



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

Caracterización ambiental del manantial Los Peroles, Rioverde, San
Luis Potosí.

T E S I S

Que para obtener el grado de:
Maestra en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

Ing. Elda Mirtha Medina García

Asesor:

Dr. Cristóbal Aldama Aguilera

Comité Tutelar:

Dr. Guillermo Javier Castro Larragoitia

Dr. Antonio Cardona Benavides



San Luis Potosí, S.L.P.

Septiembre de 2025

FACULTAD DE
INGENIERÍA
UASLP



19 de junio de 2025

**ING. ELDA MIRTHA MEDINA GARCÍA
P R E S E N T E.**

En atención a su solicitud de Temario, presentada por el **Dr. Cristóbal Aldama Aguilera**, *Asesor del Trabajo de Tesis* que desarrollará Usted, con el objeto de obtener el Grado de **Maestra en Tecnología y Gestión del Agua**. Me es grato comunicarle que en la sesión del H. Consejo Técnico Consultivo celebrada el día 19 de junio del presente, fue aprobado el Temario propuesto:

TEMARIO:

**"Caracterización ambiental del manantial Los Peroles, Rioverde,
San Luis Potosí"**

1. Introducción.
2. Antecedentes y descripción del área de estudio.
3. Metodología para la caracterización de las matrices ambientales.
4. Hidrogeoquímica, aspectos biológicos y antrópicos del sistema.
5. Conclusiones.
Referencias.

"MODOS ET CUNCTARUM RERUM MENSURAS AUDEBO"

ATENTAMENTE



DR. EMILIO JORGE GONZÁLEZ GALVÁN
DIRECTOR
DIRECCION

www.uaslp.mx

Av. Manuel Neri 11
Zona Universitaria • P. 78100
San Luis Potosí, S.L.P.
tel. (441) 426 2150 ext. 19
fax (441) 826 2336

Ccp. Archivo
-bvlg

"1945-2025: 80 años formando profesionales de la Ingeniería en beneficio de la sociedad"



UASLP
Universidad Autónoma
de San Luis Potosí



FACULTAD DE
INGENIERÍA



CENTRO DE
**INVESTIGACIÓN
Y ESTUDIOS
DE POSGRADO**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
FACULTAD DE INGENIERÍA
Área de Investigación y Estudios de Posgrado

DECLARACIÓN

El presente trabajo que lleva por título:

Caracterización ambiental del manantial Los Peroles, Rioverde, San Luis Potosí.

se realizó en el periodo septiembre de 2023 a septiembre de 2025 bajo la dirección del Dr. Cristóbal Aldama Aguilera

Originalidad

Por este medio aseguro que he realizado el trabajo reportado, y la escritura de este documento de tesis para fines académicos sin ayuda indebida de terceros y sin utilizar otros medios más que los indicados.

Las referencias e información tomadas directa o indirectamente de otras fuentes se han definido en el texto como tales y se ha dado el debido crédito a las mismas.

El autor exime a la UASLP de las opiniones vertidas en este trabajo escrito y asume la responsabilidad total del mismo.

Este trabajo no ha sido sometido como tesis o trabajo terminal a ninguna otra institución nacional o internacional en forma parcial o total, exceptuando el caso cuando existe un convenio específico de doble titulación celebrado entre ambas instituciones.

Se autoriza a la UASLP para que divulgue este documento para fines académicos.

El autor del trabajo escrito, Elda Mirtha Medina García

*“Y nada de esto que tengo fue que tuve suerte,
tuve mil caídas que, aunque dolieron, me hicieron más fuerte”*

-Mora, Lo mismo de siempre (2025).

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca otorgada en el programa de maestría en Tecnología y Gestión del Agua de la UASLP.

A la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, al Centro de Investigación y Estudios de Posgrado y a la Facultad de Ingeniería, por brindar las instalaciones necesarias para esta investigación, así como a los profesores que contribuyeron a la base de este proyecto.

A mi director de tesis, el Dr. Cristóbal Aldama Aguilera, por su guía, paciencia y apoyo durante el desarrollo de este trabajo. Su orientación fue fundamental para mi formación académica, así como su ejemplo como docente comprometido con la enseñanza.

A mis asesores, Dr. Antonio Cardona Benavides y Dr. Guillermo Javier Castro Larragoitia, por el acompañamiento brindado a lo largo de este trabajo. Sus observaciones, sugerencias y apoyo académico, así como su disposición constante, enriquecieron de manera significativa el desarrollo de esta investigación.

Al Laboratorio de Ciencias Ambientales del Área de Ciencias de la Tierra de la Facultad de Ingeniería por permitirme hacer uso de las instalaciones para llevar a cabo la metodología trazada y a la M.C. Érika Judith Victorino Hernández por su apoyo, confianza. y por siempre asegurarse de que contara con los materiales y equipos necesarios.

Al Instituto de Geología, en particular, al Laboratorio de Geoquímica, donde con la supervisión del L.Q. Miguel Ángel Cortina Rangel y su equipo de trabajo, se cubrió la parte restante de la metodología. Al MTGA. Juan José Félix Carrillo por su cordialidad, disposición y por apoyarme durante la parte experimental que se realizó en este laboratorio.

Al MTGA. Octavio Ortiz Enríquez por su generosidad y apoyo al ayudarme a comprender temas que representaron una gran dificultad. Su paciencia y claridad fueron esenciales para fortalecer mi aprendizaje. De igual manera, agradezco al MTGA. Heriberto González Sánchez, cuyas sugerencias y orientación contribuyeron al avance de este proyecto.

A mi familia, por su apoyo incondicional en cada etapa de este camino. Su cariño, confianza y palabras de aliento me dieron la fuerza necesaria para superar los retos y llegar a la culminación de este logro, que también les pertenece.

A Jesús González por ser mi compañero en este recorrido, por su amor incondicional, su paciencia y la fuerza que me brindó en los momentos más difíciles. Gracias por motivarme a no rendirme y por compartir conmigo cada alegría; este resultado también es parte de ti.

A mis amigos: Aurea, Alondra, Anabel, Janis, Dharynela, Ingrid, Karla Mariana, Sisley, Dulce, Marcelo, Sayde, por nunca dejarme sola. Gracias por las palabras de ánimo, la compañía en todo momento y por compartir conmigo las alegrías de cada avance. Su amistad fue un apoyo invaluable para llegar hasta aquí.

DEDICATORIA

A mi mamá, Martha, por ser mi guía y mi mayor fortaleza, por su amor infinito y por enseñarme con su ejemplo el valor del esfuerzo y la perseverancia. Este logro también es suyo, porque sin su apoyo y confianza no hubiera sido posible.

A mi papá, J. Guadalupe[†], cuya memoria permanece a mi lado y me acompaña en cada paso. Sé que está muy feliz y orgulloso de este logro. Su ejemplo de amor me inspira a seguir adelante, cada meta alcanzada lleva también parte de sus enseñanzas y de todo lo que dejó en mí.

A todas las personas que estuvieron a mi lado en este camino, por sus palabras de aliento, su compañía y su apoyo incondicional en los momentos más difíciles y en los más felices. Cada gesto, consejo y muestra de cariño me dio fuerzas para continuar y hacer posible este logro.

Contenido

ÍNDICE DE TABLAS	10
ÍNDICE DE FIGURAS.....	13
RESUMEN.....	17
1. INTRODUCCIÓN	19
1.1. Importancia de los manantiales a nivel mundial.....	19
1.2. Caracterización ambiental de un manantial	20
1.3. Manantiales en México y su relevancia en las regiones de San Luis Potosí	20
2. ANTECEDENTES Y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	22
2.1. Llanura del Río Verde.....	22
2.2. Acuífero de Río Verde	22
2.3. Sistemas de humedales	25
2.4. La importancia del agua en Rioverde, SLP.	27
2.5. Localización y usos del agua del manantial Los Peroles	28
2.6. Delimitación de la microcuenca	30
2.7. Hidrología.	33
2.8. Clima	37
2.9. Uso de suelo y vegetación	39
2.10. Edafología	42
2.11. Geología.....	44
2.11.1. Geología regional.....	44
2.11.1.1. Marco tectonoestratigráfico	44
2.11.2. Geología local del manantial Los Peroles	45
2.12. Justificación.....	47
2.13. Hipótesis	48
2.14. Objetivos.....	49
2.14.1. Objetivo general	49
2.14.2. Objetivos específicos	49
3. METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS MATRICES AMBIENTALES.....	50
3.1. Establecimiento de puntos de muestro y medición de parámetros fisicoquímicos del agua en campo	50
3.2. Recolección de muestras de sedimento y bioindicadores.	50

3.3.	Determinación del caudal de descarga.....	53
3.4.	Medición de parámetros fisicoquímicos del agua en laboratorio	54
3.4.1.	Alcalinidad	54
3.4.2.	Cloruros.....	55
3.4.3.	Sulfatos	56
3.4.4.	Nitrógeno.....	57
3.4.5.	Fósforo	58
3.5.	Muestreo y pretratamiento de muestras	60
3.5.1.	Suelo y sedimento	60
3.5.2.	Bioindicadores	61
3.6.	Digestión ácida de muestras.....	62
3.6.1.	Suelo y sedimento	63
3.6.2.	Nenúfar	64
3.6.3.	Caracol	65
3.7.	Análisis por espectrometría.....	66
3.7.1.	Espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) 66	
3.7.2.	Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) .68	
3.8.	Análisis granulométrico	69
3.8.1.	Suelo	69
3.8.2.	Sedimento.....	71
3.9.	Análisis de vulnerabilidad del acuífero dentro de la microcuenca	71
3.10.	Análisis de datos	73
3.11.	Índices y factores	74
3.11.1.	Índice de geoacumulación	74
3.11.2.	Factor de enriquecimiento	75
3.11.3.	Factor de bioconcentración	76
3.11.4.	Factor de translocación.....	76
4.	HIDROGEOQUÍMICA, ASPECTOS BIOLÓGICOS Y ANTRÓPICOS DEL SISTEMA.	77
4.1.	Estadística descriptiva y prueba de normalidad	77
4.1.1.	Características fisicoquímicas en campo	77

4.1.2.	Características fisicoquímicas en laboratorio	81
4.2.	Análisis multielemental por ICP-OES.	85
4.2.1.	Agua	85
4.2.2.	Suelo	86
4.2.3.	Sedimento.....	87
4.2.4.	Nenúfar	88
4.2.5.	Caracol	88
4.3.	Análisis multielemental por ICP-MS	89
4.3.1.	Agua	89
4.3.2.	Suelo	92
4.3.3.	Sedimento.....	93
4.3.4.	Nenúfar	95
4.3.5.	Caracol	97
4.4.	Granulometría del suelo	101
4.5.	Granulometría del sedimento	105
4.6.	Modelo conceptual del funcionamiento de los sistemas de flujo en Los Peroles 108	
4.6.1.	Diagramas de Stiff	108
4.6.2.	Diagrama de Piper	109
4.6.3.	Descripción del funcionamiento hidrogeológico del manantial Los Peroles. 110	
4.6.4.	Variabilidad del caudal y condiciones climáticas	114
4.7.	Vulnerabilidad en el área del manantial Los Peroles.....	121
4.8.	Índices y factores	124
4.8.1.	Índice de geoacumulación	124
4.8.2.	Factor de enriquecimiento	126
4.8.3.	Factor de bioconcentración	127
4.8.4.	Factor de translocación.....	129
4.9.	Condiciones de la calidad del aire alrededor del manantial Los Peroles	132
4.10.	Presión antrópica en el entorno del manantial	133
5.	CONCLUSIONES	136
	REFERENCIAS	140

