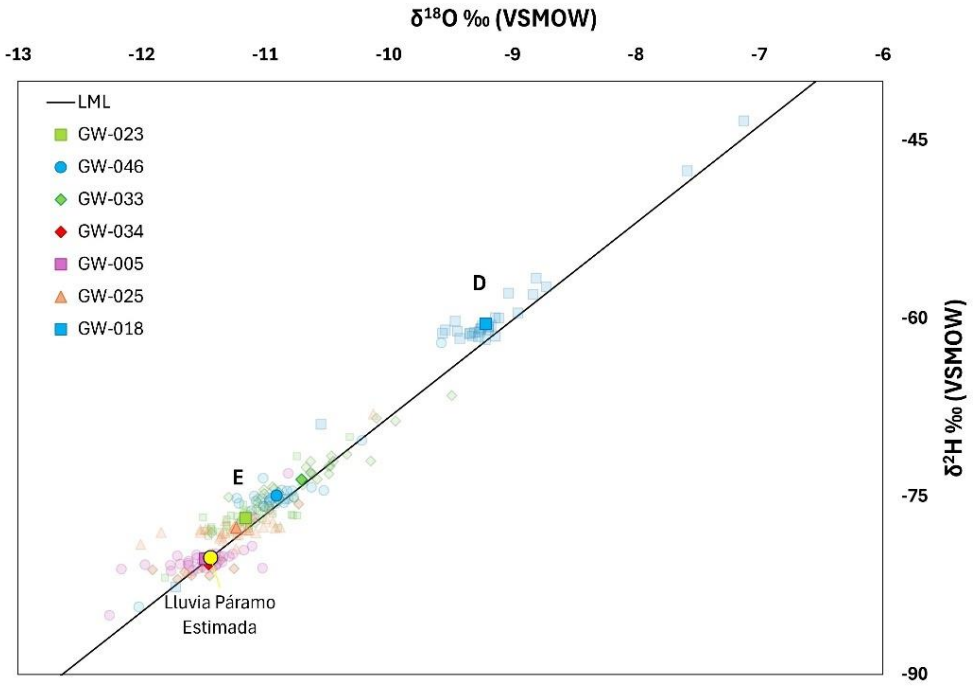
A partir de la LML obtenida, se analiza la dispersión de los datos isotópicos para evaluar su posición relativa respecto a la LML, lo que permite identificar el origen de las aguas subterráneas y distinguir patrones de enriquecimiento o empobrecimiento isotópico en la cuenca (ver figura 35). Los valores promedio en cada punto permiten determinar tendencias isotópicas y facilitan la interpretación del origen de las estas aguas, diferenciando aquellas que provienen de zonas más altas o bajas de la cuenca según su ubicación respecto a la LML.

Cuando una muestra de agua subterránea se posiciona hacia la derecha de la LML puede ser un indicio de procesos de evaporación. Esto ocurre porque la evaporación enriquece el agua en isótopos pesados, particularmente en $\delta^{18}O$, desplazando su firma isotópica en esa dirección. Sin embargo, cuando algunas muestras se alejan hacia la izquierda de la LML, la explicación no necesariamente está asociada a la evaporación, sino a otros procesos menos evidentes.

De acuerdo con Jasechko (2019), el agua subterránea puede interactuar con minerales presentes en el subsuelo, lo que puede modificar el valor de $\delta^{18}O$ sin alterar de forma significativa el $\delta^{2}H$, generando un desplazamiento hacia la izquierda en el gráfico. Asimismo, en zonas frías o de mayores elevaciones, parte del vapor de agua puede condensarse con una señal isotópica más liviana en $\delta^{2}H$, lo que también podría afectar la relación entre ambos isótopos.

Figura 35

Línea meteórica local y datos isotópicos en agua subterránea



En la figura 35, se identifican dos grupos bien definidos, estos grupos permiten diferenciar el comportamiento isotópico de las aguas en relación con su origen, elevación y ubicación en las diferentes zonas de la actividad minera en la cuenca.

Aunque este aspecto ya fue mencionado anteriormente, se retoma aquí por su relevancia en el análisis isotópico. Dado que no se cuenta con mediciones directas de la composición isotópica del agua lluvia en la zona de páramo, fue necesario estimarla de manera indirecta. Para ello, se utilizó el punto de intersección entre la recta de evaporación y la LML, ya que este punto representa una aproximación de la señal isotópica original del agua de lluvia. A partir de este cruce, se tiene una firma isotópica del agua lluvia en el páramo estimada y es representado de color amarillo.

- Grupo D: Muestra con mayor enriquecimiento isotópico

Este grupo está representado por una única muestra proveniente del manantial La Higuera (GW-018), con 31 registros de isótopos estables recolectados en los años 2017, 2018 y 2022. Los valores promedio de las variaciones isotópicas de esta muestra son los más enriquecidos del conjunto de datos (ver tabla 11). El manantial está ubicado en la zona sin actividad minera, a una elevación de 2598 m s.n.m.

La relación de estos valores con la LML indica que el agua tiene un origen meteórico, es decir, proviene del agua lluvia. Además, la composición isotópica sugiere que esta agua proviene de lluvias caídas a elevaciones más bajas, lo cual está en línea con el efecto altitudinal, donde las zonas más bajas presentan menor empobrecimiento isotópico (Appelo y Postma, 2005; I. Clark, 2015; I. D. Clark y Fritz, 1997; Jasechko, 2019; Putman et al., 2019).

- Grupo E: Muestras con mayor empobrecimiento isotópico

Este grupo incluye seis muestras que presentan un mayor empobrecimiento en isótopos pesados, lo que indica que estas aguas son más ligeras. Su cercanía a la LML propone que todas provienen de agua lluvia, es decir, tienen un origen meteórico y fueron alimentadas por precipitaciones a mayor altitud en comparación con la muestra del grupo D. La similitud de la firma isotópica de estas aguas subterráneas con la del agua de lluvia en el páramo evidencia de forma clara su conexión con el agua que se recarga en el páramo de Santurbán. Este es un punto interesante, ya que todas estas aguas subterráneas se encuentran en áreas donde hay actividad minera, lo que hace aún más importante entender su origen y trayectoria. A continuación, se describen las características de cada muestra:

El pozo TW2 (GW-034): con 10 registros de isótopos estables tomados en 2017, 2018 y 2022, presenta un promedio de $\delta^{18}O$ de −11,46 ‰ y $\delta^{2}H$ de −80,71 ‰, lo que refleja un empobrecimiento significativo de estos isótopos. Este pozo está ubicado a una elevación de 2746 m s.n.m. y tienen una profundidad de 203 m.

El agua en este punto tiene características termales, con una CE promedio de 2270 μScm^{-1}. Este valor, junto con el empobrecimiento en isótopos, sugiere que proviene de las áreas más altas de la cuenca. Es decir, el agua se infiltra en la parte alta y luego desciende por fracturas y fallas geológicas, viajando a mayores profundidades. En su camino, interactúa con distintos minerales, lo que provoca una evolución química hasta convertirse en agua sulfatada cálcica. Este tipo de agua, además, apunta a que se han dado procesos redox, lo cual confirma una interacción significativa con los minerales de la zona, según el análisis hidrogeoquímico.

Surgencia termal El Gigante (GW-005): Esta muestra cuenta con 35 registros isotópicos obtenidos entre 2016, 2017, 2018 y 2022, presenta un valor promedio para $\delta^{18}O$ de −11,49 ‰ y $\delta^{2}H$ de −80,25 ‰, se localiza a 2600 m s.n.m. y su surgencia está asociada a las actividades de exploración minera, la CE presenta un valor promedio de 3430 μScm^{-1} siendo la más alta para todas las muestras analizadas.

Al igual que en el caso anterior, el agua tiene mayor empobrecimiento isotópico y una alta CE, lo cual posiblemente proviene del páramo, desde donde desciende a través de fallas y fracturas geológicas. En su trayecto, el agua adquiere una composición sulfatada cálcica, lo que propone que ha pasado por procesos redox, acorde con los resultados del análisis hidrogeoquímico, donde se identifica un patrón consistente con la oxidación de minerales como la pirita (FeS_2), lo que genera un aumento de iones H^+ y SO_4^{2-} en el agua, es decir, se disminuye el pH a medida que la concentración de sulfatos se incrementa.

Además, los valores isotópicos promedio pueden indicar que estas dos muestras de agua provienen de la misma fuente, aunque llegan a la superficie de diferentes maneras. Una es interceptada por un pozo a 200 m de profundidad, mientras que la otra emerge debido a un aumento en el fracturamiento de la roca durante las actividades de exploración minera.

Termal El Gigante 2 (GW-025): Con 33 registros entre 2016 y 2018, los valores promedio isotópicos son $\delta^{18}O$ de −11,23 ‰ y $\delta^{2}H$ de −77,64 ‰, se encuentra ubicada a 2586 m s.n.m. y presenta características isotópicas similares a las del grupo (CE = 2225 μScm^{-1}), lo que sugiere una procedencia de aguas meteóricas de las zonas altas de la cuenca y posterior mineralización.

Túnel El Emboque (GW-023): Esta muestra tiene 33 registros isotópicos obtenidos entre 2016, 2017, 2018 y 2022, con valores promedio de $\delta^{18}O$ de −11,16 ‰ y $\delta^{2}H$ de −76,83 ‰. Esta muestra se encuentra a 2675 m s.n.m., y al igual que las muestras anteriores, su huella isotópica indica una procedencia de zonas altas de la cuenca, influenciadas por agua lluvia. Esta muestra es de gran importancia porque corresponde al agua que sale directamente del túnel de exploración minera, y ayuda a entender de dónde proviene el agua que se está drenando. Durante la evaluación para otorgar la licencia ambiental, se planteó la duda de si esta agua en realidad venía del páramo, y se había concluido en el EIA que no había relación entre ambas. Sin embargo, al analizar los mismos datos desde un marco de referencia adecuado, se puede determinar que esta agua, de hecho, proviene del páramo.

Los valores isotópicos obtenidos para esta muestra son muy cercanos a la firma estimada del agua lluvia en el páramo, que corresponde a -11,44 ‰ en $\delta^{18}O$ y -80,17 ‰ en $\delta^{2}H$. Esta similitud, junto con la coincidencia con otras muestras de agua subterránea del área del proyecto minero (Grupo E) que presentan señales isotópicas comparables, permite indicar que el agua del Túnel El Emboque proviene de zonas altas de la cuenca, influenciadas por procesos de recarga meteórica en el páramo.

Pozo TW1 (GW-046): Con 30 registros isotópicos de 2017 y 2018, esta muestra tiene valores promedio de $\delta^{18}O$ de −10,91 ‰ y $\delta^{2}H$ de −74,94 ‰. Ubicado a 2642 m s.n.m. y con una profundidad de 202 metros, este pozo se encuentra en una zona de actividad minera. Este pozo se encuentra muy cerca del túnel de exploración El Emboque, por lo que es evidente que las propiedades químicas e isotópicas de sus aguas sean similares. De hecho, los valores de CE promedio son muy parecidos: 1413 μScm^{-1} en el túnel y 1505 μScm^{-1} en el pozo. Es posible que el pozo tenga un leve enriquecimiento isotópico debido a la mezcla con agua de lluvias locales, que caen a menor elevación en esta zona.

Al igual que las muestras de agua con características termales, los valores isotópicos promedio sugieren que estas dos muestras provienen de la misma fuente, aunque siguen distintos caminos para llegar a la superficie. Una es interceptada por un pozo a 200 m de profundidad, mientras que la otra aflora a través de una excavación de un túnel a una distancia horizontal de 120 m, donde el agua se descarga desde el talud en el fondo del túnel.

Piezómetro PZ TW1 (GW-033): Con 34 registros isotópicos de 2017, 2018 y 2022, presenta valores promedio de $\delta^{18}O$ de −10,71 ‰ y $\delta^{2}H$ de −73,57 ‰. Este piezómetro utilizado como punto de observación del pozo TW1, está ubicado a una elevación de 2652 m s.n.m. y a una profundidad de 86,1 m. Las diferencias en los valores isotópicos entre el pozo TW1 y el piezómetro PZ TW1 podrían explicarse por las distintas profundidades de muestreo. Esto sugiere que el agua en el piezómetro, al estar más cerca de la superficie, podría estar influenciada por precipitaciones de zonas más bajas. Aun así, la mayor parte del agua en ambos puntos parece provenir de las áreas altas de la cuenca.