ANEXOS.....	158
-------------	-----

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comparación entre RH 26 (Pánuco) y RH 37 (El Salado).	34
Tabla 2. Límites de detección y cuantificación para suelo, sedimento y bioindicadores del equipo de ICP-OES.	66
Tabla 3. Límites de detección y cuantificación para agua para el equipo de ICP-OES.....	67
Tabla 4. Límites de detección y cuantificación para el equipo de ICP-MS.....	68
Tabla 5. Denominación y abertura de las mallas utilizadas para el tamizado en seco.	69
Tabla 6. Valores promedio de los datos geoquímicos obtenidos de la plataforma GeoInfoMex (SGM, 2025).	74
Tabla 7. Clasificación del índice de geoacumulación y factor de enriquecimiento (Al-Afify & Abdel-Satar, 2020).	75
Tabla 8. Estadística descriptiva y prueba de normalidad para los parámetros fisicoquímicos del agua obtenidos en campo. (SW=Shapiro-Wilk).	77
Tabla 9. Resultado de las pruebas paramétricas y no paramétricas para los parámetros fisicoquímicos del agua en campo.....	78
Tabla 10. Estadística descriptiva y prueba de normalidad para los parámetros fisicoquímicos del agua determinados en laboratorio.	81
Tabla 11. Resultado de las pruebas paramétricas y no paramétricas para los parámetros fisicoquímicos del agua determinados en laboratorio.	82
Tabla 12. Clasificación trófica de cuerpos de agua de acuerdo con la concentración de fósforo y nitrógeno (Gurung et al., 2012).	83
Tabla 13. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el agua, obtenidas por ICP-OES.	85
Tabla 14. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el suelo de Los Peroles y La Muralla, obtenidas por ICP-OES.	86
Tabla 15. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el sedimento, obtenidas por ICP-OES.	87
Tabla 16. Promedio de las concentraciones para cada elemento en tallo, raíz y hoja de <i>Nymphaea ampla</i> , obtenidas por ICP-OES.	88

Tabla 17. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el caracol, obtenidas por ICP-OES (ND=No detectado).....	89
Tabla 18. Concentraciones de micronutrientes y elementos traza cuantificadas en el agua de los Peroles y límites máximos permisibles para micronutrientes y elementos traza en agua según la normativa mexicana (ND=No detectado).	90
Tabla 19. Concentraciones de micronutrientes y elementos traza para el suelo y concentraciones de Referencia Totales (CRT) para metales y metaloides en suelos, establecidas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. (NL=No listado).....	92
Tabla 20. Criterios provisionales de calidad de sedimento (Persaud et al., 1993).	93
Tabla 21. Valores guía de NOAA/USEPA (Long et al., 1995)	94
Tabla 22. Comparación de las concentraciones de metales en sedimento de Los Peroles con guías internacionales de calidad (Persaud et al., 1993; USEPA/NOAA, 1995).	94
Tabla 23. Concentraciones de micronutrientes, metales y metaloides en tallo, raíz y hoja de <i>Nymphaea ampla</i> , obtenidas por ICP-MS.	95
Tabla 24. Comparación de valores de estudios previos para tallo.(SV=Sin valor; NA=No aplica; <LD= menor al límite de detección).	96
Tabla 25. Comparación de valores de estudios previos para hoja. (SV=Sin valor; NA=No aplica; <LD= menor al límite de detección).	96
Tabla 26. Comparación de valores de estudios previos para raíz(SV=Sin valor; NA=No aplica; <LD= menor al límite de detección).	96
Tabla 27. Concentraciones de micronutrientes, metales y metaloides en caracol, obtenidas por ICP-MS.	98
Tabla 28. Comparativo de parámetros granulométricos y composición textural entre suelos de La Muralla y Los Peroles.	101
Tabla 29. Comparativo de parámetros granulométricos entre sedimentos del Perol Menor y Perol Mayor.....	105
Tabla 30. Clasificación del índice GOD de vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea (Foster & Hirata, 1988).	121
Tabla 31. Número de puntos contenidos en cada categoría de vulnerabilidad.	121

Tabla 32. Factor de bioconcentración de micronutrientes en tallo, raíz y hoja.	127
Tabla 33. Factor de bioconcentración de metales y metaloides en tallo, raíz y hoja.	128
Tabla 34. Factor de bioconcentración de micronutrientes en caracol respecto al agua (BWAf) y sedimento (BSAF). (ND=No Detectado, NA=No Aplica, CV= Coeficiente de variación).	129
Tabla 35. Factor de bioconcentración de metales y metaloides en caracol respecto al agua (BWAf) y sedimento (BSAF). (ND=No Detectado, NA=No Aplica, CV= Coeficiente de variación).	129
Tabla A36. Clasificación de vulnerabilidad según el índice GOD.	159

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Pozo en el municipio de Cd. Fernández (PULSO S.L.P, 2023).	23
Figura 2. Acuífero administrativo Río Verde.	24
Figura 3. Manantiales en la llanura del Río Verde.	26
Figura 4. Manantial Media Luna y canal de descarga trapezoidal.	27
Figura 5. Perol Menor (izquierda) y Perol Mayor (derecha).	28
Figura 6. Canal construido.	29
Figura 7. Usos del manantial Los Peroles.	29
Figura 8. Delimitación de la microcuenca de estudio.	31
Figura 9. Localización del Manantial Los Peroles, Rioverde, San Luis Potosí.	32
Figura 10. Regiones hidrológicas en México.	33
Figura 11. Hidrología de la microcuenca de estudio.	36
Figura 12. Unidades climáticas de la microcuenca de estudio.	38
Figura 13. <i>Muhlenbergia rigens</i> , <i>Neltuma laevigata</i> y <i>Taxodium mucronatum</i> en los alrededores del manantial.	40
Figura 14. Sabinos alrededor del manantial.	40
Figura 15. Usos de suelo y vegetación en la microcuenca de estudio.	41
Figura 16. Edafología de la microcuenca de estudio.	43
Figura 17. Geología en la microcuenca de estudio.	46
Figura 18. Multiparámetro HANNA HI 98194 y recolección de muestras.	50
Figura 19. Nenúfar, sedimento y caracol.	51
Figura 20. Diseño de puntos de muestreo en el Manantial Los Peroles.	52
Figura 21. Medición de la sección transversal en el canal de Los Peroles. Izquierda ancho, derecha profundidad.	53
Figura 22. Obtención de la velocidad con el medidor de flujo acústico y digital para cauces descubiertos.	54
Figura 23. Esquema para la determinación de alcalinidad por titulación.	55
Figura 24. Determinación de cloruros por el método argentométrico.	56
Figura 25. Esquema para la determinación de sulfatos por el método turbidimétrico.	57

Figura 26. Esquema del procedimiento para la obtención de nitrógeno total.....	58
Figura 27. Esquema del procedimiento para la obtención de fósforo total.	59
Figura 28. Diagrama de pretratamiento de suelo y sedimento.....	60
Figura 29. Diagrama de pretratamiento de nenúfar.	61
Figura 30. Diagrama de pretratamiento del caracol.	62
Figura 31. Procedimiento para la digestión ácida de suelo y sedimento.	63
Figura 32. Procedimiento para la digestión ácida de Nymphaea ampla.	64
Figura 33. Procedimiento para la digestión ácida de caracol.	65
Figura 34. Equipo de ICP-OES iCAP™ 700 Series Thermo Scientific™.....	66
Figura 35. Espectrómetro de masas de plasma inductivo iCAP Q (Remma, 2023).	68
Figura 36. Mallas utilizadas para el proceso de tamizado en seco.	70
Figura 37. Suelo.	70
Figura 38. Sedimento.....	71
Figura 39. Método GOD – Valorización numérica de parámetros. Fuente: Adaptado de Foster y Hirata (1988).	72
Figura 40. Distribución de los parámetros fisicoquímicos en campo para el Perol Menor y el Perol Mayor mediante gráficas de cajas y bigotes. a) pH, b) conductividad eléctrica, c) oxígeno disuelto, d) sólidos disueltos totales, e) salinidad, f) temperatura. (n= 4, $\alpha=0.05$, $p>0.05$).....	80
Figura 41. Distribución de los parámetros fisicoquímicos en laboratorio para el Perol Menor y el Perol Mayor mediante gráficas de cajas y bigotes. a) alcalinidad, b) cloruros, c) sulfatos, d) nitrógeno total, e) fósforo total. (n= 4, $\alpha=0.05$, $p>0.05$).....	84
Figura 42. Direcciones de flujo del agua subterránea hacia el manantial Los Peroles. Modificado de Cauich-Kau et al., (2022).	91
Figura 43. Concentraciones de micronutrientes en las diferentes matrices ambientales ...	99
Figura 44. Concentraciones de elementos traza en las diferentes matrices ambientales.	100
Figura 45. Distribución granulométrica del suelo de La Muralla obtenida por tamizado en seco.....	102

Figura 46. Distribución granulométrica del suelo de Los Peroles obtenida por tamizado en seco.	103
Figura 47. Clasificación textural del suelo de La Muralla y Los Peroles.	104
Figura 48. Distribución granulométrica del sedimento del Perol Menor obtenida por análisis de tamizado seco.	106
Figura 49. Distribución granulométrica del sedimento del Perol Mayor obtenida por análisis de tamizado seco.	107
Figura 50. Diagrama de Stiff Perol Menor 1.	108
Figura 51. Diagrama de Stiff Perol Mayor 2.	108
Figura 52. Diagrama de Piper para el agua del manantial Los Peroles.	109
Figura 53. Esquema del funcionamiento del manantial Los Peroles.	111
Figura 54. Modelo hidrogeológico conceptual del manantial Los Peroles.	112
Figura 55. Valores de CE en los manantiales de la Llanura del Río Verde.	115
Figura 56. Monitor de sequía, 15-09-2023.	117
Figura 57. Monitor de sequía, 15-06-2024.	118
Figura 58. Monitor de sequía, 31-08-2024.	119
Figura 59. Monitor de sequía, 15-05-2025.	120
Figura 60. Puntos índice GOD.	122
Figura 61. Distribución espacial de vulnerabilidad.	123
Figura 62. Índice de geoacumulación de micronutrientes en el sedimento del manantial Los Peroles.	125
Figura 63. Índice de geoacumulación de metales y metaloides en el sedimento del manantial Los Peroles.	125
Figura 64. Factor de enriquecimiento en micronutrientes del sedimento del manantial Los Peroles.	126
Figura 65. Factor de enriquecimiento en metales y metaloides del sedimento del manantial Los Peroles.	127
Figura 66. Factor de translocación de micronutrientes tallo/raíz.	130
Figura 67. Factor de translocación de metales y metaloides tallo/raíz.	131

Figura 68. Factor de translocación de micronutrientes hoja/tallo.	131
Figura 69. Factor de translocación de metales y metaloides hoja/tallo.	132
Figura 70. Red de carreteras y caminos en la microcuenca de estudio.	134
Figura A71. Localización de los puntos de datos geoquímicos cercanos al manantial Los Peroles disponibles en la plataforma GeoInfoMex (SGM, 2025).	158

RESUMEN

Los manantiales son ecosistemas estratégicos a nivel mundial por su papel en la biodiversidad, la regulación hidrológica y el abastecimiento humano. En México, además de proveer agua para consumo y riego, son hábitats de especies endémicas y espacios de recreación, aunque su fragilidad los hace vulnerables a la sobreexplotación, la contaminación y el cambio climático.