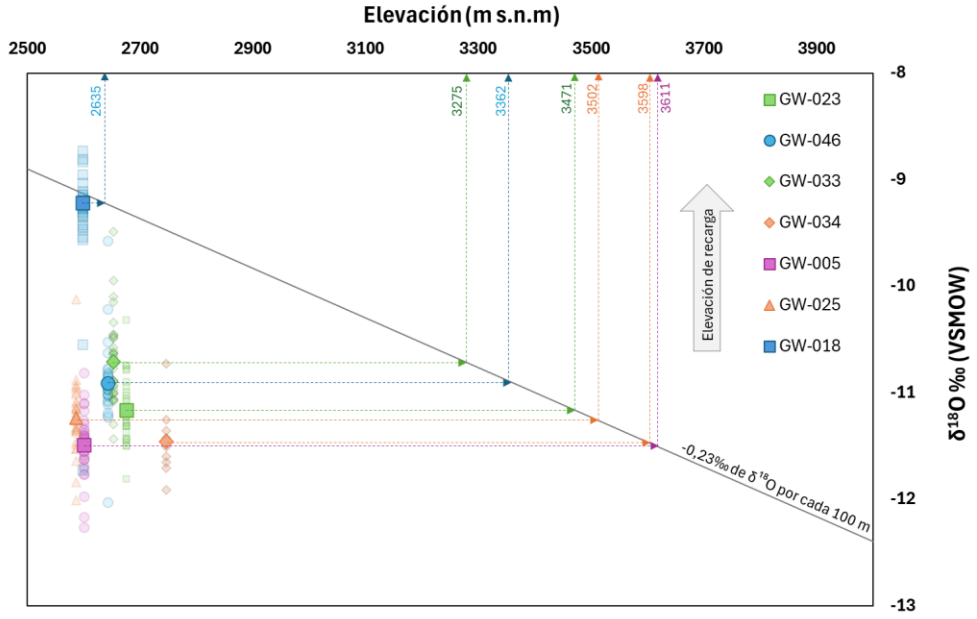
En general, las muestras de aguas termales, como las de El Gigante y TW2, presentan huellas isotópicas casi idénticas y son las más empobrecidas del conjunto de datos. Esto indica que estas aguas provienen de las zonas más altas de la cuenca, en especial de áreas de recarga en el páramo de Santurbán. Las similitudes isotópicas observadas en otros puntos cercanos, como El Emboque y El Gigante 2, respaldan esta interpretación.

El análisis isotópico confirma que todas las aguas estudiadas tienen un origen meteórico, es decir, se derivan de la precipitación. Las variaciones en los valores isotópicos reflejan el efecto de la altitud, lo cual indica que las áreas de recarga se encuentran en las partes altas de la cuenca, particularmente en el páramo de Santurbán. El marcado empobrecimiento isotópico en las zonas mineras sugiere que estas aguas se recargaron a mayor altitud, en coherencia con su origen y los

patrones de flujo subterráneo en la región. A continuación, se presenta en la figura 36 el gradiente isotópico altitudinal.

Figura 36

Gradiente isotópico altitudinal y muestras de agua subterránea



Las muestras de agua subterránea en este gráfico corresponden a los diferentes puntos de muestreo analizados anteriormente. A cada uno de ellos se le ha asignado una elevación de recarga probable, calculada a partir del valor promedio de todas las mediciones. Se observa que las aguas recargadas a mayores elevaciones tienen valores de $\delta^{18}O$ más empobrecidos, mientras que las que se recargan a menores elevaciones presentan valores más enriquecidos (Jasechko, 2019; Putman et al., 2019).

El análisis revela que el agua subterránea de la cuenca proviene de la precipitación, es decir, de origen meteórico, y se recarga en las zonas altas, en el páramo de Santurbán. Este origen permite entender el flujo del agua subterránea, que desciende a través de fracturas y fallas geológicas, lo que permite conocer su recorrido, en especial en áreas de actividad minera.

Mediante el análisis hidrogeoquímico e isotópico, se identificaron diferentes patrones de flujo del agua subterránea según la profundidad de su desplazamiento:

- Flujo local: con un desplazamiento vertical de más de 30 m en la muestra GW-018.
- Flujos intermedios: con desplazamientos verticales de entre 600 y 800 m en las muestras GW-033, GW-046 y GW-023.

- Flujos profundos: con desplazamientos verticales de desde 800 hasta más de 1000 m en las muestras GW-034, GW-025 y GW-005.

Estos datos, resumidos en la tabla 12, ayudan a entender el recorrido del agua y su origen en la cuenca, y son clave para determinar los sistemas de flujo de agua subterránea en la cuenca La Baja.

Tabla 12

Elevación de recarga de aguas subterráneas

Código	Nombre	Elevación de muestreo (m s.n.m)	Elevación de recarga (m s.n.m)	Recorrido vertical (m s.n.m)
GW-018	La Higuera	2598	2635	37
GW-033	PZ TW 1	2652	3275	623
GW-046	TW 1	2642	3362	720
GW-023	Túnel El Emboque	2675	3471	796
GW-034	TW 2	2746	3598	852
GW-025	Termal El Gigante 2	2586	3502	916
GW-005	Termal El Gigante	2600	3611	1011

Con base en lo anterior, se pueden identificar claramente dos firmas isotópicas distintas, como se visualiza en la figura 37: el grupo E refleja la huella isotópica del páramo, mientras que el grupo D representa una huella isotópica que se encuentra por debajo de la línea del páramo.

Este patrón nos permite interpretar el comportamiento isotópico de otras muestras de agua subterránea. Sin embargo, dado que muchas muestras tienen solo una o dos mediciones, estas interpretaciones son orientativas. Por lo que, será necesario a futuro continuar con el monitoreo para entender mejor cómo varía la composición isotópica a lo largo del ciclo hidrológico para cada muestra. Los resultados se presentan en la tabla 13 y figura 37.

Tabla 13

Puntos de agua subterránea con datos isotópicos

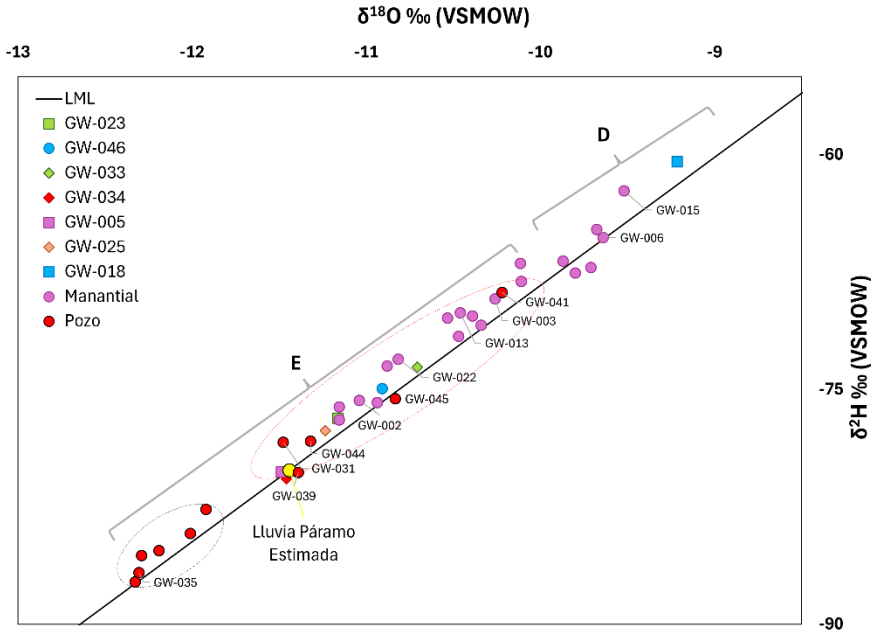
Código	Tipo de punto	Zona	n	$\delta^{18}O$	$\delta^{2}H$	Código	Tipo de punto	Zona	n	$\delta^{18}O$	$\delta^{2}H$
GW-002	Manantial	Ausencia	1	-11	-75,7	GW-037	Pozo	Ausencia	3	-12,3	-87,3
GW-003	Manantial	Ausencia	1	-10,3	-69,2	GW-040	Pozo	Ausencia	2	-12,2	-85,3
GW-004	Manantial	Ausencia	1	-10,1	-68,1	GW-041	Pozo	Ausencia	1	-10,2	-68,8
GW-006	Manantial	Ausencia	3	-9,7	-64,8	GW-042	Pozo	Ausencia	2	-12,3	-85,6
GW-011	Manantial	Ausencia	1	-10,5	-71,6	GW-043	Pozo	Ausencia	2	-11,4	-76,9
GW-013	Manantial	Ausencia	1	-10,5	-70,1	GW-044	Pozo	Ausencia	2	-11,3	-78,3
GW-016	Manantial	Ausencia	1	-9,7	-67,2	GW-001	Manantial	Presencia	1	-9,9	-66,8

Código	Tipo de punto	Zona	n	$\delta^{18}O$	$\delta^{2}H$	Código	Tipo de punto	Zona	n	$\delta^{18}O$	$\delta^{2}H$
GW-017	Manantial	Ausencia	2	-10,1	-67	GW-010	Manantial	Presencia	2	-11,2	-76,1
GW-019	Manantial	Ausencia	2	-9,4	-59,8	GW-038	Pozo	Presencia	2	-11,9	-82,7
GW-020	Manantial	Ausencia	3	-10,9	-75,8	GW-039	Pozo	Presencia	2	-11,4	-80,3
GW-021	Manantial	Ausencia	1	-10,4	-70,3	GW-045	Pozo	Presencia	8	-10,8	-75,6
GW-022	Manantial	Ausencia	3	-10,8	-73,1	GW-015	Manantial	Influencia	3	-9,5	-62,3
GW-024	Manantial	Ausencia	3	-10,5	-70,4	GW-007	Manantial	Contigua	2	-9,8	-67,6
GW-031	Pozo	Ausencia	3	-11,5	-78,4	GW-008	Manantial	Contigua	1	-9,6	-65,3
GW-032	Pozo	Ausencia	3	-11,3	-74,7	GW-009	Manantial	Contigua	2	-11,2	-77
GW-035	Pozo	Ausencia	2	-12,3	-86,7	GW-012	Manantial	Contigua	1	-10,9	-73,5
GW-036	Pozo	Ausencia	2	-12	-84,2	GW-014	Manantial	Contigua	1	-10,3	-70,9

Nota. En los puntos que tienen más de un análisis isotópico se indica el resultado promedio.

Figura 37

Línea meteórica local y datos isotópicos en agua subterránea con menor cantidad de información



La distribución de las muestras de agua revela dos grupos isotópicos principales, E y D, con dos subgrupos dentro del grupo E. Las muestras se alinean bien con la LML, lo que sugiere que su origen es principalmente de agua de lluvia sin influencia de aguas con evidencia de procesos de evaporación.

Primer subgrupo del grupo E: Este subgrupo corresponde a los pozos ubicados en la zona de páramo, en el sector de la quebrada Páez. Las muestras de estos pozos presentan un

empobrecimiento isotópico mayor que el promedio de la lluvia del páramo, lo cual podría deberse a dos razones.

Primero, es posible que el agua en estos pozos se recargue desde áreas aún más altas, ya que estos pozos, aunque están en el páramo, alcanzan profundidades de hasta 100 m. Esto podría indicar la existencia de flujos profundos, diferentes de los flujos locales ya identificados.

Otra posible explicación es que estas muestras estén influenciadas por las lluvias, siendo afectadas por el efecto cantidad de lluvia, mayor precipitación tiende a producir agua más empobrecida en isótopos pesados. No se descarta, además, que parte de esta señal isotópica refleje recarga ocurrida bajo condiciones climáticas distintas a las actuales. En cualquiera de estos escenarios, sería necesario contar con más información temporal y espacial para comprender con mayor precisión el comportamiento isotópico de estos puntos (I. Clark, 2015; I. D. Clark y Fritz, 1997).

Segundo subgrupo del grupo E: Estas muestras se corresponden con las analizadas previamente, indicando que el agua sigue patrones de recarga similares a los puntos con más información isotópica. Es necesario contar con más datos en diferentes épocas del año para entender cómo varía la firma isotópica con las estaciones. Los pozos en este subgrupo parecen mostrar características de flujos intermedios, y los manantiales, debido a su ubicación en la cuenca y menor fracturamiento, permiten que el agua emerja con rapidez en estas áreas.

Grupo D: Este grupo incluye muestras que se recargan en áreas situadas por debajo de la línea del páramo. En general, los manantiales del grupo D están ubicados en la parte sur de la cuenca, a ambos lados. Estas características sugieren que estos manantiales provienen de flujos locales, en los que el agua se recarga muy cerca y emerge rápidamente debido a la ausencia de fracturas y fallas en esta zona, lo que facilita la formación de corrientes de agua superficial.

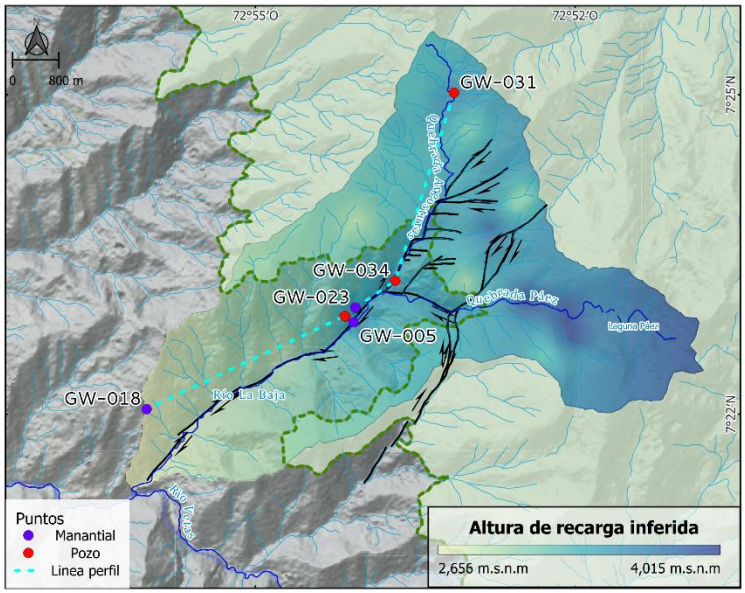
A partir de todo lo anterior, en la figura 38 se presenta el perfil altitudinal que cruza la cuenca de oeste a este y conecta distintos puntos de monitoreo. Este perfil no solo refleja la relación entre la altitud y la altura de recarga en cada punto, a partir de la información isotópica, sino que también se aproxima a la falla La Baja, que es la estructura geológica que funciona como camino preferencial natural para el tránsito del agua subterránea. Esta proximidad resulta importante para comprender cómo las características estructurales de la cuenca influyen en la dinámica del agua subterránea, permitiendo identificar las principales trayectorias de flujo. La zona sombreada entre las curvas ilustra el gradiente isotópico vertical que impulsa ese movimiento, mostrando cómo las

diferencias entre la altura de recarga y la cota altitudinal en cada punto condicionan las rutas del flujo subterráneo.

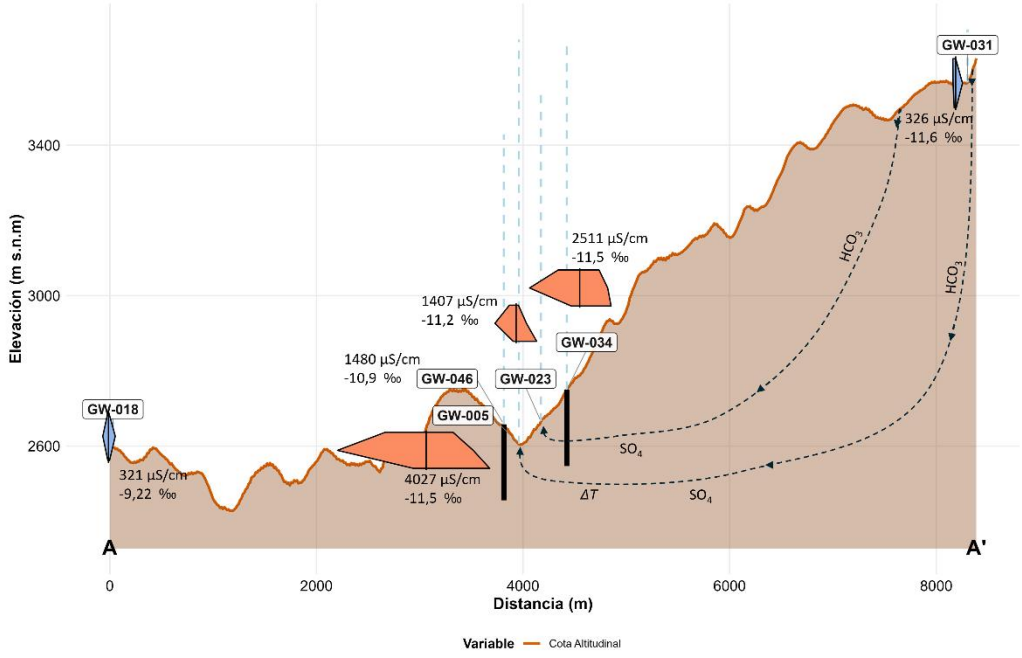
Figura 38

Perfil altitudinal: relación entre cota altitudinal, altura de recarga y composición hidrogeoquímica

a



b



Nota. a) Trazado de línea de perfil y ubicación de muestras; b) Comparación entre cota altitudinal, elevación de recarga y composición hidrogeoquímica.

Al comienzo del perfil, la muestra GW-018 ilustra un caso de flujo local. La diferencia de altitud entre la zona de recarga y el punto de captación es de solo 30 m, lo que indica que el agua se infiltra rápidamente y circula a través de trayectorias cortas y poco profundas. En este tipo de configuración, el agua tiene un contacto limitado con el subsuelo, por lo que permanece relativamente joven y con baja mineralización. Esta condición se refleja claramente en el diagrama de Stiff, que presenta una forma simétrica y estrecha, lo que caracteriza una composición bicarbonatada cálcica típica de aguas poco evolucionadas.

En el centro del perfil, se encuentran las muestras GW-023, GW-033 y GW-046, que responden a un contexto hidrogeológico diferente. En este sector, la diferencia entre la altitud de recarga y la cota de captación oscila entre 600 y 800 m, lo que revela la presencia de flujos intermedios. En estos casos, el agua ha descendido a mayores profundidades y ha recorrido distancias más largas en el subsuelo antes de ser extraída. Como consecuencia, ha pasado más tiempo en contacto con las formaciones geológicas, lo que se traduce en una mayor evolución química.

Esta transformación se refleja claramente en los diagramas de Stiff, que aquí se presentan más amplios y asimétricos, con una notable presencia de calcio y sulfato. Este patrón indica no solo una mayor interacción roca-agua, sino también la acción de procesos redox, como la oxidación de minerales sulfurados, que enriquecen el agua en sulfatos. En conjunto, estas características indican un tránsito más lento y profundo del agua.

En esta zona central del perfil se encuentra la surgencia GW-005, con una diferencia altitudinal que supera los 800 m, alcanzando en algunos casos más de 1000 m. Este valor confirma la existencia de flujos profundos, caracterizados por trayectorias largas y un contacto prolongado con las formaciones geológicas. Como resultado, el agua muestra una composición química más evolucionada, reflejada en su diagrama de Stiff, notablemente amplio, con un claro predominio de sodio y calcio, y una mezcla de sulfato, bicarbonato y cloruro. Esta firma geoquímica es típica de aguas hidrotermales o de circulación profunda, y respalda su clasificación como flujo de gran profundidad.

Al final del perfil se encuentra el piezómetro GW-031, situado en una zona alta, cercana a una aparente área de recarga. Sin embargo, los análisis hidroquímicos indican que el agua no

corresponde a un flujo local, sino que ha circulado a mayor profundidad, adquiriendo características propias de un flujo local a intermedio.

Sin embargo, la falta de datos geológicos en profundidad e información hidráulica detallada limita la interpretación precisa de la estructura y dinámica del acuífero. Por lo anterior, se recomienda que futuros estudios incorporen registros geofísicos, ensayos hidráulicos y modelación, con el fin de lograr una comprensión más completa e integrada del sistema hidrogeológico.

3.5. Comparación con las normas de calidad del agua en Colombia

Con base en la información recopilada para 24 muestras, las mismas utilizadas para el ACP, se compararon los límites máximos permitidos por la normativa vigente en el país para la calidad del agua para diferentes usos.

En primer lugar, se consideraron las concentraciones establecidas en la Resolución 2115 de 2007 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, que regula la calidad del agua para consumo humano. Es importante aclarar que, aunque estamos comparando el agua cruda con los estándares de agua potable, que aplican al agua ya tratada, el objetivo es evaluar si la calidad del agua cruda permite que sea tratada y utilizada de manera segura. En algunos casos, la contaminación puede ser tan alta que los métodos de tratamiento convencionales no bastarían, y se requerirían tratamientos más avanzados o especializados. En situaciones extremas, podría incluso no ser posible utilizar esa fuente de agua de manera segura para el consumo humano.

Por otro lado, se tuvo en cuenta el Decreto Único Reglamentario 1076 de 2015, que define los criterios de calidad del agua según su uso. En particular, se consultaron los artículos 2.2.3.3.9.3, 2.2.3.3.9.4 y 2.2.3.3.9.5, que especifican los límites para el uso doméstico, de consumo y agropecuario. En este caso, los límites mencionados se refieren al análisis del agua en su estado natural, antes de ser tratada. Este análisis permite entender si el agua cruda es apta para someterse a un tratamiento convencional (2.2.3.3.9.3) o si es más apropiado utilizar un método de desinfección (2.2.3.3.9.4), para el caso del uso agropecuario no se menciona algún método de tratamiento.

La tabla 14 y tabla 15 presentan una comparación entre los valores obtenidos y los límites máximos permisibles, los valores sombreados indican concentraciones que superan los límites

permitidos para cada parámetro, conforme a lo establecido en la Resolución 2115 de 2007 y el Decreto 1076 de 2015.

Tabla 14

Resultados de los parámetros comparados con la norma colombiana para las muestras en zona de ausencia e influencia

Parámetro	Resolución 2115 de 2007	Decreto 1076 de 2015			11	16	24	34	37	40	41	42	43	45	8
		Art. 2.2.3.3.9.3	Art. 2.2.3.3.9.4	Art. 2.2.3.3.9.5											
Conductividad Eléctrica CE (μScm^{-1})	1000	---	---	---	39	306	227	350	41	408	380	166	147	119	76
pH	6,5 – 9,0	5,0 – 9,0	6,5 – 8,5	4,5 – 9,0	7,4	7,9	7,6	7,8	6,4	7,8	7,8	7,0	7,4	7,9	5,7
Calcio Ca^{2+} (mgL^{-1})	60	---	---	---	3	28	28	31	6	28	26	15	19	6	6
Alcalinidad $CaCO_3$ (mgL^{-1})	200	---	---	---	17	154	103	179	21	216	205	105	75	15	14
Cloruros Cl^- (mgL^{-1})	250	250	250	---	<2,5	<2,5	<2,5	<5	1	<5	1	<5	1	<5	<2,5
Sulfatos SO_4^{2-} (mgL^{-1})	250	400	400	---	<1,00	10	17	28	3	28	1	0	7	36	18
Nitratos NO_3^- (mgL^{-1})	10	10	10	---	<0,10	<0,10	<0,10	<0,01	1	<0,01	0	<0,01	<0,06	<0,01	0
Hierro Fe (mgL^{-1})	0,3	---	---	5	<0,1	0	0	0	<0,1	0	0	0	1	0	0
Magnesio Mg^{2+} (mgL^{-1})	36	—	—	—	0	8	5	10	0	18	17	4	4	2	3
Manganeso Mn^{2+} (mgL^{-1})	0,1	—	—	0,2	<0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,5	0,4	1,2	<0,1
Aluminio Al^{3+} (mgL^{-1})	0,2	---	---	5	<1	<1	<1	0,0	<0,035	0,0	<0,035	<0,01	<0,035	0,1	<1
Zinc Zn^{2+} (mgL^{-1})	3	15	15	2	<0,1	<0,1	<0,1	0	0	0	0	0	<0,03	0	0
Arsénico As (μgL^{-1})	10	50	50	100	<2	2	3	<0,2	2	2,60	2,47	1	<1,36	0	<2
Cadmio Cd (μgL^{-1})	3	10	10	10	<2	<2	<2	<0,003	<0,26	0	<0,26	0	<0,26	1	3
Cobalto Co (μgL^{-1})	---	---	---	50	<2	<2	<2	0	<3,22	3	3	3	<3,22	7	<2
Cromo Cr (μgL^{-1})	50	50*	50*	100*	<5	<5	<5	<0,5	1	1	<1,15	<0,5	<1,15	<0,5	<5
Níquel Ni (μgL^{-1})	20	---	---	200	<5	8	5	0	<0,002	0	<0,002	0	<0,002	0	<5
Plomo Pb (μgL^{-1})	10	50	50	5000	<5	<5	<5	0	<2,84	1	<2,84	0	<2,84	1	<5
Selenio Se (μgL^{-1})	10	10	10	20	<2	<2	<2	<1	<8,6	<1	<8,6	<1	<8,6	<1	<2
Vanadio V (μgL^{-1})	---	---	---	100	<2	<2	<2	1	1	1	<0,8	0	<0,8	0	<2

Nota. *Este valor corresponde a la concentración de cromo como Cr^{+6} μgL^{-1}.