En este contexto, Los Peroles, ubicados en la llanura del Río Verde, San Luis Potosí, consisten en dos manantiales conectados por un canal natural. Sus principales usos son el riego agrícola, el abrevadero y el turismo, actividades que han generado impactos negativos como la mortalidad de especies endémicas y la alteración del ecosistema por la desviación de caudales hacia áreas agrícolas.

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua, suelo, sedimento y bioindicadores para determinar el estado ambiental del sistema. Para ello se delimitó una microcuenca, se establecieron puntos de muestreo y se recolectaron cuatro muestras de agua, sedimento y *Nymphaea ampla*, además de una de caracol en cada manantial, así como suelos dentro y fuera de la microcuenca. Los parámetros fisicoquímicos se midieron en campo con un potenciómetro multiparámetro, mientras que en laboratorio se determinaron iones mayoritarios, nutrientes y metales mediante ICP-OES e ICP-MS. Se registraron caudales en época seca y de lluvias y se aplicó la metodología GOD para evaluar la vulnerabilidad del acuífero.

El agua presentó una facies sulfatada cálcica (Ca-SO_4) con alta conductividad eléctrica ($>2000 \mu\text{S/cm}$) y hierro por encima del límite normativo, aunque en general en condiciones aptas para la biota acuática. Ambos cuerpos fueron hipertróficos en nitrógeno, mientras que en fósforo el Perol Menor resultó eutrófico y el Mayor mesotrófico.

En suelos se identificaron texturas franca y franco arcillosa, con valores cercanos a fondo natural en Los Peroles y mayores acumulaciones de Mn, Co, Cd y As en La Muralla. Los sedimentos mostraron baja contaminación general, salvo enriquecimientos de Ni, Co, As, Cd y Sr, con riesgos potenciales para la biota.

Nymphaea ampla y los caracoles se confirmaron como bioindicadores eficaces de metales. La hidrogeología evidenció un sistema kárstico estable, pero con vulnerabilidad media a alta. La calidad del aire fue favorable, aunque con emisiones locales por uso de leña y extracción de materiales pétreos.

Palabras clave: calidad del agua, descarga de agua subterránea, vulnerabilidad del acuífero, recarga natural.

ABSTRACT

Springs are strategic ecosystems worldwide due to their role in biodiversity, hydrological regulation, and water supply. In Mexico, in addition to providing water for consumption and irrigation, they serve as habitats for endemic species and recreational spaces, although their fragility makes them vulnerable to overexploitation, pollution, and climate change.

In this context, Los Peroles, located in the Río Verde plain, San Luis Potosí, consist of two springs connected by a natural canal. Their main uses are agricultural irrigation, livestock watering, and tourism, activities that have generated negative impacts such as the mortality of endemic species and ecosystem alterations due to water diversion for agriculture.

The objective of this study was to evaluate the quality of water, soil, sediment, and bioindicators to determine the environmental status of the system. A micro-watershed was delineated, sampling points were established, and four samples of water, sediment, and *Nymphaea ampla* were collected, as well as one snail sample in each spring, in addition to soils inside and outside the micro-watershed. Physicochemical parameters were measured in the field with a multiparameter potentiometer, while major ions, nutrients, and metals were analyzed in the laboratory using ICP-OES and ICP-MS. Flow rates were measured during dry and rainy seasons, and the GOD method was applied to evaluate aquifer vulnerability.

Water showed a calcium-sulfated facies (Ca-SO_4) with high electrical conductivity ($>2000 \mu\text{S/cm}$) and iron above regulatory limits, although overall conditions were suitable for aquatic biota. Both springs were classified as hypertrophic in nitrogen, while phosphorus placed the Perol Menor as eutrophic and the Perol Mayor as mesotrophic.

Soils showed loamy and clay loam textures, with concentrations close to natural background in Los Peroles, while La Muralla presented higher accumulations of Mn, Co, Cd, and As. Sediments showed generally low contamination, except for moderate to strong enrichment of Ni, Co, As, Cd, and Sr.

Nymphaea ampla and snails were confirmed as effective bioindicators of metals. Hydrogeological analysis revealed a stable karstic system but with medium to high vulnerability. Air quality was favorable, although affected locally by firewood use and stone material extraction.

Keywords: water quality, groundwater discharge, aquifer vulnerability, natural recharge.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Importancia de los manantiales a nivel mundial

Los manantiales son manifestaciones naturales de descarga de agua subterránea y, por tanto, constituyen indicadores del funcionamiento y del estado de los sistemas hidrogeológicos (Ford & Williams, 2007). A nivel mundial, representan una de las fuentes más importantes de agua dulce, desempeñando funciones críticas como la provisión de recursos hídricos para consumo humano, la recarga de humedales y la regulación de la conectividad entre aguas superficiales y subterráneas (Foster & Chilton, 2003).

Su relevancia ecológica radica en que conforman hábitats únicos con condiciones fisicoquímicas estables, lo que los convierte en reservorios de biodiversidad. Estos sistemas han sido fundamentales para el establecimiento de asentamientos, la irrigación de cultivos y el suministro de agua para las comunidades (Domenico & Schwartz, 1998). En la actualidad, millones de personas alrededor del planeta continúan dependiendo de ellos como fuentes primarias de abastecimiento y como soporte para actividades agrícolas, turísticas y recreativas.

Pese a su valor, los manantiales enfrentan presiones crecientes a escala global. La sobreexplotación de acuíferos asociada al incremento de la demanda urbana e industrial ha ocasionado reducciones drásticas de caudal e incluso la desaparición de brotes en distintas regiones (Gleeson et al., 2012). De manera adicional, la contaminación agrícola y urbana, junto con los efectos del cambio climático, han modificado los patrones hidrológicos, aumentando la recurrencia de sequías y la vulnerabilidad de estos sistemas (Taylor et al., 2013).

La UNESCO (2019) advierte que más del 50 % de los humedales asociados a manantiales han desaparecido en el último siglo, lo cual refleja la fragilidad de estos ecosistemas frente a las presiones antropogénicas y climáticas. De ahí que su conservación deba ser entendida no solo como una estrategia de manejo de recursos hídricos, sino también como una acción prioritaria para asegurar la resiliencia ecológica y la seguridad hídrica a nivel global.

En este contexto, la caracterización ambiental de los manantiales se vuelve indispensable, pues permite documentar de manera integral sus condiciones hidrogeológicas, fisicoquímicas, ecológicas y socioambientales. A través de este enfoque es posible establecer diagnósticos sobre su estado actual, identificar los factores de presión que los amenazan y generar información científica que respalde estrategias de conservación y gestión sustentable.

De esta forma, los manantiales no solo se reconocen como fuentes vitales de agua y biodiversidad, sino también como sistemas que requieren un monitoreo constante para garantizar su permanencia frente a las crecientes presiones antrópicas y climáticas (Foster & Hirata, 1988; INEGI, 2017; SEMARNAT, 2021).

1.2. Caracterización ambiental de un manantial

La caracterización ambiental de manantiales constituye una herramienta esencial para comprender las condiciones físicas, químicas, ecológicas y sociales que determinan su estado de conservación y funcionalidad. Este proceso busca establecer una línea base ambiental que permita evaluar cambios temporales y espaciales, identificar presiones antrópicas y proponer estrategias de manejo sustentable (Foster & Hirata, 1988; INEGI, 2017).

Desde el punto de vista físico e hidrogeológico, la caracterización incluye la medición de variables como caudal de descarga, parámetros fisicoquímicos en campo, así como la descripción del marco geológico y de la vulnerabilidad del acuífero. En el ámbito químico, se evalúan tanto los iones mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) como nutrientes y metales traza, considerando su cumplimiento respecto a normas nacionales e internacionales (DOF, 2022; APHA, 2017).

El componente ecológico contempla el análisis de comunidades acuáticas y bioindicadores macroinvertebrados y plantas, los cuales reflejan de manera sensible la calidad ambiental y la presencia de contaminantes (Bonanno & Orlando-Bonaca, 2018). De forma complementaria, el estudio de suelos y sedimentos asociados al manantial incluye la determinación de textura, granulometría, materia orgánica y metales pesados, aspectos que permiten comprender la interacción agua–suelo–sedimento–biota (Förstner, 1979; DOF, 2007).

Asimismo, resulta fundamental incorporar el aspecto socioambiental, que aborda los usos del agua (doméstico, agrícola, recreativo y turístico), la percepción social del recurso y la valoración de los servicios ecosistémicos. Este enfoque integral facilita identificar riesgos ambientales, como la sobreexplotación o la contaminación difusa, y orientar políticas públicas de conservación (SEMARNAT, 2021).

En síntesis, la caracterización ambiental de manantiales no solo provee un diagnóstico detallado de las condiciones actuales, sino que constituye un insumo técnico clave para la gestión integral del recurso hídrico y la preservación de ecosistemas acuáticos estratégicos.

1.3. Manantiales en México y su relevancia en las regiones de San Luis Potosí

En México, los manantiales constituyen uno de los principales mecanismos de descarga de los acuíferos y han sido vitales para el desarrollo de comunidades rurales y urbanas. Su importancia radica en el abastecimiento de agua potable, el riego agrícola y la preservación de humedales, además de su valor cultural y biocultural en comunidades indígenas que los consideran sitios sagrados vinculados al agua y la fertilidad (CONAGUA, 2020; Aguilar-Robledo et al., 2016). Sin embargo, estos sistemas enfrentan un panorama crítico debido a

la sobreexplotación de acuíferos, la contaminación agrícola e industrial y los efectos del cambio climático, lo que ha reducido caudales y ocasionado la desaparición de manantiales en varias regiones del país (Durán-Díaz et al., 2016; Pérez-Flores et al., 2018).

En este marco, San Luis Potosí es un estado con una marcada diversidad fisiográfica que se refleja en sus recursos hídricos. Las cuatro regiones (Altiplano, Centro, Media y Huasteca), presentan condiciones hidrogeológicas particulares que determinan la presencia y abundancia de manantiales (INEGI, 2017).

En el Altiplano, predominan ambientes áridos y semiáridos, con baja precipitación y acuíferos sobreexplotados. Los manantiales son escasos, de caudal reducido y asociados principalmente a fracturas y sistemas kársticos profundos. Su importancia radica en que representan fuentes estratégicas de agua en localidades rurales aisladas, aunque muchos se encuentran en riesgo de abatimiento debido a la extracción intensiva y a la limitada recarga natural (CONAGUA, 2020).

La región Centro funciona como una zona de transición entre el Altiplano seco y la Media más húmeda. Aquí, los manantiales son de menor caudal, vinculados a acuíferos locales y a formaciones calcáreas dispersas. A pesar de su tamaño reducido, históricamente han sido utilizados para abastecimiento doméstico y riego de pequeña escala, y en la actualidad algunos mantienen valor cultural y recreativo para comunidades cercanas (INEGI, 2017).

En la Huasteca, la mayor disponibilidad de agua superficial y subterránea se traduce en manantiales de gran volumen y permanencia. Estos surgen de la descarga de acuíferos kársticos de calizas cretácicas y se encuentran en ambientes de selva baja caducifolia y selva alta perennifolia. Además de alimentar ríos y arroyos, sostienen humedales de importancia ecológica, constituyen hábitat para una alta diversidad biológica y son esenciales para actividades agrícolas, turísticas y culturales en la región (SEMARNAT & CONAGUA, 2018).