Tabla 15

Resultados de los parámetros comparados con la norma colombiana para las muestras en zona de presencia

Parámetro	Resolución 2115 de 2007	Decreto 1076 de 2015			3	13	14	18	19	20	28	29	30	31	38	39	44
		Art. 2.2.3.3.9.3	Art. 2.2.3.3.9.4	Art. 2.2.3.3.9.5													
Conductividad Eléctrica, CE (μScm^{-1})	1000	---	---	---	4027	1241	154	2511	2457	2739	1917	239	1120	1409	62	90	69
pH	6,5 – 9,0	5,0 – 9,0	6,5 – 8,5	4,5 – 9,0	5,3	6,2	6,9	6,0	7,1	6,9	6,8	6,9	6,7	7,2	6,6	7,9	5,4
Calcio Ca^{2+} (mgL^{-1})	60	---	---	---	653	214	20	373	334	372	304	22	139	259	3	3	2
Alcalinidad $CaCO_3$ (mgL^{-1})	200	---	---	---	865	203	73	519	440	532	96	62	16	168	26	49	18
Cloruros Cl^- (mgL^{-1})	250	250	250	---	350	35	<4	254	233	299	78	<4	13	9	<5	<5	<5
Sulfatos SO_4^{2-} (mgL^{-1})	250	400	400	---	1123	435	10	559	784	734	991	56	604	692	0	0	11
Nitratos NO_3^- (mgL^{-1})	10	10	10	---	<0,10	<0,10	0	<0,10	<0,2	<0,2	0	1	0	4	<0,01	0	<0,01
Hierro Fe (mgL^{-1})	0,3	---	---	5	5	6	0	12	0	0	4	5	7	3	0	0	0
Magnesio Mg^{2+} (mgL^{-1})	36	—	—	—	57	16	5	38	36	41	31	8	29	24	1	1	1
Manganeso Mn^{2+} (mgL^{-1})	0,1	—	—	0,2	0,6	0,6	<0,087	1,3	1,0	1,2	1,5	1,1	2,9	0,6	0,1	0,1	0,6
Aluminio Al^{3+} (mgL^{-1})	0,2	---	---	5	<1	<1	<0,076	<1	0,3	<0,076	1,2	0,1	2,2	0,3	0,0	<0,01	0,3
Zinc Zn^{2+} (mgL^{-1})	3	15	15	2	0	1	0	0	0	<0,086	0	1	0	1	0	0	0
Arsénico As (μgL^{-1})	10	50	50	100	99	38	<9	81	35	41	113	<9	<9	41	1	11	<0,2
Cadmio Cd (μgL^{-1})	3	10	10	10	<2	55	<2	<2	<2	<2	11	19	5	<2	0	0	26
Cobalto Co (μgL^{-1})	---	---	---	50	9	12	<40	9	<40	<40	<40	<40	<40	<40	2	0	12
Cromo Cr (μgL^{-1})	50	50*	50*	100*	<5	<5	<40	<5	<40	<40	<40	<40	<40	<40	<0,5	<0,5	1
Níquel Ni (μgL^{-1})	20	---	---	200	114	51	<10	78	<10	29	50	<10	59	10	0	0	0
Plomo Pb (μgL^{-1})	10	50	50	5000	<5	<5	<9	<5	<9	<9	<9	<9	<9	130	1	0	2
Selenio Se (μgL^{-1})	10	10	10	20	<2	<2	<9	<2	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<1	<1	<1
Vanadio V (μgL^{-1})	---	---	---	100	<2	<2	<40	<2	<40	<40	<40	<40	<40	<40	1	3	0

Nota. *Este valor corresponde a la concentración de cromo como Cr^{+6} μgL^{-1}.

Con relación a la información anterior, las muestras con características hidrotermales 3, 18, 19 y 20 presentan mayor mineralización. De acuerdo con los límites máximos permisibles, los parámetros de CE, Ca^{2+}, alcalinidad ($CaCO_3$), Mg^{2+}, SO_4^{2-}, Mn^{2+} y As, exceden las concentraciones permitidas.

Este comportamiento puede estar relacionado con procesos naturales propios del entorno hidrotermal, en este contexto, la presencia de elementos como el arsénico no necesariamente indica una fuente de contaminación antrópica, sino que responde a condiciones geológicas naturales. Por ende, aunque los niveles superen los límites establecidos para consumo humano, deben entenderse como parte de la dinámica hidrogeoquímica del sistema natural.

Por otra parte, las muestras 3, 18 y 20 también superan los límites para Cl^- y Ni, mientras que las muestras 3 y 18 presentan niveles de Fe total por encima de lo permitido. Es relevante mencionar que el agua de la muestra 3, que corresponde a la surgencia antrópica El Gigante, de características termales y que además presenta la mayor concentración de elementos potencialmente tóxicos, se drena al río La Baja sin tratamiento, lo que resalta la necesidad de analizar la calidad del agua superficial en la cuenca y su relación con las actividades mineras.

La muestra 13, correspondiente al punto denominado El Emboque, presenta una mineralización alta, según los límites máximos permisibles establecidos, esta muestra excede las concentraciones permitidas para varios parámetros, entre ellos CE, Ca^{2+}, alcalinidad ($CaCO_3$), Mg^{2+}, SO_4^{2-}, Mn^{2+}, As, Cd y Ni, indicando que el exceso de estos elementos representa riesgos para la calidad del agua y su posible uso.

Las muestras 28, 30 y 31 presentan una mineralización elevada. Conforme a los límites máximos permisibles, los parámetros CE, Ca^{2+}, alcalinidad ($CaCO_3$), Mg^{2+}, SO_4^{2-}, Mn^{2+}, Al^{3+} y Fe superan las concentraciones permitidas. A su vez, la muestra 28 también excede los límites para As, Cd y Ni; la muestra 30 supera los límites para Cd; y la muestra 31 sobrepasa los límites para As y Pb. Por otro lado, la muestra 29 excede los límites establecidos para los parámetros de Fe, Mn^{2+} y Cd. Por último, la muestra 39 presenta niveles elevados de As. Todas estas muestras provienen de pozos ubicados en la zona de actividad minera.

En la muestra 44 se detectan niveles altos de manganeso, aluminio y cadmio, mientras que la muestra 45 presenta un exceso de manganeso; ambas también en áreas con actividad minera. Por otra parte, las muestras 40 y 41 superan los niveles de alcalinidad ($CaCO_3$), la muestra 42

manifiesta un exceso de Mn^{2+} y la muestra 43 presenta concentraciones elevadas de Fe y Mn^{2+}, todas ellas en zonas sin presencia de actividad minera.

En relación con otros metales potencialmente tóxicos, como el Pb, Se y V, la mayoría de las muestras presentan concentraciones por debajo del límite de cuantificación del laboratorio, en todos los casos, estos límites de cuantificación son inferiores a los establecidos en la normativa.

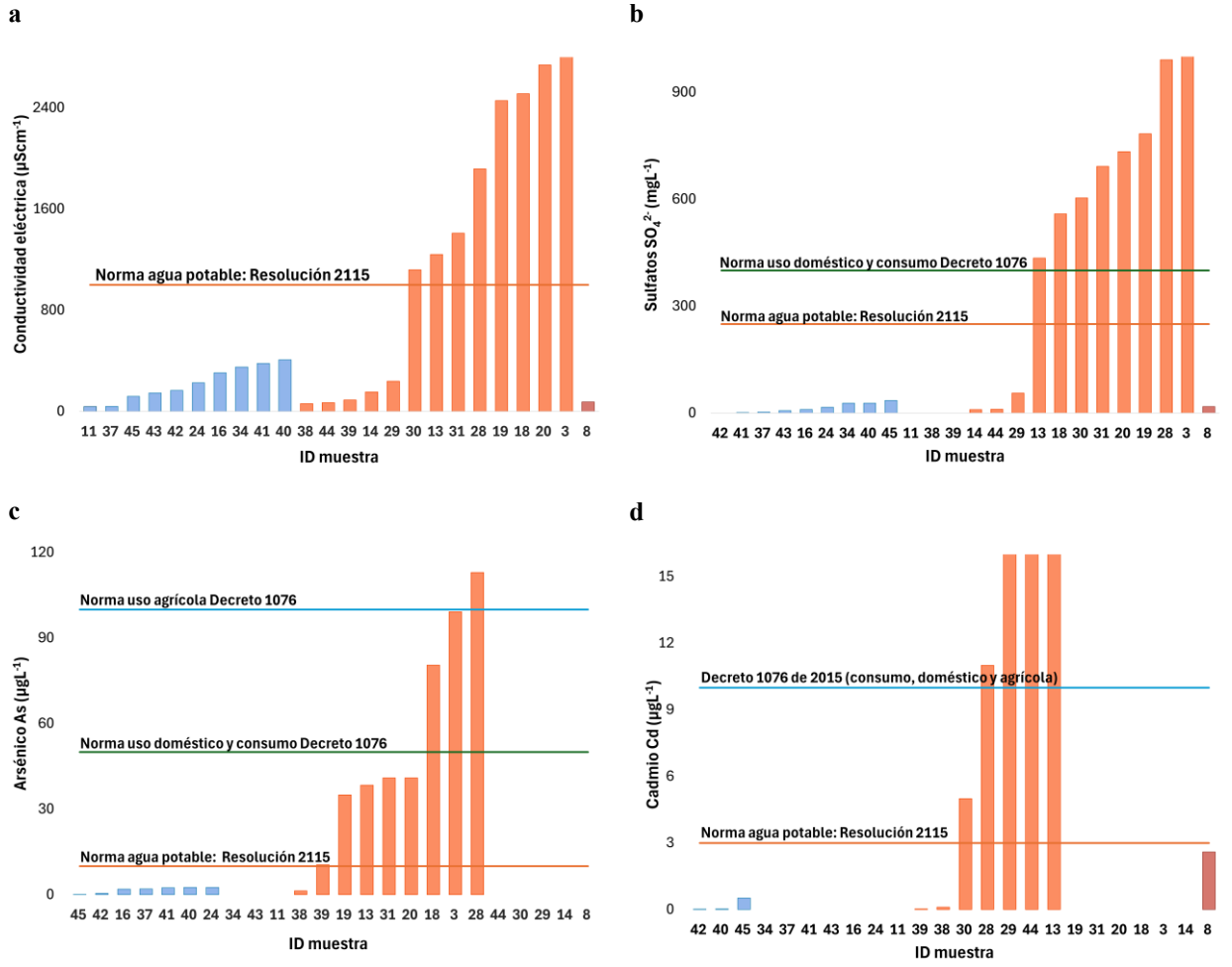
Solo la muestra 31, ubicada en el área de influencia de la actividad minera, presenta una concentración de 130 μgL^{-1} de Pb, un valor significativo considerando que el límite permitido para el consumo humano es de 10 μgL^{-1}.

Es importante mencionar que, aunque la información recopilada sobre mercurio (Hg) es limitada, en las muestras de agua subterránea no se detectó este metal. Esta ausencia sugiere que, no hay indicios de contaminación por mercurio en el agua subterránea de la cuenca. Cabe señalar que en la cuenca se lleva a cabo la extracción de roca, mientras que el proceso de beneficio, en el que se utiliza mercurio para separar el oro del mineral, no solo se realiza en la cuenca, sino también en las corrientes cercanas a la zona minera (Wolff, 2001), lo que podría explicar las bajas concentraciones de Hg en esta zona. Sin embargo, es recomendable llevar a cabo monitoreos adicionales en otras partes de la cuenca e incluir el análisis de agua superficial para evaluar de manera más integral la posible presencia de Hg.

Además, En la figura 39, se presenta el comportamiento de los parámetros: CE, SO_4^{2-}, As y Cd en las muestras de agua subterránea de las diferentes zonas de actividad minera: ausencia, presencia e influencia (ver tabla 14 y tabla 15).

Figura 39

Comportamiento de los parámetros de calidad del agua: conductividad eléctrica, sulfatos, arsénico y cadmio en las zonas de presencia, ausencia e influencia de la minería



Nota. a) conductividad eléctrica; b) sulfatos; c) arsénico; d) cadmio. Las zonas están representadas con los siguientes colores: azul para la zona de ausencia, naranja para la de presencia y rojo para la de influencia.

A partir de las gráficas obtenidas, se observa que, en la zona sin actividad minera, ubicada en la parte alta de la cuenca, los parámetros analizados en el agua subterránea están dentro de los límites normativos. Las concentraciones de los elementos evaluados no superan los valores permitidos para su uso, en particular para consumo humano, lo que confirma que el agua cumple con los estándares de calidad establecidos.

En la zona con actividad minera, las concentraciones de los parámetros analizados son más altas y en muchos casos superan los límites normativos. Como se mencionó en el análisis hidrogeoquímico, las altas concentraciones de SO_4^{2-} se deben en gran medida a la oxidación de minerales sulfurados, un proceso que se ve acelerado por la actividad minera. De acuerdo con estos

resultados, en especial en las zonas cercanas a las galerías o túneles mineros, la exposición de los minerales al aire facilita su reacción con el oxígeno. Esto acelera la mineralización, aumentando las concentraciones de sulfato y provocando la acidificación del agua subterránea (Chandra y Gerson, 2010; Elghali et al., 2023; Rimstidt y Vaughan, 2003).

En un ambiente ácido, el agua aumenta su capacidad para disolver minerales, como consecuencia, se facilita la lixiviación de elementos potencialmente tóxicos, como el As y Cd, elevando sus concentraciones en el agua (Alhamed y Wohnlich, 2014; Brown et al., 2024).

En la zona de influencia, las concentraciones de contaminantes disminuyen de manera significativa. La muestra 8, que proviene de un manantial, mantiene todos los parámetros analizados dentro de los límites normativos. Esto indica que, en ausencia de excavaciones o exposición de minerales en la superficie, el agua conserva una buena calidad. Las características de su composición reflejan las condiciones geológicas naturales de la zona, sin la intervención de actividades mineras que podrían acelerar las reacciones químicas y aumentar la acidez del agua, lo que a su vez podría provocar la disolución de elementos potencialmente tóxicos.

A partir del análisis anterior, se destacan diferencias importantes en la calidad del agua entre las zonas con y sin actividad minera. En las áreas donde no se lleva a cabo minería, el agua subterránea cumple con los estándares de calidad establecidos para el consumo humano. En contraste, en las zonas afectadas por la actividad minera, las concentraciones de contaminantes son más altas, lo que representa un riesgo tanto para la salud pública como para el uso del agua en diversas actividades.

La elevada presencia de SO_4^{2-} y aguas ácidas en la zona minera refleja de forma clara el impacto directo de la actividad minera. Aunque es posible que la zona de alteración hidrotermal aporte estos elementos de forma natural, una intensificación de la minería empeoraría la calidad del agua debido a la acidificación y mineralización observadas en el estudio. La disminución del pH en las zonas mineras está directamente relacionada con la lixiviación de elementos tóxicos como As y Cd (Alhamed y Wohnlich, 2014; Brown et al., 2024), aumentando sus concentraciones y afectando tanto a los ecosistemas como a la salud humana.

Por otro lado, en la zona de influencia, se presentan una disminución de contaminantes, lo que sugiere que las condiciones naturales podrían permitir la recuperación de la calidad del agua si no hay presencia de actividades mineras.

3.6. Índices de Calidad del Agua (ICA)

Como complemento a la comparación con las normas de calidad del agua, se aplicó el Índice de Calidad de Agua Subterránea (ICA) propuesto por Sahu y Sikdar (2008) en las mismas 24 muestras. Es pertinente mencionar que estas muestras fueron recolectadas en distintos años: 10 en 2009, 7 en 2016 y 7 en 2022, y provienen de 19 pozos y 5 manantiales.

Dado que las muestras fueron recolectadas en diferentes años, esto introduce una variabilidad temporal en los datos recopilados. La mayoría de los puntos cuentan con una sola muestra por campaña, pero hay dos casos particulares que conviene destacar: uno es el punto Páez Pad, que presenta dos resultados (40 y 41) para la misma fecha porque la muestra fue analizada en dos laboratorios distintos; el otro es el punto TW-2, que dispone de tres registros (19, 20 y 18) tomados en marzo y julio de 2016, y en noviembre de 2022, respectivamente. Si bien agrupar las muestras por año permitiría realizar comparaciones más precisas y ayudaría a identificar tendencias temporales de manera más clara, la cantidad limitada de datos en cada periodo restringe la posibilidad de hacer un análisis estadístico robusto. Aun así, la información disponible aporta una primera aproximación útil sobre la calidad del agua a lo largo del tiempo.

Los parámetros fisicoquímicos considerados para calcular el ICA son: pH, CE, alcalinidad expresada en HCO_3^-, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe, Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, Zn^{2+}, As, Cd, Cr, Ni y Pb.

En la primera fase, se asignó el peso a cada parámetro según su impacto en la salud humana, de acuerdo con la Resolución 2115 de 2007, que establece los criterios de calidad del agua potable. Los parámetros con efectos reconocidos en la salud humana tienen un valor de 5; aquellos con implicaciones sobre la salud humana, un valor de 4; y los que tienen consecuencias indirectas, un valor de 3. Luego, se calculó el peso relativo de cada parámetro W_i aplicando la fórmula de la ecuación (17). En la tabla 16 se encuentran los valores asignados, los pesos relativos y el estándar de calidad en conformidad con la Resolución 2115 de 2007.

Tabla 16

Peso, peso relativo y estándares de calidad de los parámetros fisicoquímicos

Parámetro	Peso w_i	Peso relativo W_i	Estándar de calidad
Arsénico (As)	5	0,086	10
Cadmio (Cd)	5	0,086	3
Cromo (Cr)	5	0,086	50

Parámetro	Peso w_i	Peso relativo W_i	Estándar de calidad
Níquel (Ni)	5	0,086	20
Plomo (Pb)	5	0,086	10
pH	4	0,069	6,5 – 9,0
Conductividad eléctrica	4	0,069	1000
Nitrato (NO_3^-)	4	0,069	10
Alcalinidad (HCO_3^-)	3	0,052	244
Calcio (Ca^{2+})	3	0,052	60
Magnesio (Mg^{2+})	3	0,052	36
Cloruro (Cl^-)	3	0,052	250
Sulfato (SO_4^{2-})	3	0,052	250
Hierro (Fe)	3	0,052	0,3
Zinc (Zn^{2+})	3	0,052	3

Posteriormente, se calculó el estado de la concentración (q_i), se cuantificó la calidad general del agua para cada parámetro (SI_i) y, por último, se determinó el ICA de acuerdo con las ecuaciones (18), (19) y (20). Los resultados se presentan en la tabla 17.

Tabla 17

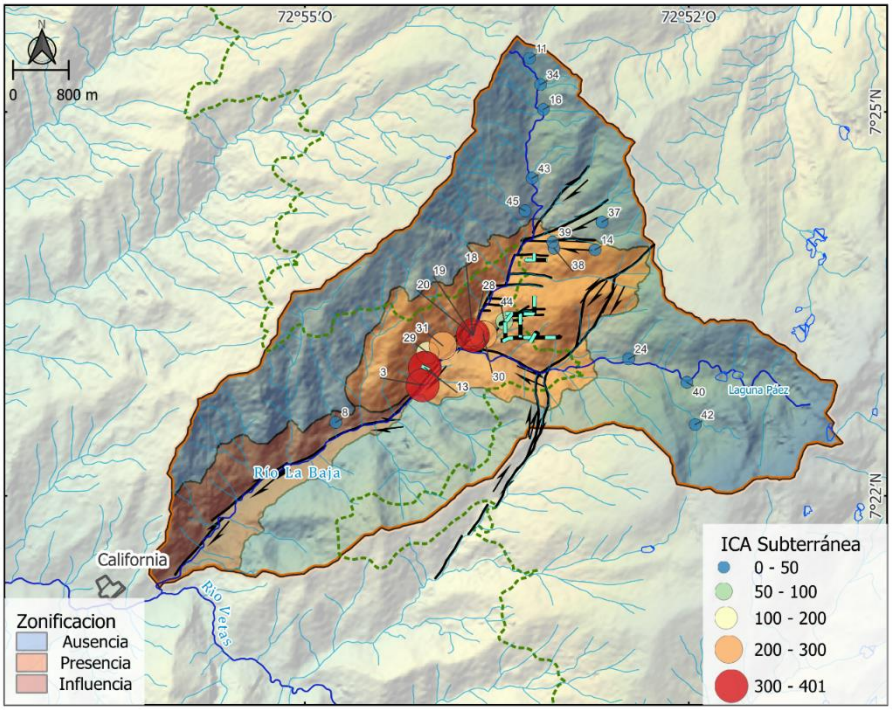
Índice de calidad del agua subterránea (ICA)

ID	ICA	Zona	Calidad	ID	ICA	Zona	Calidad
37	12	Ausencia	Excelente	**14**	32	Presencia	Excelente
42	14	Ausencia	Excelente	**44**	83	Presencia	Buena
45	14	Ausencia	Excelente	**19**	136	Presencia	Regular
11	16	Ausencia	Excelente	**20**	160	Presencia	Regular
34	21	Ausencia	Excelente	**29**	163	Presencia	Regular
41	26	Ausencia	Excelente	**30**	217	Presencia	Muy regular
40	27	Ausencia	Excelente	**31**	268	Presencia	Muy regular
16	29	Ausencia	Excelente	**28**	294	Presencia	Muy regular
43	29	Ausencia	Excelente	**13**	367	Presencia	No apta para consumo
24	30	Ausencia	Excelente	**3**	375	Presencia	No apta para consumo
38	12	Presencia	Excelente	**18**	401	Presencia	No apta para consumo
39	19	Presencia	Excelente	**8**	21	Influencia	Excelente

Los resultados presentaron claras diferencias en la calidad del agua entre áreas con y sin actividad minera como se observa en la figura 40.

Figura 40

Distribución de los índices de calidad del agua subterránea



En la zona de ausencia de la actividad minera, todas las muestras reflejan una calidad excelente, lo que sugiere que el agua es apta para el consumo humano según los parámetros analizados, sin alteraciones significativas en sus propiedades naturales. Esta consistencia a lo largo de los tres periodos de monitoreo indica que la calidad del agua subterránea se ha mantenido estable en esta área.

Por otro lado, en la zona con actividad minera se observó mayor variabilidad en la calidad del agua:

Calidad excelente: tres muestras, dos pozos 38 y 39 monitoreados en 2009 y el manantial 14 analizado en 2022 (ver tabla 17), ubicadas en la parte alta de la zona minera, mostraron una calidad excelente, lo que señala que estas aguas han conservado su integridad natural a pesar de la actividad minera cercana. Es importante resaltar, que estas muestras no se encuentran afectadas por la zona de alteración hidrotermal.

Calidad buena: la muestra 44, tomada en 2009 de un pozo cercano al túnel La Perezosa (ver tabla 17), presentó una calidad aceptable, aunque con una leve afectación. El agua sigue siendo adecuada para el consumo humano.

Calidad regular: tres muestras del 2016, correspondientes al pozo termal (19 y 20) y al pozo 29 (ver tabla 17), mostraron una calidad regular, lo que indica un deterioro notable en sus características.

Calidad muy regular: Las muestras 28, 30 y 31 (ver tabla 17), tomadas en 2016 de pozos cercanos al túnel de exploración, revelaron una calidad deficiente, inadecuada para el consumo humano.

Calidad no apta para consumo: Las muestras más afectadas fueron la del túnel El Emboque (13), la surgencia antrópica El Gigante (3) y el pozo TW2 (18) (ver tabla 17). Estas fuentes no pueden ser utilizadas de manera segura para el consumo humano, ya que la contaminación es tan alta que los métodos de tratamiento convencionales de agua no serían suficientes, y se necesitarían tratamientos más avanzados o especializados.

Finalmente, en la zona de influencia minera, el único análisis de metales pesados, realizado en el manantial del punto 8 (ver tabla 17), arrojó una calidad excelente, lo que sugiere que esta fuente ha logrado conservar sus características naturales a pesar de la actividad minera aguas arriba de esta zona.

De manera paralela, se calculó el ICA para las aguas superficiales utilizando los mismos parámetros aplicados en el análisis de las aguas subterráneas, con el fin de ampliar el conocimiento sobre la calidad del agua en la cuenca, dada la cantidad limitada de muestras subterráneas. No obstante, el comportamiento del agua superficial y subterránea puede variar debido a sus distintas interacciones con el entorno.

Con este propósito, se recopilaron 97 resultados de muestreos en cuerpos de agua superficial, incluyendo drenajes de túneles mineros. Los datos provienen de diversas fuentes como el SGC, Minesa S.A., Greystar Ltd. y Schlumberger Water Services. De estos, 52 muestras contenían información sobre los iones mayoritarios, necesarios para calcular el balance iónico y garantizar la confiabilidad de los datos.

En el caso de las aguas drenadas por túneles mineros, se incluyó el silicio (Si) en el cálculo del balance iónico, debido a la intensa alteración de silicatos presentes en el área de actividad minera, este proceso libera cantidades significativas de silicio disuelto, en ambientes de bajo pH (Chandra y Gerson, 2010; Elghali et al., 2023; Rimstidt y Vaughan, 2003). Finalmente, se aceptaron 38 de las 52 muestras que presentaron un margen de error del ±10%. Se calculó el ICA para las 38 muestras y su resultado se presenta en la tabla 18 y figura 41.