La Zona Media de San Luis Potosí se distingue por ser una región de transición climática y fisiográfica, conformada por valles y llanuras intermontanas donde confluyen las influencias áridas del Altiplano y las húmedas de la Huasteca. Esta condición favorece la formación de acuíferos locales y regionales que, a través de procesos de infiltración en formaciones calcáreas y aluviales, originan numerosos manantiales fundamentales para el abastecimiento humano, la agricultura y la ganadería, además de sostener ecosistemas asociados (INEGI, 2017; SEMARNAT, 2020).

Dentro de esta región destaca la Llanura del Río Verde, considerada el núcleo hidrológico más importante de la Zona Media. Su interacción entre depósitos aluviales y formaciones calcáreas propicia la abundancia y permanencia de manantiales de mediano y gran caudal, entre los que sobresalen la Media Luna, Los Peroles y Charco Azul, de gran relevancia ambiental, social y económica (CONAGUA, 2020; CONAGUA, 2023).

2. ANTECEDENTES Y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Llanura del Río Verde

La Llanura del Río Verde tiene una gran relevancia tanto por su dinámica geomorfológica como por sus implicaciones ambientales, sociales y económicas. Esta región forma parte de la provincia geológica del Eje Neovolcánico y constituye una de las principales áreas agrícolas de la entidad. Presenta una extensión aproximada de 60 km de norte a sur y 35 km de este a oeste, con una altitud media cercana a los 1,000 m (Charcas et al., 2012). Comprende los municipios de Rioverde, Ciudad Fernández, San Cirio de Acosta, Santa Catarina, la parte sur de Cerritos y Villa Hidalgo, la zona occidental de Villa Juárez y algunas partes de Guadalcázar, Rayón y Tamasopo.

Esta llanura cumple un papel fundamental en el ciclo hídrico regional, pues alberga una parte significativa del acuífero Río Verde, el cual ha sido clasificado como una de las fuentes más importantes de abastecimiento para actividades agrícolas, ganaderas y poblacionales en el estado de San Luis Potosí (CONAGUA, 2020).

El clima BShw (semiseco semicálido) según la clasificación modificada de Köppen (García, 2004) resalta la estacionalidad en las precipitaciones que van desde los 500 a los 800 mm anuales concentradas entre los meses de mayo y septiembre. Este régimen climático, en combinación con la evaporación potencial elevada y la presión agrícola, ha incrementado el estrés hídrico en la región, afectando tanto a los ecosistemas naturales como a las actividades productivas (INEGI, 2002).

A nivel social y cultural, la Llanura del Río Verde ha sido históricamente habitada por comunidades rurales, ejidos y pequeños propietarios que dependen del agua subterránea para el riego y el abasto doméstico. En años recientes, el crecimiento poblacional, la intensificación agrícola y el turismo no regulado en torno a los cuerpos de agua han generado conflictos por el uso del recurso hídrico, así como impactos negativos en la calidad del agua, suelo y servicios ecosistémicos (Jacobo-Marín, 2013; Gobierno del Estado de SLP, 2022).

La región se constituye a partir de ecosistemas semiáridos y humedales que sostienen una diversidad relevante de fauna, en la que se incluyen aves migratorias, reptiles, anfibios y mamíferos menores (CONABIO & SEGAM, 2019).

2.2. Acuífero de Río Verde

El Acuífero administrativo de Río Verde (Figura 2) se sitúa dentro de la región hidrológica número 26 (Río Pánuco), y su delimitación geológica depende tanto de factores fisiográficos como estructurales; su geometría es compleja debido a las interacciones entre depósitos aluviales, sedimentos lacustres y rocas ígneas y sedimentarias fracturadas. La recarga

principal proviene de la infiltración directa de lluvia, así como del escurrimiento superficial de la Sierra de Álvarez y zonas serranas, además de las aportaciones de manantiales y cauces intermitentes (INEGI, 2017).

Este acuífero presenta una diferencia interna relevante desde la hidrogeología: un acuífero somero o superficial y otro granular profundo o confinado. Con este enfoque se comprende mejor su comportamiento, calidad del agua, vulnerabilidad a la contaminación y potencial de explotación (CONAGUA, 2020; Custodio & Llamas, 1996).

El acuífero somero se encuentra a profundidades que varían entre 5 y 30 metros y está conformado por materiales aluviales recientes como gravas, arenas, limos y arcillas (INEGI, 2017). Es un acuífero no confinado, cuya recarga se da directamente por la precipitación e infiltración de escurrimientos superficiales; da origen a manantiales que emergen por presión hidrostática en zonas bajas de la llanura. Tiene alta vulnerabilidad a la contaminación, pues no está protegido por capas geológicas que impidan el paso de contaminantes.

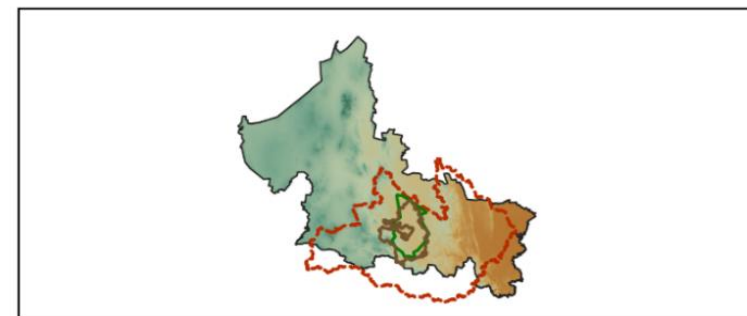
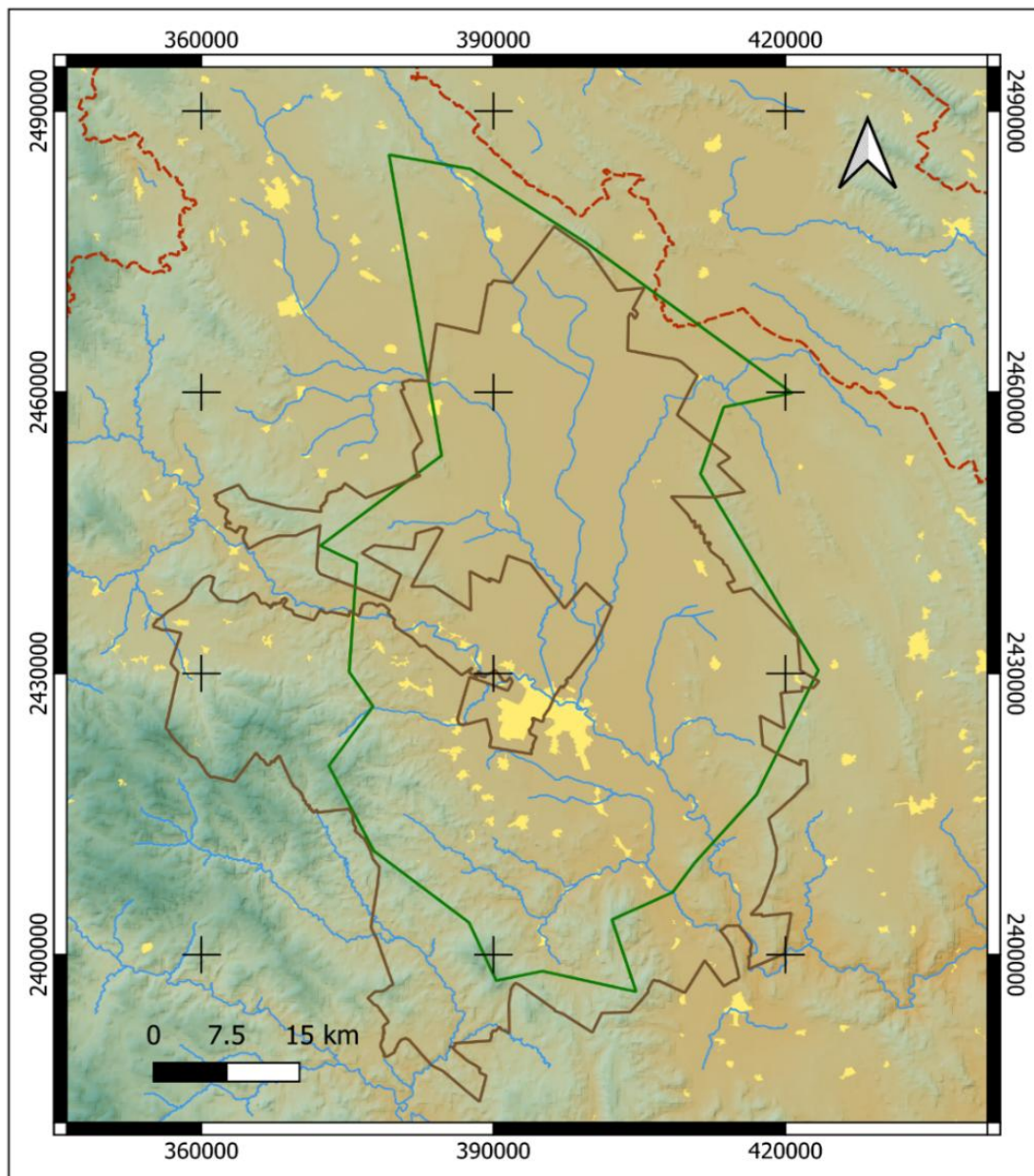
Por otra parte, el acuífero granular profundo se encuentra a más de 30 m, alcanzando profundidades mayores a 100 m en otras zonas, se compone de materiales como arenas cementadas, tobas volcánicas y rocas sedimentarias (Custodio & Llamas, 1996). Es el más explotado por pozos profundos para riego a gran escala y para uso urbano. Actualmente se cuenta con 1200 pozos en la zona del acuífero, pero también se tienen registros de pozos artesanales en comunidades del municipio de Rioverde y Ciudad Fernández (Figura 1) (PULSO SLP, 2023).

El tiempo de residencia más prolongado y el mayor contacto con las rocas hacen que esta agua presente mayor concentración de sólidos disueltos totales, y en ciertas zonas se han detectado elementos como arsénico y flúor en niveles superiores a los límites permisibles (INECC, 2019).



Figura 1. Pozo en el municipio de Cd. Fernández (PULSO SLP, 2023).

CONAGUA (2020) reporta una recarga media anual estimada de 206.6 hm³, contrastando con una extracción concesionada de 219.3 hm³, lo que implica un déficit de 12.7 hm³ anuales, llevando a que el acuífero se clasifique como sobreexplotado. La mayor parte del volumen extraído se destina al sector agrícola (más del 85%) seguido del uso urbano y doméstico.





Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado
Posgrado en Tecnología y Gestión del Agua



Acuífero administrativo de Río Verde

Fuentes:

- Geovisor de Acuíferos, Comisión Nacional del Agua
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI)
- Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas (SIATL)

Sistema de proyección: WGS 84 UTM Zona 14 N
Realizado en: QGIS
Elaborado por: Elda Mirtha Medina García
2024

Figura 2. Acuífero administrativo Río Verde.

Uno de los efectos más evidentes de esta sobreexplotación es la disminución del nivel freático, lo que provoca que muchos pozos se sequen o reduzcan su caudal, afectando especialmente a comunidades rurales y obligando a excavar a mayores profundidades; además, se favorece la intrusión de aguas con alta concentración de sales o contaminantes como arsénico, flúor o nitratos, lo que representa un riesgo para la salud pública, especialmente en localidades que no cuentan con sistemas de tratamiento adecuados (INECC, 2019). En el ámbito agrícola, la escasez y baja calidad del agua disminuyen la productividad de cultivos, lo que a su vez impacta la seguridad alimentaria y la economía local.

2.3. Sistemas de humedales

En la llanura del Río Verde se reportan alrededor de 16 manantiales distribuidos en 6 sistemas de humedales (Figura 3) (Palacio-Núñez, 2015). Estos humedales representan ecosistemas acuáticos de alta productividad biológica, esenciales para la regulación hidrológica, la recarga de acuíferos, la conservación de biodiversidad y el sustento de diversas actividades humanas. Estos sistemas están conformados por manantiales, ojos de agua, pozas, arroyos y cuerpos de agua de tipo lentico o lótico (CONAGUA, 2020; INECC, 2019).

Aunque el manantial Los Peroles constituye un ecosistema de gran importancia ecológica e hidrológica dentro de la llanura de Río Verde, no se encuentra inscrito como sitio Ramsar de manera individual. En el estado de San Luis Potosí, los humedales reconocidos oficialmente bajo la Convención Ramsar incluyen a los Arroyos y Manantiales de Tanchachín y la Ciénaga de Tamasopo por su biodiversidad y funciones en la regulación hidrológica. (Secretaría de la Convención Ramsar, 2008). Aun así, Los Peroles funciona como filtro natural, reteniendo sedimentos, nutrientes y contaminantes y cumpliendo con una función esencial al mitigar inundaciones y sequías.

La dinámica hidrológica de estos humedales está estrechamente relacionada al balance hídrico del acuífero, ya que la sobreexplotación de agua subterránea ha derivado en la reducción del caudal de descarga de los manantiales, el descenso de niveles freáticos y la alteración de los patrones de inundación estacional, provocando la degradación paulatina de estos ecosistemas (CONAGUA, 2020; Gobierno del Estado de San Luis Potosí, 2022).

Las presiones derivadas de actividades humanas, como la intensificación agrícola, el turismo no planificado, la expansión urbana y la descarga de aguas residuales sin tratamiento han favorecido los procesos de eutrofización y la pérdida de cobertura vegetal en los humedales. Estas alteraciones reducen su capacidad de mantener funciones ecológicas clave y los vuelven ecosistemas particularmente vulnerables a los impactos ambientales (Alikhani et al., 2021).

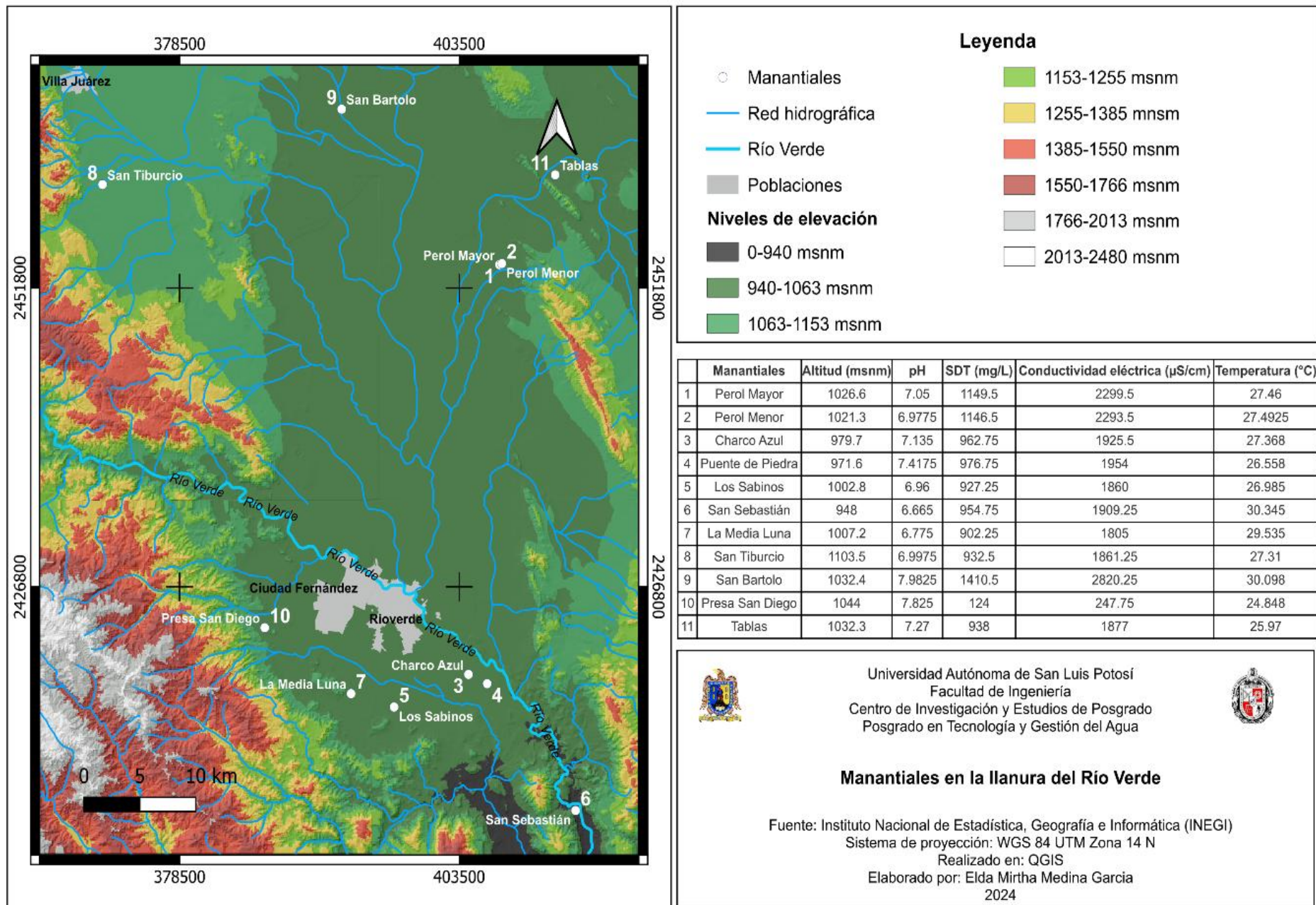


Figura 3. Manantiales en la llanura del Río Verde.

2.4. La importancia del agua en Rioverde, SLP.

El municipio de Rioverde se ubica en la Zona Media del estado de San Luis Potosí y fue fundado en 1617. Su nombre proviene de la abundancia de vegetación y cuerpos de agua en la región (CEFiM, 2012). La cabecera municipal se sitúa a 130 km al este de la capital del estado a una altitud de 998 msnm. Con una población de aproximadamente 94,191 habitantes según el censo de 2010, es la tercera ciudad más grande del estado (INEGI, 2010).

Su economía está basada en la agricultura, destacando cultivos como el maíz, frijol, jitomate y cítricos; la ganadería con producción de carne y leche; y la industria ligera dentro de la que se incluyen fábricas de calzado y alimentos (Yañez, 2019). Este municipio se caracteriza por una geografía diversa que incluye llanuras, montañas y cuerpos de agua. Está ubicado en la Sierra Madre Oriental y limita con varios municipios, entre ellos Ciudad Fernández, Rayón y Santa María del Río. La presencia de ríos como el Río Verde y manantiales ha permitido el desarrollo de sistemas de riego que sustentan la producción agrícola y abastecen de agua a la población.

Los manantiales son fundamentales para la vida en Rioverde, tanto por su valor ecológico como por su impacto en la economía y cultura local. Los puntos donde estos cuerpos de agua subterránea emergen a la superficie permiten a los manantiales alojar numerosos microhábitats y grandes conjuntos de especies vegetales y animales acuáticos (Stevens & Meretsky, 2008). Su protección es esencial para garantizar la sostenibilidad ambiental y el bienestar de las futuras generaciones (CEFiM, 2012).

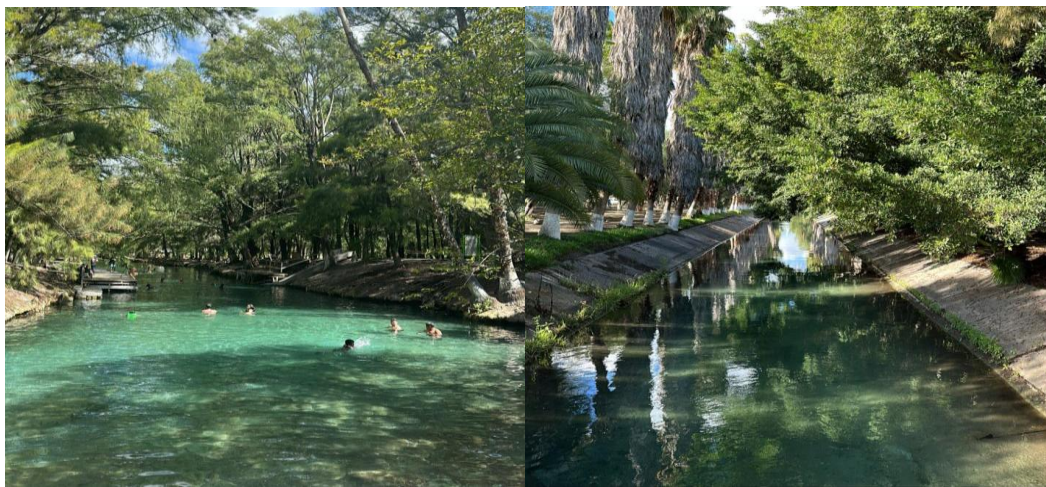


Figura 4. Manantial Media Luna y canal de descarga trapezoidal.

Uno de los manantiales más conocidos del municipio de Rioverde es la Media Luna (Figura 4), ubicado al sur, el cual además de ser una fuente de agua constituye un importante centro de actividades recreativas como el buceo y el ecoturismo, generando beneficios económicos y empleo para la comunidad. Este manantial presenta una descarga promedio de $4.0 \text{ m}^3/\text{s}$, lo que lo posiciona como el de mayor caudal dentro de la llanura del Río Verde (Ortiz, 2023). En la misma zona sur se localiza el manantial Los Anteojos, mientras que, hacia el norte del

municipio, casi en los límites con Ciudad del Maíz, se encuentran Los Peroles, que destacan no solo por su valor ambiental y social, sino también porque ocupan el tercer lugar en caudal de descarga de la llanura del Río Verde, después de la Media Luna y San Tiburcio.

2.5. Localización y usos del agua del manantial Los Peroles

Aproximadamente a 40 kilómetros al norte de la ciudad de Rioverde, se localiza Los Peroles (Figura 5), que desempeña un papel estratégico como regulador hidrológico regional y actúa como un sistema de amortiguamiento ante la variabilidad climática, ayudando a mantener niveles freáticos en equilibrio. Los Peroles involucra a dos manantiales (Perol Menor y Perol Mayor) que están conectados mediante un canal natural de aproximadamente 200 m de longitud y 3 m de ancho.



Figura 5. Perol Menor (izquierda) y Perol Mayor (derecha).

Aunque no es una fuente concesionada formalmente para el abasto público urbano, el agua ha sido utilizada de manera tradicional por las comunidades cercanas para el consumo doméstico básico. En años pasados, algunas familias captaban el agua directamente mediante canales rudimentarios o depósitos artesanales, especialmente durante la temporada de estiaje. Para facilitar este abastecimiento y asegurar el riego de las zonas agrícolas aledañas, se construyó un canal que desvía el agua hacia el sureste del municipio (Figura 6) afectando así a los ecosistemas que dependían del cauce original. La ganadería de pequeña escala (bovino, caprino y ovino) también se ha sostenido con el agua de Los Peroles. Esta se utilizaba principalmente para como abrevadero.