Tabla 18

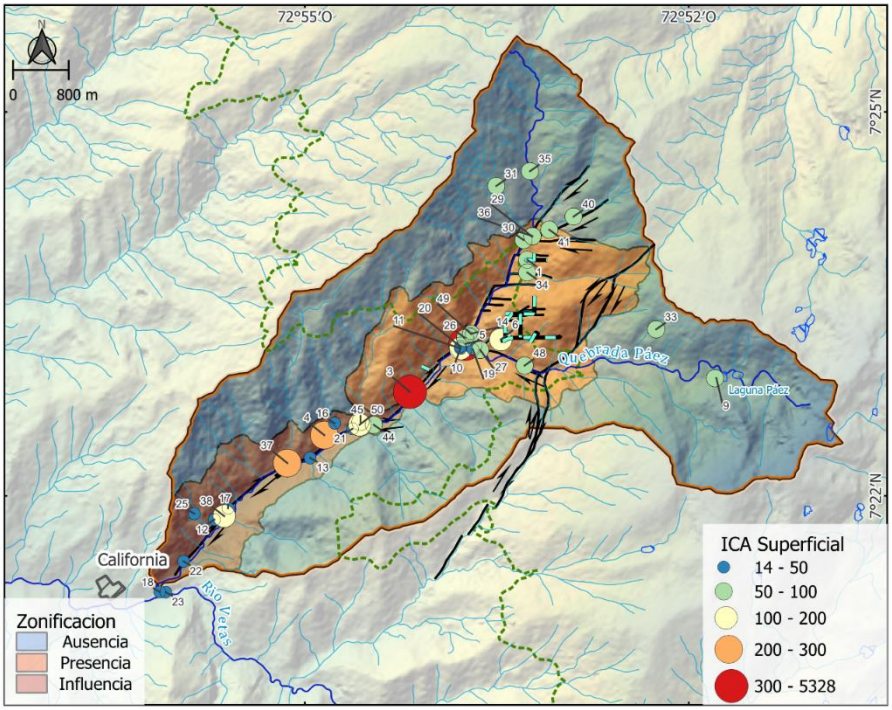
Índice de calidad del agua superficial

ID	Código	Tipo de punto	Sitio	Zona	Latitud	Longitud	Fecha	ICA	Calidad
S1	SW-002	Laguna	Laguna de Páez	Ausencia	-72,89104	7,390748	28/09/2008	55	Buena
S2	SW-110	Superficial	Quebrada Venaderos	Ausencia	-72,90631	7,373530	01/10/2008	57	Buena
S3	SW-101	Superficial	Quebrada Potreritos	Ausencia	-72,91746	7,367900	03/10/2008	57	Buena
S4	SW-103	Superficial	Quebrada La Herrera	Ausencia	-72,89909	7,379785	04/10/2008	58	Buena
S5	SW-105	Superficial	Quebrada Angosturas	Ausencia	-72,89448	7,380343	01/10/2008	62	Buena
S6	SW-065	Superficial	Pozo San Antonio en la Capilla (Cascada)	Influencia	-72,86659	7,375314	15/02/2023	14	Excelente
S7	SW-010	Superficial	La Plata - La Higuera - La Baja	Influencia	-72,89973	7,379190	11/11/2022	20	Excelente
S8	SW-011	Superficial	San Celestino - La Baja	Influencia	-72,89973	7,379190	11/11/2022	25	Excelente
S9	SW-074	Superficial	Quebrada la Higuera	Influencia	-72,93177	7,356890	19/03/2016	40	Excelente
S10	SW-070	Superficial	Quebrada La Baja (aguas abajo)	Influencia	-72,91929	7,364931	15/02/2023	42	Excelente
S11	SW-071	Superficial	Quebrada La Baja antes de unirse con el Río Vetas	Influencia	-72,89833	7,381121	15/02/2023	47	Excelente
S12	SW-066	Superficial	Quebrada La Baja	Influencia	-72,91611	7,369452	15/02/2023	48	Excelente
S13	SW-114	Superficial	Quebrada La Catalina	Influencia	-72,93000	7,358386	27/09/2008	72	Buena
S14	SW-115	Superficial	Quebrada San Juan	Influencia	-72,93888	7,347469	26/09/2008	79	Buena
S15	SW-120	Superficial	Quebrada la Baja 02	Influencia	-72,89814	7,379105	27/09/2008	129	Regular
S16	SW-108	Superficial	Quebrada la Baja	Influencia	-72,89975	7,379434	26/09/2008	178	Regular
S17	DAM-03	Bocamina	Túnel San Cayetano	Influencia	-72,91379	7,368722	12/11/2022	217	Muy regular
S18	SW-107	Superficial	Quebrada la Baja	Influencia	-72,93578	7,351457	26/09/2008	239	Muy regular
S19	SW-063	Superficial	Quebrada Angostura	Presencia	-72,93812	7,347458	14/02/2023	14	Excelente
S20	SW-068	Superficial	Quebrada Páez	Presencia	-72,93439	7,357674	14/02/2023	18	Excelente
S21	SW-008	Superficial	Unión Qda. Angosturas Y Q. Páez	Presencia	-72,89913	7,380563	12/11/2022	20	Excelente
S22	SW-069	Superficial	Unión Qda Páez con Qda. Angosturas	Presencia	-72,89717	7,379003	14/02/2023	26	Excelente
S23	SW-099	Superficial	Quebrada El Mortiño	Presencia	-72,89036	7,393811	02/10/2008	54	Buena
S24	SW-100	Superficial	Quebrada Potreritos	Presencia	-72,89151	7,393317	02/10/2008	60	Buena
S25	SW-118	Superficial	Quebrada Páez	Presencia	-72,89507	7,400350	29/09/2008	62	Buena
S26	SW-106	Superficial	Quebrada Angosturas	Presencia	-72,87425	7,381681	05/10/2008	62	Buena
S27	SW-104	Superficial	Quebrada El Pozo	Presencia	-72,89104	7,389085	05/10/2008	65	Buena
S28	DAM-01	Bocamina	Veta Barro	Presencia	-72,89068	7,402273	09/11/2022	75	Buena
S29	SW-111	Superficial	Quebrada Venaderos	Presencia	-72,89036	7,393811	04/10/2008	75	Buena

ID	Código	Tipo de punto	Sitio	Zona	Latitud	Longitud	Fecha	ICA	Calidad
S30	SW-097	Superficial	Quebrada Páez	Presencia	-72,92228	7,364260	29/09/2008	82	Buena
S31	SW-119	Superficial	Quebrada Angosturas 03	Presencia	-72,93049	7,357356	27/09/2008	84	Buena
S32	SW-096	Superficial	Quebrada san Andrés	Presencia	-72,88500	7,396364	07/09/2008	98	Buena
S33	DAM-05	Bocamina	Túnel La Perezosa	Presencia	-72,88817	7,394655	09/11/2022	126	Regular
S34	SW-008	Superficial	Unión Qda. Angosturas Y Q. Páez	Presencia	-72,91100	7,369239	01/10/2008	150	Regular
S35	DAM-04	Bocamina	Túnel Los Sapos	Presencia	-72,91276	7,369615	12/11/2022	361	No apta para consumo
S36	DAM-02	Bocamina	El Tigre	Presencia	-72,89138	7,376962	13/11/2022	5328	No apta para consumo
S37	SW-072	Superficial	Río Vetas antes de caer en la Qda La Baja	Contigua	-72,89835	7,381085	15/02/2023	18	Excelente
S38	SW-067	Superficial	Río Vetas	Contigua	-72,91286	7,369262	15/02/2023	32	Excelente

Figura 41

Distribución de los índices de calidad en el agua superficial



Para las aguas superficiales en la zona de ausencia de actividad minera, todas las muestras indican una buena calidad, lo que evidencia que son aptas para el consumo humano. En contraste, en la zona con actividad minera se observó mayor variabilidad en la calidad del agua, similar a lo que ocurrió con las aguas subterráneas, a continuación, se presenta el análisis donde las muestras pueden ubicarse en la tabla 18.

Calidad excelente: cuatro muestras S19, S20, S21 y S22 (ver tabla 18), tomadas en 2022 y 2023 en las quebradas Angosturas, Páez y su confluencia en la parte alta de la zona minera, mostraron una calidad excelente. Esto sugiere que estas aguas han mantenido su integridad natural.

Calidad buena: diez muestras (desde S23 a S32) tomadas en 2008, excepto la S28, que corresponde a un drenaje minero muestreado en 2022 (ver tabla 18), presentaron una calidad aceptable, aunque con ligera afectación. Aun así, el agua sigue siendo apta para consumo humano.

Calidad regular: la muestra S34, tomada en 2008 en la confluencia de las quebradas Angosturas y Páez, y la muestra S33 del drenaje del túnel La Perezosa, muestreada en 2022, indicaron una calidad regular (ver tabla 18), lo que revela un deterioro considerable. Es notable

que, en 2008, durante la fase de exploración minera, la calidad del agua en la confluencia de las quebradas era significativamente más baja.

Calidad no apta para consumo: las muestras con el ICA más alto provienen de los drenajes mineros de Los Sapos (S35) y El Tigre (S36) (ver tabla 18). Estos drenajes, generadas por actividades mineras abandonadas hace más de 30 años, según lo informado, no solo no son aptas para el consumo humano, sino que sus aguas drenan a la quebrada Angosturas y el río La Baja sin ningún tipo de tratamiento (Herrera et al., 2023).

En la zona de influencia minera, se analizaron 13 muestras, de las cuales 7 mostraron una calidad excelente, 2 buena, 2 regular y 2 muy regular. Las más afectadas se ubicaron cerca de zonas donde se realizan actividades de procesamiento de minerales, como molinos y tamices, a lo largo del río La Baja, aunque no hay extracción directa en esas áreas (Sierra et al., 2023).

Finalmente, fuera de la cuenca se recolectaron dos muestras de agua superficial del río Vetas S37 y S38 (ver tabla 18), ambas con una calidad excelente. Esto indica que, aguas arriba de la confluencia entre el río La Baja y el río Vetas, el agua mantiene una calidad óptima en relación con los parámetros analizados, a pesar de la presencia de otro distrito minero en el municipio de Vetas.

4. Conclusiones

A partir del análisis realizado en la cuenca del río La Baja se han identificado diferencias significativas en la calidad del agua entre las zonas donde se lleva a cabo actividad minera y aquellas donde no hay minería. En las zonas sin actividad minera, que se corresponden con áreas de páramo, las concentraciones de iones y elementos potencialmente contaminantes son bajas. Lo anterior indica que, el agua en estas zonas no está afectada por las operaciones mineras; en contraste, las zonas con actividad minera muestran un aumento notable en la concentración de iones y elementos peligrosos, lo que pone en evidencia el impacto de estas actividades.

En cuanto a la calidad del agua, las normativas indican varios incumplimientos en las zonas con actividad minera. Estos incumplimientos, junto con los resultados de los ICA, evidencian que las áreas mineras presentan las aguas de menor calidad, mientras que las aguas de mejor calidad se encuentran en las zonas de páramo.

Al analizar los ICA en aguas superficiales, se observaron diferencias claras entre las tres zonas evaluadas. En las áreas con y sin actividad minera, las aguas subterráneas y superficiales presentan comportamientos similares. Sin embargo, en la zona de influencia minera, el agua superficial presenta una mejor calidad, lo cual puede atribuirse al efecto de dilución que genera el río La Baja que, al recibir un caudal importante desde el páramo, mejora la calidad del agua en esta zona de influencia.

Así, el páramo de Santurbán, al ser una fuente continua de agua, contribuye a un efecto de dilución en el río La Baja, lo que reduce la concentración de iones y de elementos potencialmente tóxicos en el agua. Además, el aumento del pH en el agua superficial en la zona de influencia promueve la precipitación de estos elementos, lo que sugiere la importancia de analizar no solo el agua, sino también los sedimentos y suelos en las áreas situadas aguas abajo de la actividad minera.

Los datos isotópicos muestran una conexión entre el agua subterránea en la zona minera y el páramo. Estos resultados indican que el agua en la zona minera proviene de las áreas más altas de la cuenca y que, al fluir en el subsuelo, incrementa su mineralización, es decir, aumenta su contenido de iones en solución. Al llegar a la zona de actividad minera, que coincide con un área de alteración hidrotermal, es probable que el agua acumule elementos potencialmente tóxicos.

Cuando el agua subterránea es interceptada por los túneles o galerías mineras, es drenada hacia corrientes superficiales de la cuenca, que al fin y al cabo pueden desembocar en el río La

Baja. Este proceso puede alterar la composición química del agua y, como resultado, reducir su calidad ambiental.

El análisis de la composición química e isotópica del agua subterránea en la cuenca del río La Baja permite evidenciar que esta agua tiene un origen meteórico, recargándose principalmente en las zonas altas del páramo de Santurbán. Esta información contribuye a entender cómo el agua subterránea se mueve desde su origen y desciende a través de fracturas y fallas geológicas, lo que facilita el seguimiento de su recorrido, en especial en áreas con actividad minera. Según la profundidad de su desplazamiento, se han identificado tres patrones de flujo: un flujo local con desplazamientos de más de 30 m; flujos intermedios entre 600 y 800 m y flujos profundos entre 800 y más de 1000 m. Estos patrones aportan información sobre el comportamiento y movimiento del agua subterránea en la cuenca, en particular en cuanto a los posibles efectos de la actividad minera sobre su calidad.

Finalmente, en la zona de alteración hidrotermal, que coincide con el área de interés para la minería, se han identificado marcas evidentes de oxidación de minerales sulfurados, observados en muestras de agua subterránea recolectadas entre 2009 y 2022. Estos procesos de oxidación, presentes en toda el área de actividad minera, indican que cualquier acción que exponga estos materiales al aire y al agua, como la construcción de túneles, podría acelerar la oxidación y promover la lixiviación de elementos potencialmente tóxicos, en particular en condiciones ácidas, de acuerdo con el análisis realizado en este estudio.

Si bien la alteración hidrotermal es un proceso natural que contribuye a concentraciones elevadas de ciertos elementos en el entorno, es la actividad minera la que actúa como catalizador al acelerar la oxidación de sulfuros. Cualquier expansión de estas actividades que incremente la exposición de la roca al aire y al agua intensificará la generación de drenaje ácido y la liberación de contaminantes, aumentando el impacto sobre el agua.

5. Recomendaciones

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo de investigación, se proponen varias líneas de trabajo que permitirán profundizar en el conocimiento hidrogeológico de la cuenca del río La Baja.

Una de las primeras acciones es la realización de un balance hídrico detallado que permita cuantificar las entradas, salidas y almacenamiento de agua en la cuenca, con el fin de comprender cuánta agua está siendo drenada actualmente a través de túneles y galerías mineras, y qué implicaciones podría tener esta pérdida sobre la disponibilidad hídrica del sistema.

También se recomienda establecer una red de monitoreo permanente que incluya tanto aguas subterráneas como superficiales. Esta red debe permitir registrar datos continuos de niveles freáticos, caudales, calidad del agua y parámetros isotópicos. La información generada permitirá detectar de manera temprana posibles alteraciones en el sistema y emitir alertas ante riesgos ambientales, aportando así a una gestión más preventiva.

Como complemento, es importante realizar pruebas hidráulicas, como pruebas de bombeo y pruebas con trazadores, que ayuden a estimar parámetros hidrogeológicos, tales como la transmisividad, la permeabilidad y las direcciones de flujo. Estas pruebas permitirán validar y enriquecer los hallazgos obtenidos mediante el análisis hidrogeoquímico e isotópico desarrollado en este estudio.

Además, se recomienda desarrollar un modelo hidrogeológico tanto conceptual como numérico, que permita integrar la información geológica, hidráulica, hidrológica, hidrogeoquímica e isotópica recolectada. Para su construcción, se sugiere incorporar herramientas de geofísica, así como el uso de tecnologías de geomática, incluyendo sistemas de información geográfica (SIG), sensores remotos y modelación espacial. Estos modelos no solo facilitarán la comprensión del comportamiento del agua subterránea, sino que permitirá simular escenarios de intervención minera e identificar zonas vulnerables.

De igual manera, se propone ampliar el enfoque de análisis hacia sedimentos y suelos aguas abajo de la zona minera, ya que estos pueden actuar como reservorios o fuentes secundarias de elementos tóxicos, especialmente en ambientes con pH variable. Evaluar su comportamiento permitirá entender mejor el ciclo de los contaminantes en el sistema y anticipar posibles impactos a mediano y largo plazo.

Referencias

Acevedo-Tarazona, Á. (2020). Bucaramanga, entre la sobreexplotación minera o la preservación del agua en el páramo de Santurbán. *Entramado*, *16*(2), 112–124. https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.2.6547

Agency for Toxic Subtance and Disease Registry (ATSDR). (2005). Toxicological Profile For Nickel. *U.S. Departament of health and human services*, *August*.

Agency for Toxic Subtance and Disease Registry (ATSDR). (2012). Toxicological profile for cadmium. *U.S. Departament of health and human services*, *September*.

Agency for Toxic Subtance and Disease Registry (ATSDR). (2022). Toxicological Profile for Mercury. *U.S. Departament of health and human services*, *April*.

Alhamed, M., y Wohnlich, S. (2014). Environmental impact of the abandoned coal mines on the surface water and the groundwater quality in the south of Bochum, Germany. *Environmental Earth Sciences*, *72*(9), 3251–3267. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3230-9

Alonso, D. (2014). Determinación de Arsénico total y biodisponible en la zona sur-occidental del distrito minero de oro California-Vetas en el Departamento de Santander, Colombia. *Facultad de Ciencias. Universidad Nacionl de Colombia*, 138. http://bdigital.unal.edu.co/46037/1/80727607.2014.pdf

American Public Health Association, Works, A. W. A., Water Environment Federation, Lipps, W. C., Braun-Howland, E. B., y Baxter, T. E. (2023). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (24th ed.). APHA Press.

ANLA. (2020). *Auto No 09674. "Por el cual se ordena el archivo de la solicitud de Licencia Ambiental iniciada a través del Auto 0892 del 8 de marzo de 2019 y se toman otras determinaciones"*. Auto N° 09674.

Appelo, C. A. J. (2010). Specific conductance: how to calculate, to use, and the pitfalls. *URL: http://www. hydrochemistry. eu/exmpls/sc. html (letzter Zugriff: 27 August 2013)*.

Appelo, C. A. J., y Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema.

Argiriou, A. A., y Lykoudis, S. (2006). Isotopic composition of precipitation in Greece. *Journal of Hydrology*, *327*(3–4), 486–495.

Atta, H. S., Omar, M. A.-S., y Tawfik, A. M. (2022). Water quality index for assessment of drinking groundwater purpose case study: area surrounding Ismailia Canal, Egypt. *Journal of*

Engineering and Applied Science, *69*(1), 83. https://doi.org/10.1186/s44147-022-00138-9

Bailey, A., Posmentier, E., y Feng, X. (2018). Patterns of Evaporation and Precipitation Drive Global Isotopic Changes in Atmospheric Moisture. *Geophysical Research Letters*, *45*(14), 7093–7101. https://doi.org/10.1029/2018GL078254

Baker, A. J. (2014). *Lagrangian modelling of precipitation and speleothem proxy oxygen isotope systematics in the East Asian Summer Monsoon region*. *December 2014*. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3953.1042/1

Bautista Gómez, S. Y., Cáceres Bottia, A. M., Romero González, F. A., Zamora Alvarado, A. del P., Zappa Figueroa, L. F., y Rincón Mesa, M. A. (2016). Mapa Geológico - Exploración de minerales energéticos a partir de Mediciones Gamaespectrométricas para Potasio, Uranio y Torio área California, Departamento de Santander 2016. *Servicio Geológico Colombiano*.

Bowen, G. J. (2008). Spatial analysis of the intra-annual variation of precipitation isotope ratios and its climatological corollaries. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *113*(D5). https://doi.org/10.1029/2007JD009295

Brown, A. M., Bass, A. M., Garnett, M. H., Skiba, U. M., Macdonald, J. M., y Pickard, A. E. (2024). Sources and controls of greenhouse gases and heavy metals in mine water: A continuing climate legacy. *Science of The Total Environment*, *906*, 167371. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167371

Calvi, C., Dapeña, C., Quiroz Londoño, O. M., y Martinez, D. E. (2022). Assessing recharge process in plain catchments using isotopic and hydrochemical techniques. *Groundwater for Sustainable Development*, *19*. https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100828

Carr, J. R. (2012). Orthogonal regression: a teaching perspective. *International Journal of Mathematical Education in Science and Technology*, *43*(1), 134–143.

CDMB. (2020). *Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica: Río Alto Lebrija*.

Cetina, M., Taupin, J. D., Gómez, S., y Patris, N. (2020). Hydrodynamic conceptual model of groundwater in the headwater of the Rio de Oro, Santander (Colombia) by geochemical and isotope tools. *Water Supply*, *20*(4), 1567–1579. https://doi.org/10.2166/aqua.2020.114

Chai, T., y Draxler, R. R. (2014). *Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)?* https://doi.org/10.5194/gmdd-7-1525-2014

Chandra, A. P., y Gerson, A. R. (2010). The mechanisms of pyrite oxidation and leaching: A fundamental perspective. *Surface Science Reports*, *65*(9), 293–315.

https://doi.org/10.1016/j.surfrep.2010.08.003

Clark, I. (2015). Geochemical Evolution. En *Groundwater Geochemistry and Isotopes*. https://doi.org/10.1201/b18347-9

Clark, I. D., y Fritz, P. (1997). Environmental Isotopes in Hydrogeology. *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. https://doi.org/10.1201/9781482242911

Colegial, J. D., Gómez, S., y Rojas, N. (2006). Cartografía geológica y caracterización estructural de la subcuenca de la quebrada Río Sucio, municipio de Tona, Santander, orientados a definir un modelo hidrogeológico conceptual. *Boletín de Geología*, *28*(2), 1–15.

Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB). (2019). *Plan de manejo Parque Natural Regional Páramo de Santurbán*. https://www.cdmb.gov.co/images/documentos/institucional/areas_protegidas/DOCUMENTO_TECNICO_PM_PNR_25_10_19.pdf

Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. *Symbiosis (Philadelphia, PA)*, *15*(1), 39–48.

Desert Research Institute of California. (2024). *Climate Engine*. http://climateengine.org

Díaz, S. L., y Guerrero, A. M. (2006). *Asociaciones mineralógicas de las menas auto argentíferas y su distribución espacial en el yacimiento Angostura (California, Santander)*.

Duker, A. A., Carranza, E. J. M., y Hale, M. (2005). Arsenic geochemistry and health. *Environment International*, *31*(5), 631–641. https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2004.10.020

Elghali, A., Benzaazoua, M., Taha, Y., Amar, H., Ait-khouia, Y., Bouzahzah, H., y Hakkou, R. (2023). Prediction of acid mine drainage: Where we are. *Earth-Science Reviews*, *241*, 104421. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2023.104421

Escobar, J. D. (2018). *La Baja , municipio de California , Páramo de Santurbán , Santander*. *46*.

Farnham, I. M., Singh, A. K., Stetzenbach, K. J., y Johannesson, K. H. (2002). Treatment of nondetects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, *60*(1–2), 265–281.

Galvis Ramírez y Cía S.A. (2023). *Contaminación con mercurio en el Páramo de Santurbán - Especiales*. https://www.vanguardia.com/economia/local/2023/08/21/contaminacion-con-mercurio-en-el-paramo-de-santurban-especiales-vanguardia/

García, H. (2013). *Valoración de los bienes y servicios ambientales provistos por el Páramo de Santurbán*.

Gat, J. (2005). *Isotope hydrology: a study of the water cycle*.

Gómez López, J. A., López Mojica, O. F., y Sánchez García, J. C. (2014). Memoria Explicativa del Mapa Geomorfológico Aplicado a Movimientos en Masa Escala 1:100.000. Plancha 110 – Pamplona, Departamentos de Santander y Norte de Santander. *Servicio Geológico Colombiano*.

Gómez, S., Taupin, J. D., y Rueda, J. A. (2015). Estudio hidrodinámico, geoquímico e isotópico de las formaciones acuíferas de la región de Bucaramanga (Colombia) {Hydrodynamic, geochemical and isotopic study of formations aquifers in the region of Bucaramanga (Colombia)}. *Revista Peruana Geo-Atmosferica RPGA*, *61*(4), 44–61.

Greystar Resources Ltd. (2009). *Estudio de Impacto Ambiental - Proyecto Angostura*.

Güler, C., Thyne, G. D., McCray, J. E., y Turner, A. K. (2002). Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeology Journal*, *10*(4), 455–474. https://doi.org/10.1007/s10040-002-0196-6

Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (Vol. 2254). Department of the Interior, US Geological Survey.

Henke, K. (2009). Waste Treatment and Remediation. *Arsenic: Environmental Chemistry, Health Threats Waste Treatment*, 351–414. https://www.perlego.com/book/2751460/arsenic-environmental-chemistry-health-threats-and-waste-treatment-pdf

Hernández, G. J. (2016). *Elementos Básicos de Estadística Descriptiva*. Antioquia: Fundación Universitaria Luis Amigó.

Herrera, W., Manotas, D., Viana, F., Ocampo, E., Galvis, M., y Valbuena, J. F. (2023). *Interacción del ciclo del agua con la actividad minera en la cuenca La Baja del municipio de California, Santander - Páramo de Santurbán. Versión año 2023. Producto*.

Hoefs, J., y Harmon, R. (2022). The Earth's atmosphere – A stable isotope perspective and review. *Applied Geochemistry*, *143*, 105355. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105355

Hong, Y.-S., Kim, Y.-M., y Lee, K. E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. *Journal of preventive medicine and public health. Yebang Uihakhoe chi*, *45*(6), 353–363. https://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.353

Hughes, C. E., y Crawford, J. (2012). A new precipitation weighted method for determining the meteoric water line for hydrological applications demonstrated using Australian and global GNIP data. *Journal of Hydrology*, *464–465*, 344–351.

https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.029

Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2023). *Estudio Nacional del Agua 2022*.

Jasechko, S. (2019). Global Isotope Hydrogeology—Review. *Reviews of Geophysics*, *57*(3), 835–965. https://doi.org/10.1029/2018RG000627

Kidd, K., Clayden, M. G., y Jardine, T. D. (2012). Bioaccumulation and biomagnification of mercury through food webs. En *Environmental chemistry and toxicology of mercury* (pp. 455–500).