Figura 6. Canal construido.

Los Peroles alimentan la zona noreste del municipio mediante un solo canal que distribuye el agua hacia el sureste para las actividades agrícolas de las localidades de San Francisco, La Muralla, El Sabino, Los Pilares y La Majada; tiene un caudal estimado de $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Flores, et. al, 2019), ocupando así el tercer lugar entre los manantiales de la llanura. El agua superficial proveniente del manantial se ha empleado para mantener cultivos de maíz, frijol, alfalfa, calabaza y cebada a través de escurrimientos naturales o pequeñas acequias.



Figura 7. Usos del manantial Los Peroles.

A diferencia de otros manantiales como la Media Luna, Los Peroles no cuenta con infraestructura turística formal, como senderos señalizados, áreas de acampado oficiales, servicios sanitarios o vigilancia; lo cual ha limitado su proyección como destino turístico en términos comerciales. Además, la falta de accesos acondicionados por toda la vegetación circundante dificulta la llegada y movilidad de los visitantes.

Sin embargo, debido a la ausencia de planificación o control ambiental, un aumento de visitantes en los últimos años ha generado la degradación del suelo por el tránsito de personas y vehículos (Figura 7), tiraderos de basura y residuos sólidos, así como alteraciones al hábitat de distintas especies endémicas que se encuentran aquí como el pez *Cualac tessellatus* que es endémico del valle de Rioverde o *Poecilia mexicana* que es una especie nativa de aguas cálidas del este y centro de México (Palacio-Núñez, 2015).

2.6. Delimitación de la microcuenca

Con el objetivo de comprender la dinámica ambiental e hidrológica del manantial Los Peroles, fue necesario delimitar una microcuenca de estudio que enmarcara las condiciones naturales que influyen en su funcionamiento. La delimitación hidrológica permite identificar el área específica que aporta escurrimientos superficiales hacia el manantial, lo cual es esencial para analizar los procesos de recarga hídrica, la calidad del agua, y las interacciones ecológicas que dependen directa o indirectamente del flujo hídrico.

La microcuenca trazada (Figura 8) representa una unidad territorial clave para la caracterización del entorno inmediato y regional de Los Peroles ya que define el espacio desde el cual pueden originarse procesos de infiltración, escurrimiento, arrastre de sedimentos y contaminantes, o bien modificaciones al régimen hídrico derivadas de actividades antrópicas como el cambio de uso de suelo o las prácticas agrícolas. En este aspecto, la extensión total de la microcuenca asciende a 998.33 km², superficie que abarca una compleja red hidrográfica y diversos contextos fisiográficos, geológicos y ecológicos que deben ser considerados para un análisis integral del funcionamiento del manantial y su vulnerabilidad ante presiones ambientales y climáticas.

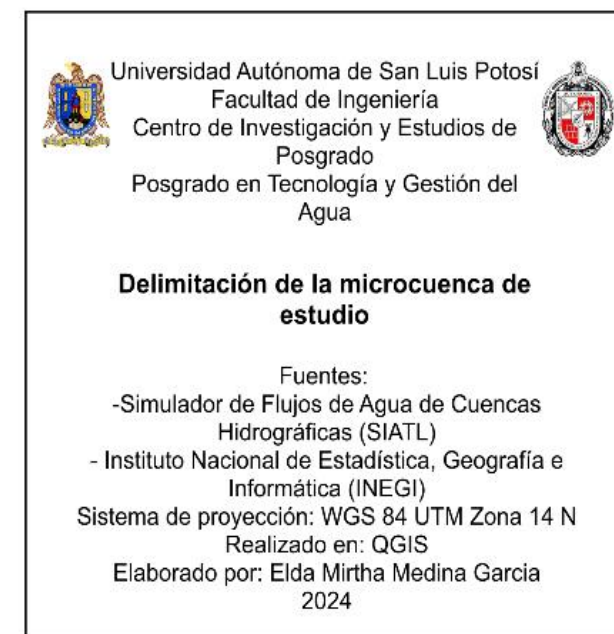
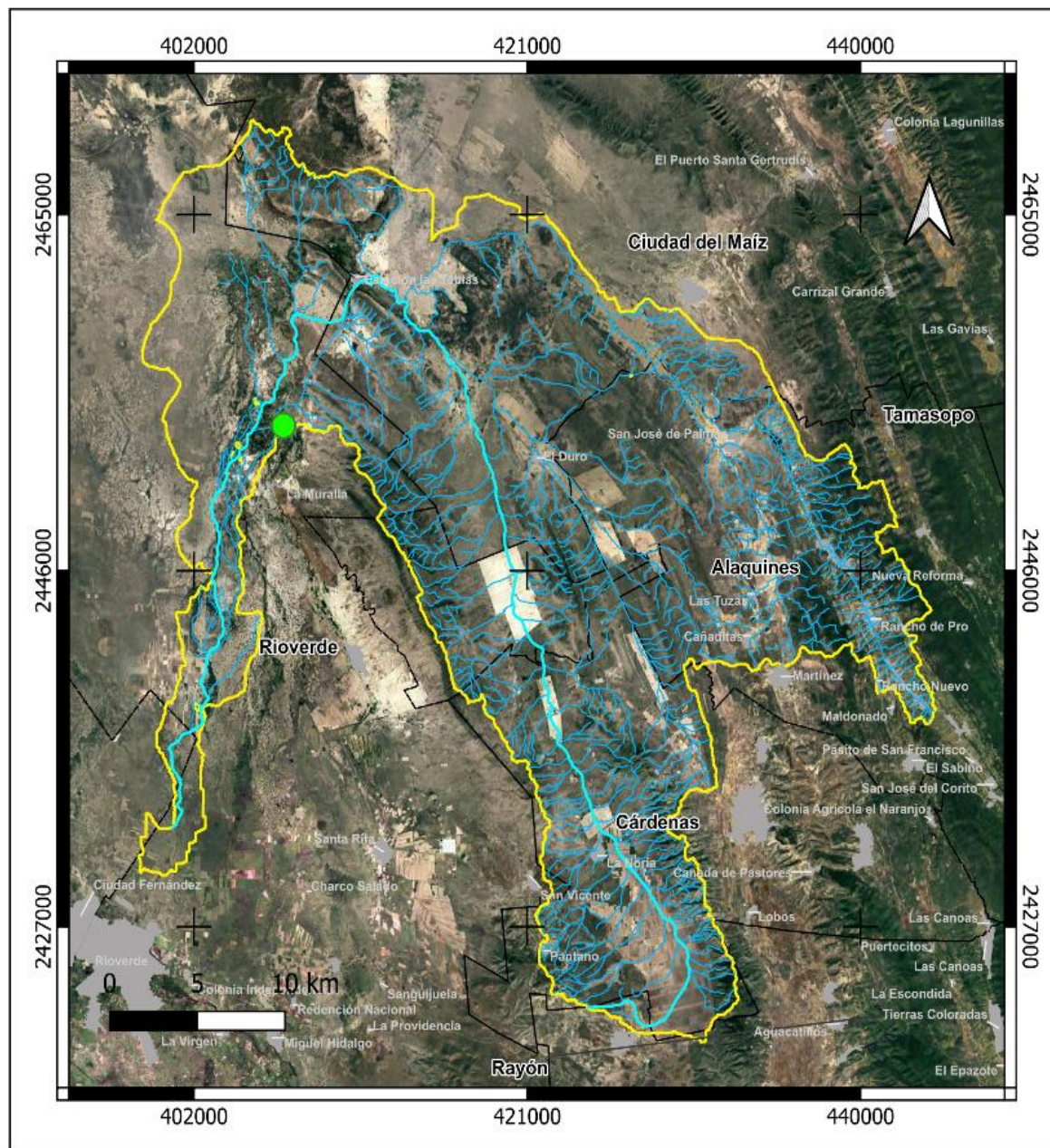


Figura 8. Delimitación de la microcuenca de estudio.

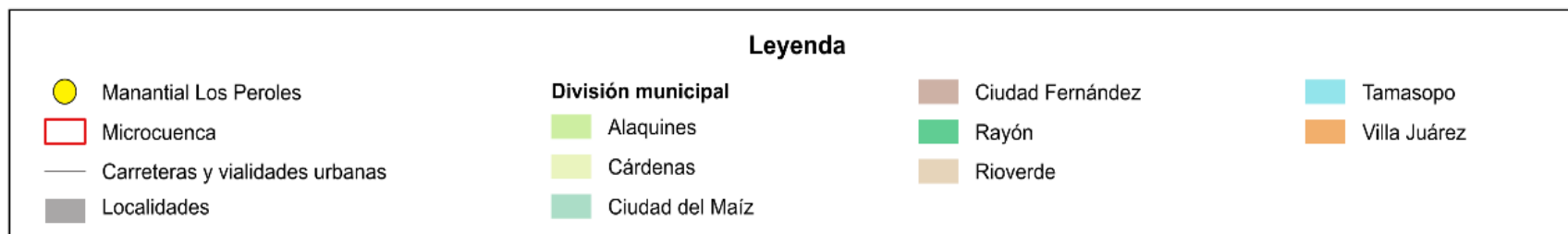
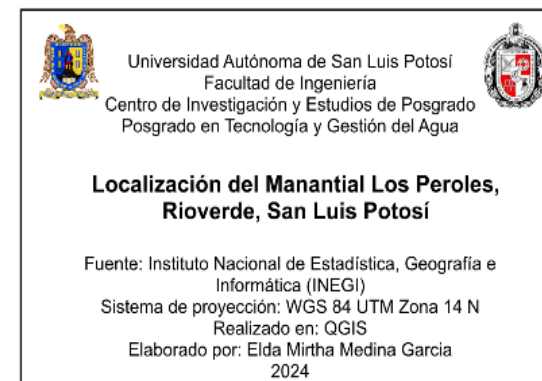
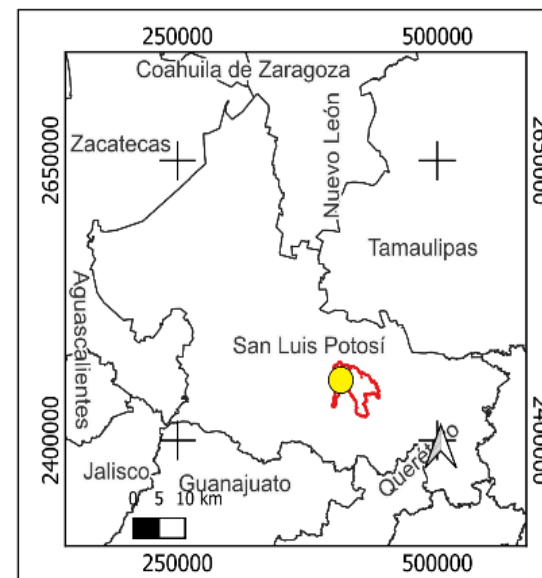
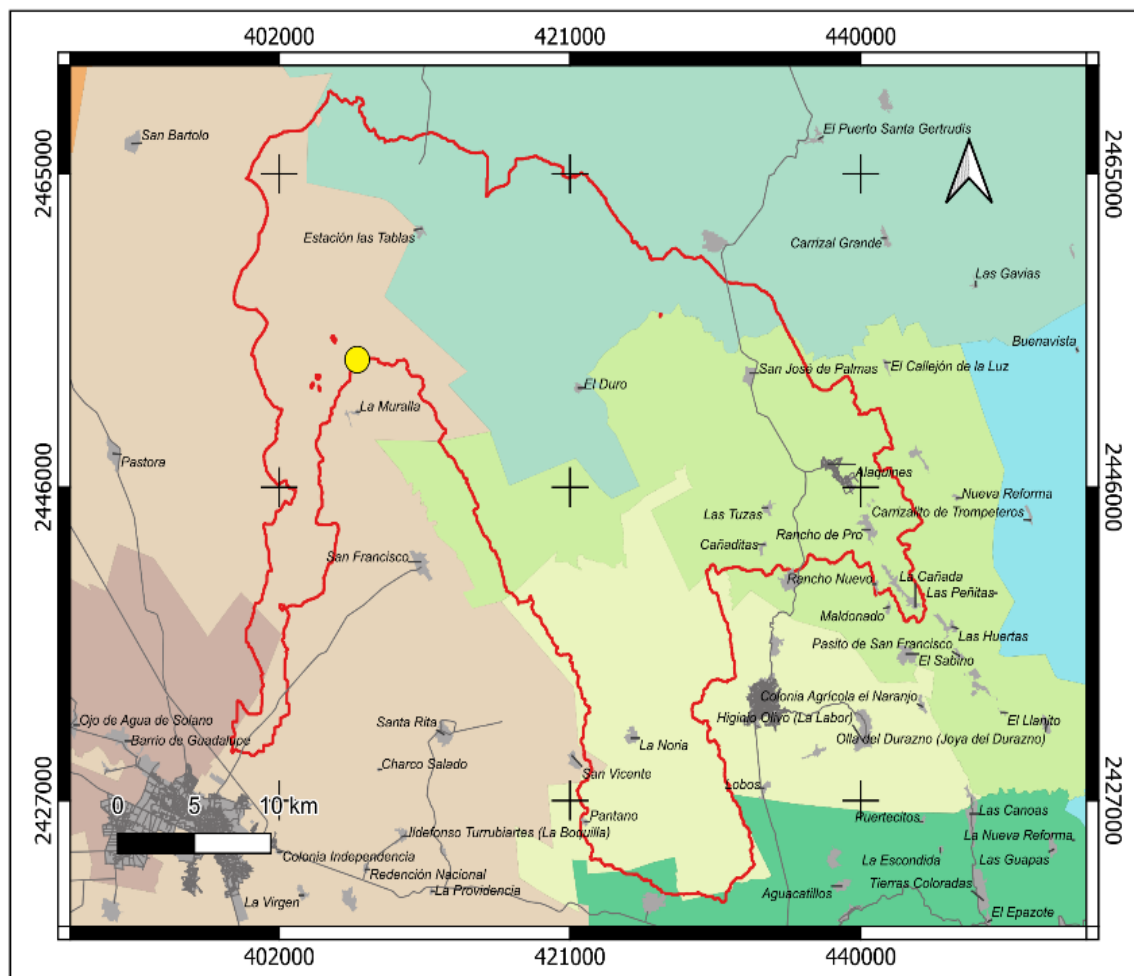


Figura 9. Localización del Manantial Los Peroles, Rioverde, San Luis Potosí.

Como se aprecia en la Figura 9, además de abarcar el municipio de Rioverde y Ciudad Fernández, la microcuenca abarca porciones de Ciudad del Maíz, Alaquines, Cárdenas y una pequeña porción de Rayón.

2.7. Hidrología.

La microcuenca tazada se localiza en la subcuenca RH26Ch, la cual forma parte de la cuenca Río Tamuín correspondiente a la Región Hidrológica 26: Pánuco; una de las más extensas y con mayor potencial hídrico de México, cuya red de escurrimientos descarga hacia el Golfo de México (CONAGUA, 2018). En este contexto, el manantial Los Peroles se ubica en la parte noroeste de la subcuenca Río Verde, en una zona de cabecera hidrográfica, es decir, que está en el inicio del sistema de drenaje de la subcuenca, y no aguas abajo, lo que condiciona su dinámica hídrica y su dependencia directa de la lluvia y la recarga subterránea local (Allan & Castillo, 2007).

Un aspecto para resaltar es que esta microcuenca se encuentra muy cerca del límite con la Región Hidrológica 27: El Salado, como se muestra en la Figura 11. Hablando de características hidroclimáticas, topográficas y funcionales, el área de estudio tiene una ubicación estratégica y frágil al ser una zona de transición entre sistemas hidrológicos diferenciados (Martínez & Patiño, 2012).

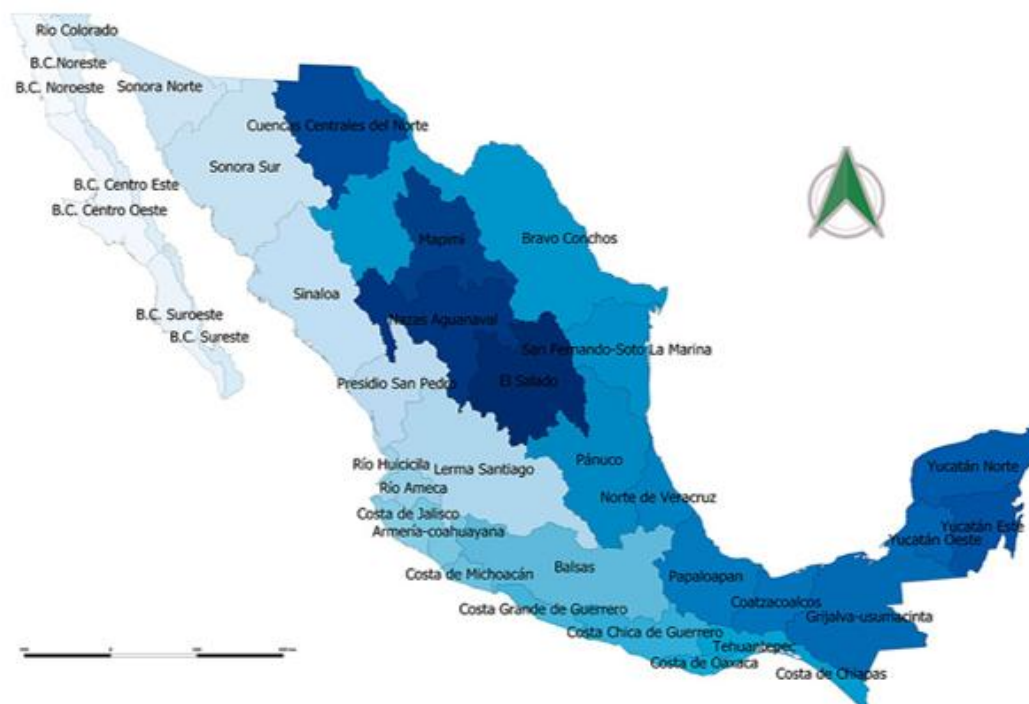


Figura 10. Regiones hidrológicas en México.

La RH26 se caracteriza por presentar una mayor densidad de escurrimientos superficiales, un régimen de lluvias más constante y una conectividad entre cauces que favorece tanto la recarga como la descarga natural de aguas subterráneas. En cambio, la RH37 es una región árida, con procesos de escurrimiento intermitente, altas tasas de evaporación y cuencas cerradas, donde el agua se acumula temporalmente en bordos, presas o zonas de infiltración rápida, sin llegar al mar (CONAGUA, 2018).

La cercanía del manantial a este límite regional podría tener importantes implicaciones hidrogeológicas, ya que existe la posibilidad de interacción entre flujos superficiales y subterráneos provenientes de ambos sistemas. Además, su ubicación en una zona de transición hace que esté sujeto a presiones ambientales mixtas, como el cambio de uso de suelo y la sobreexplotación de los acuíferos, fenómenos severos y ampliamente documentados en el altiplano potosino (CONAGUA, 2018).

Tabla 1. Comparación entre RH 26 (Pánuco) y RH 37 (El Salado).

CARACTERÍSTICA	RH26 PÁNUCO	RH37 EL SALADO
Ubicación	Centro-norte y oriente del país	Altiplano norte y noreste árido
Orientación de escurrimientos	Hacia el este (Golfo de México)	Interna, sin salida al mar
Tipo de drenaje	Exorreico (cuencas abiertas)	Endorreico (cuencas cerradas)
Clima dominante	Templado subhúmedo	Árido y semiárido
Disponibilidad de agua	Media a alta	Muy baja (zona prioritario CONAGUA)
Red hidrográfica	Densa y ramificada	Escasa y discontinua
Vulnerabilidad a sobreexplotación	Media	Muy alta

La microcuenca presenta una red hidrográfica bien desarrollada, caracterizada por la presencia de cauces intermitentes y perennes que configuran un sistema de drenaje definido (Figura 11). La clasificación jerárquica de estos cauces, realizada mediante el método de orden de corriente de Strahler (Strahler, 1957), evidencia la existencia de arroyos de orden 1 a 6 (Chow, Maidment & Mays, 1994). Este esquema refleja la forma en que los cauces de menor orden (arroyos de primer orden) se conectan progresivamente para formar corrientes de mayor jerarquía, hasta consolidar el cauce principal de la microcuenca, el Arroyo San Marcos.

Por otra parte, el manantial Los Peroles, uno de los cuerpos de agua más relevantes de la zona, descarga directamente en el Arroyo El Resumidero, que a su vez se conecta con los cauces de mayor jerarquía dentro de la red hidrográfica. Esta configuración jerárquica de drenaje es fundamental, ya que permite la acumulación progresiva de caudales, la

distribución del flujo superficial y el transporte de sedimentos, nutrientes y contaminantes hacia cauces de mayor orden.

El sentido general del escurrimiento es noroeste–sureste, lo que implica que el manantial Los Peroles se encuentra en una posición alta, actuando como punto de descarga de flujos subterráneos o superficiales captados en la parte occidental de la microcuenca. Su rol como manantial de cabecera lo convierte en un indicador clave de los procesos hidrológicos locales, sensibles a la cobertura vegetal, las precipitaciones y el estado del acuífero.

El análisis cartográfico muestra que dentro de la microcuenca existen otros manantiales, cuerpos de agua y presas, lo que sugiere una red hídrica activa, aunque posiblemente fragmentada por infraestructura hidráulica. También se identifican varias localidades rurales, como San José de Las Palmas, La Noria, Las Tuzas y Rancho Nuevo, que representan presiones sobre el sistema a través de la extracción de agua, el cambio en el uso de suelo y la generación de escurrimientos contaminados o erosivos.

Estas condiciones refuerzan la necesidad de implementar un enfoque de manejo por microcuenca, que integre el conocimiento técnico del funcionamiento hidrológico con estrategias comunitarias y de restauración ambiental. La conservación de los puntos de recarga, el control del escurrimiento superficial y la vigilancia del acuífero deben ser acciones prioritarias para proteger al manantial Los Peroles y su entorno ecológico (FAO, 2007; ICF, 2024).

Es importante señalar que la mayoría de los manantiales presentes en la llanura del Río Verde se localizan cercanos a los márgenes de la propia llanura, principalmente en las zonas de contacto entre materiales aluviales recientes y formaciones geológicas más antiguas. Esta disposición espacial responde a la dinámica hidrogeológica regional, ya que las estructuras geológicas y los cambios litológicos favorecen la descarga natural del agua subterránea hacia los puntos más bajos del relieve (Palacio-Núñez, 2015; CONAGUA, 2020).