Krishna Kumar, S., Logeshkumaran, A., Magesh, N. S., Chandrasekar, N., Gomathi, V., y Gangadhar, K. (2015). Hydro-geochemistry and application of water quality index (WQI) for groundwater quality assessment, Anna Nagar, part of Chennai City, Tamil Nadu, India. *Applied Water Science*, *5*(4), 335–343.

Kulisz, M., Kujawska, J., Przysucha, B., y Cel, W. (2021). Forecasting Water Quality Index in Groundwater Using Artificial Neural Network. *Energies*, *14*(18), 5875. https://doi.org/10.3390/en14185875

Kumar, M., Kumari, K., Singh, U. K., y Ramanathan, A. (2009). Hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Muktsar, Punjab: Conventional graphical and multivariate statistical approach. *Environmental Geology*, *57*(4), 873–884. https://doi.org/10.1007/s00254-008-1367-0

Kumar, R., Kumari, A., Kumar, R., Sulaiman, M. A., Zafar, M. M., Singh, A., Prabhakar, R., y Pippal, P. S. (2023). Assessing the geochemical processes controlling groundwater quality and their possible effect on human health in Patna, Bihar. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(49), 107138–107157. https://doi.org/10.1007/s11356-023-26203-1

Kumar, U. S., y Ansari, M. A. (2021). Environmental Protection: Managing Fresh Water Resources. En *Encyclopedia of Nuclear Energy* (pp. 465–484). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819725-7.00064-7

Lillo, J. (2008). Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. *Gemm*, *May*, 33. http://www.aulados.net/GEMM/Documentos/Peligros_geoquimicos_As/Peligros_As_2.pdf

López-Isaza, J., Leal-Mejía, H., Luengas Burgos, C. S., Velásquez Cardenas, L. E., Celada Arango, C. M., Sepúlveda Ospina, M. J., Prieto Gómez, D. A., Gómez Casallas, M., y Hart, C. J. R. (2018). *Memoria Explicativa Mapa Metalogénico de Colombia: Principios, conceptos y*

modelos de depósito y manifestaciones u ocurrencias minerales para Colombia (Número August).

López Velandia, C. C. (2023). Evaluación de la calidad del agua subterránea utilizando métodos de índice y análisis estadístico multivariado: cuenca del río Pavas (Colombia). *South Sustainability*, *4*(1), e072. https://doi.org/10.21142/SS-0401-2023-e072

MADS. (2010). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. *AUTO N° 1241*.

Malo, J., y Alfaro, C. (2017). LÍNEA METEÓRICA LOCAL , BOYACA CENTRO NORTE. *Servicio Geológico Colombiano*, 105.

Marandi, A., y Shand, P. (2018). Groundwater chemistry and the Gibbs Diagram. *Applied Geochemistry*, *97*, 209–212. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.07.009

Martínez Franco, D. C. (2007). *Propuesta de implementación de metodologías para la evaluación hidrogeoquímica y de calidad de las aguas subterráneas y aplicación a la zona del Bajo Cauca Antioqueño*. Universidad Nacional de Colombia.

McCleskey, R. B., Nordstrom, D. K., y Ryan, J. N. (2012). Comparison of electrical conductivity calculation methods for natural waters. *Limnology and Oceanography: Methods*, *10*(11), 952–967. https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.952

McCleskey, R. B., Nordstrom, D. K., Ryan, J. N., y Ball, J. W. (2012). A new method of calculating electrical conductivity with applications to natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *77*, 369–382. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gca.2011.10.031

McCuen, R. H. (1993). *Microcomputer Applications in Statistical Hydrology*. Prentice Hall.

Méndez Villamizar, R., Mejía Jerez, A., y Acevedo Tarazona, Á. (2020). Territorialidades y representaciones sociales superpuestas en la dicotomía agua vs. oro: El conflicto socioambiental por minería industrial en el páramo de Santurbán. *Territorios*, *42-Esp.*, 1–25. https://doi.org/10.12804/revistas.urosario.edu.co/territorios/a.7563

Minesa S.A. (2020). *Estudio de Impacto Ambiental EIA Proyecto de Explotación Subterránea de Minerales Auroargentíferos Soto Norte*. http://www.anla.gov.co/gaceta

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - MADS. (2015). *Decreto 1076 de 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible*. https://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=62511

Mook, W. G. (2002). Variaciones de la Abundancia Producidas Mediante Procesos Naturales. *Isótopos Ambientales en el Ciclo Hidrológico: Principios y Aplicaciones. Sección I: Teoría* •

Métodos • Correcciones, 45–53. http://www-naweb.iaea.org/napc/ih/documents/LIBRO ISOTOPOS/PDF Isotopos-I/Seccion 4.pdf

Morin, G., Juillot, F., Miot, J., Wang, Y., Casiot, C., Cances, B., Proux, O., Calas, G., Brown, G., Morishita, T., Nakamura, K., Chang, Q., Neo, N., y Kumagai, H. (2006). In-situ arsenic speciation in Earth surface environments: Importance of iron oxides High-silica magmatism in an oceanic core complex from the Central Indian Ridge. *Elements*, *2*(2), 3141–3155.

Muñoz Portero, M. J. (2011). *Características y usos de los diagramas de Pourbaix*.

Nordstrom, D., y JL, M. (1994). *Geochemical Thermodynamics*. Publisher of Classic Scientific and Technical Books.

Noshadi, M., y Ghafourian, A. (2016). Groundwater quality analysis using multivariate statistical techniques (case study: Fars province, Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, *188*(7), 419. https://doi.org/10.1007/s10661-016-5412-2

Organización Mundial para la Salud (OMS). (2017). Guidelines for Drinking-water Quality. En *Geneva: World Health Organization* (fourth edi). Geneva: World Health Organization.

Palacio, P., y Betancur, T. (2007). Identificación de fuentes y zonas de recarga a partir de isotopos estables del agua (caso de estudio Bajo Cauca antioqueño). *Gestion y Ambiente*, *10*(4), 93p.

Parkhurst, D. L., y Appelo, C. a. . (2013). Description of input and examples for PHREEQC version 3. *U.S. Geological Survey Techniques and Methods*, 497.

Pineda Blanco, H. M. (2022). *Evaluación del monitoreo a la calidad y cantidad de aguas superficiales y subterráneas del Área Metropolitana del Valle de Aburrá en el per{\'\i}odo comprendido entre los años 2012-2021*.

Procuraduría General de la Nación (PGN). (2023). *Por minería ilegal, aumentan niveles de contaminación con mercurio*. https://www.procuraduria.gov.co/Pages/por-mineria-ilegal-aumentan-niveles-de-contaminacion-con-mercurio.aspx

Putman, A. L., Fiorella, R. P., Bowen, G. J., y Cai, Z. (2019). A Global Perspective on Local Meteoric Water Lines: Meta-analytic Insight Into Fundamental Controls and Practical Constraints. *Water Resources Research*, *55*(8), 6896–6910. https://doi.org/10.1029/2019WR025181

Quintana, Y., y Jaimes, G. (2019). *Determinación de los índices de calidad del agua (ICA), índices de contaminación del agua (ICOs), metales pesados 50 metros aguas arriba (coordenadas 7º22'53.75" N-72º53'54.16" O) y 50 metros aguas abajo (coordenadas 7º22'50.60" N-*

72º53'54.79" O) de un pu. https://repository.unad.edu.co/handle/10596/34847

Ramakrishnaiah, C. R., Sadashivaiah, C., y Ranganna, G. (2009). Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *E-Journal of Chemistry*, *6*(2), 523–530. https://doi.org/10.1155/2009/757424

Rey, N., Rosa, E., Cloutier, V., y Lefebvre, R. (2018). Using water stable isotopes for tracing surface and groundwater flow systems in the Barlow-Ojibway Clay Belt, Quebec, Canada. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, *43*(2), 173–194. https://doi.org/10.1080/07011784.2017.1403960

Rezaei, A., Sayadi, M. H., Zadeh, R. J., y Mousazadeh, H. (2021). Assessing the hydrogeochemical processes through classical integration of groundwater parameters in the Birjand plain in eastern Iran. *Groundwater for Sustainable Development*, *15*, 100684. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100684

Rimstidt, J. D., y Vaughan, D. J. (2003). Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *67*(5), 873–880. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(02)01165-1

Rizka, M., Satrio, S., Iskandarsyah, T. Y. W. M., Suganda, B. R., Delinom, R. M., Marganingrum, D., Purwoko, W., Sukmayadi, D., y Hendarmawan, H. (2021). Groundwater Recharge Area Based on Hydrochemical and Environmental Isotopes Analysis in the South Bandung Volcanic Area. *Indonesian Journal of Chemistry*, *21*(3), 609. https://doi.org/10.22146/ijc.58633

Rodríguez, A. (2014). *Geology, Alteration, Mineralization and Hydrothermal Evolution of the La Bodega-La Mascota deposits, California-Vetas Mining District, Eastern Cordillera of Colombia, Northern Andes*. University of British Columbia.

Rodríguez, C. (2004). Isotopic meteoric line for Colombia; Línea meteórica isotópica de Colombia. *Meteorologia Colombiana*, *8*, 43–51.

Rojas, S., Molano, J. C., y Cramer, T. (2020). Petrography, microthermometry, and isotopy of the gold veins from Vetas, Santander (Colombia). *Earth Sciences Research Journal*, *24*(1), 5–18.

Rozanski, K., Araguás-Araguás, L., y Gonfiantini, R. (1993). Isotope Patterns in Modern Global Precipitation. *Geophysical Monograph-American Geophysical Union*.

Rozanski, K., y Araguas, L. (1995). Spatial and Temporal Variability of Stable Isotop Composition of Precipitation Over the South American Continent. En *Bull Inst Fr etudes andines* (Vol. 24,

Número 3, pp. 379–390). papers://867d0606-cb10-492d-9807-efc76f5ace53/Paper/p3151

Rubio Contento, M. R. (2020). *Estadística con aplicaciones en R.* Editorial Utadeo.

Ruíz, L. (2021). Efectos de los metales pesados asociados al proceso de extracción y obtención de oro en la calidad de los cuerpos de agua subterráneos en el Páramo de Santurbán reportados en la literatura. *Pontificia Universidad Javeriana*.

Sahu, P., y Sikdar, P. K. (2008). Hydrochemical framework of the aquifer in and around East Kolkata Wetlands, West Bengal, India. *Environmental Geology*, *55*(4), 823–835. https://doi.org/10.1007/s00254-007-1034-x

Saylor, J. E., Mora, A., Horton, B. K., y Nie, J. (2009). Controls on the isotopic composition of surface water and precipitation in the Northern Andes, Colombian Eastern Cordillera. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *73*(12), 6999–7018. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j. gca.2009.08.030

Shahul Hameed, A., Resmi, T. R., Suraj, S., Warrier, C. U., Sudheesh, M., y Deshpande, R. D. (2015). Isotopic characterization and mass balance reveals groundwater recharge pattern in Chaliyar River basin, Kerala, India. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *4*, 48–58.

Sierra, J., Tabares, L. M., Mendoza, O., Dorado, L. F., Acevedo, M. P., Gonzáles, L. J., y Umaña, J. (2023). *Diagnóstico geoquímico ambiental de la cuenca del río Suratá*. Servicio Geológico Colombiano. https://miig.sgc.gov.co/Paginas/Resultados.aspx?k=340120101069816119000000000

Tangarife-Escobar, A., Koeniger, P., López-Moreno, J. I., Botía, S., y Ceballos-Liévano, J. L. (2023). Spatiotemporal variability of stable isotopes in precipitation and stream water in a high elevation tropical catchment in the Central Andes of Colombia. *Hydrological Processes*, *37*(5). https://doi.org/10.1002/hyp.14873

Varol, S., y Davraz, A. (2014). Evaluation of the groundwater quality with WQI (Water Quality Index) and multivariate analysis: a case study of the Tefenni plain (Burdur/Turkey). *Environmental Earth Sciences*, *73*(4), 1725–1744. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3531-z

Velandia, F., Cetina, M., y Castellano, E. (2016). Análisis de fracturas y cinemática de fallas geológicas como primer aporte al modelo conceptual de aguas subterráneas en la zona de Charta, macizo de Santander. *Revista de la Facultad de Ingeniería*, *31*(2), 37–56.

Vélez O., M., y Rhenals G., R. (2008). Determinación De La Recarga Con Isótopos Ambientales

En Los Acuíferos De Santa Fe De Antioquia. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, *0*(24), 37–54.

Vélez Ortíz, M. S. (2017). *Indicadores e índice de calidad de agua subterránea como base para establecer sus usos potenciales*. Universidad Nacional de Colombia.

Wolff, E. (2001). Proyecto Río Suratá: líneas de acción para reducir contaminación proveniente de la pequeña minería aurífera en Vetas y California (Departamento de Santander, Colombia). *Jornada Internacional sobre el Impacto Ambiental del Mercurio utilizado por la minería aurífera artesanal en Iberoamérica*.