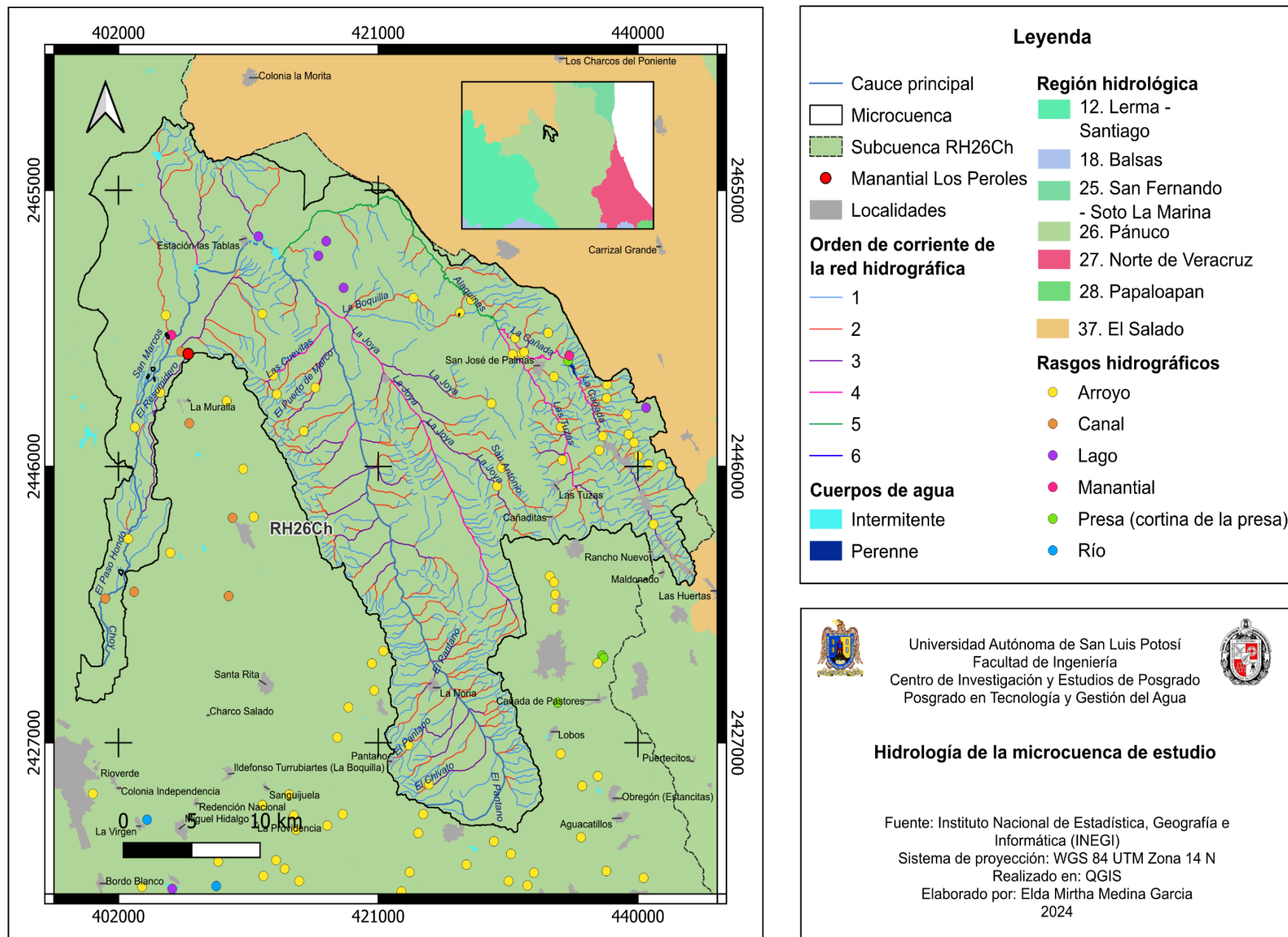


Figura 11. Hidrología de la microcuenca de estudio.

2.8. Clima

El estudio del clima es esencial para comprender el funcionamiento hidrológico y ecológico de una microcuenca, ya que determina la cantidad, distribución estacional y variabilidad de las precipitaciones, así como la evapotranspiración y la dinámica de la vegetación, factores que regulan la recarga y descarga de cuerpos de agua subterráneos y superficiales como los manantiales (Chow, Maidment & Mays, 1994; Pereira et al., 2009).

En el caso de la microcuenca donde se localiza el manantial Los Peroles, las condiciones climáticas corresponden a una zona de transición entre climas secos y subhúmedos, lo que condiciona el potencial hídrico disponible y aumenta la vulnerabilidad ambiental del sistema (INEGI, 2017; CONAGUA, 2020).

Según la clasificación mostrada en la Figura 12 (basada en datos del INEGI y la clasificación de Köppen modificada por García), la mayor parte de la microcuenca se encuentra bajo el dominio del clima BS0hw, correspondiente a un clima seco semicálido, mientras que hacia el sur de la microcuenca aparece una franja de clima BS1hwm que representa un semiseco semicálido. Ambas unidades pertenecen a los climas áridos o semiáridos, caracterizados por una precipitación anual baja y concentrada en pocos meses del año, especialmente de junio a septiembre.

De acuerdo con García (2004), el clima BS0hw se presenta en regiones con precipitaciones entre 300 y 600 mm anuales, con temperaturas medias superiores a 18°C y una marcada estacionalidad de lluvias. En este clima, la evaporación potencial supera la precipitación, lo que genera un déficit hídrico importante y condiciones de aridez fisiológica, limitando el crecimiento de vegetación natural y la recarga de acuíferos. La presencia de esta unidad climática en la zona noroeste de la microcuenca, donde se encuentra precisamente el manantial Los Peroles, implica una fuerte dependencia del agua subterránea y una alta vulnerabilidad a la sobreexplotación.

Por su parte, el clima BS1hw, presente en la porción centro-sur de la microcuenca, es ligeramente menos seco, con una humedad relativa un poco mayor. La transición entre ambas unidades climáticas refleja también una transición altitudinal y ecológica, lo que puede generar variaciones en la disponibilidad de agua, los patrones de vegetación y la respuesta del suelo ante las lluvias.

Además, los eventos de precipitación intensa que ocurren durante el verano pueden producir escurrimientos rápidos con alto potencial erosivo, pero con poca capacidad de infiltración si el suelo no se encuentra en condiciones adecuadas. Este comportamiento se alinea con lo observado en otras cuencas del Altiplano potosino, donde la recarga es baja y concentrada en pocos días del año (CONAGUA, 2020; Martínez & Patiño, 2012).

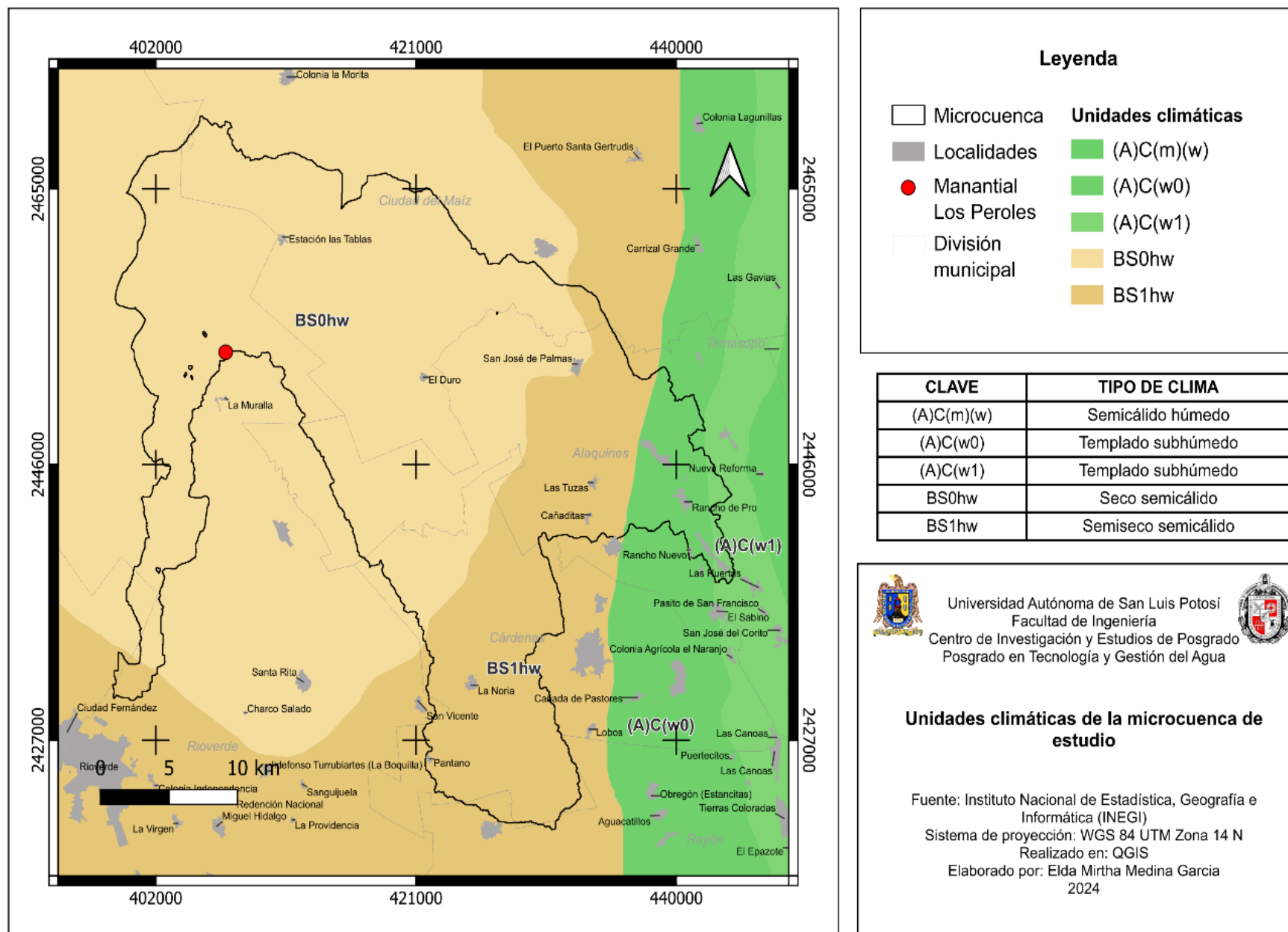


Figura 12. Unidades climáticas de la microcuenca de estudio.

2.9. Uso de suelo y vegetación

El uso del suelo y la cobertura vegetal desempeñan un papel esencial en la dinámica de las microcuencas, pues condicionan los procesos de infiltración, escurrimiento superficial y conservación de los recursos hídricos. Estas variables permiten identificar patrones territoriales que determinan tanto el estado actual de los manantiales como su viabilidad para la conservación. En la microcuenca de estudio se observa una marcada heterogeneidad en el uso del suelo y en la cobertura vegetal (Figura 15), propia de sistemas serranos con prácticas agropecuarias mixtas, donde la deforestación y los cambios de uso han generado presiones significativas sobre la capacidad de regulación hídrica (CONAFOR, 2019; Muñoz-Piña et al., 2011; Martínez & Patiño, 2012).

El manantial se posiciona específicamente en una franja de transición entre zona de matorral, vegetación secundaria y parches de uso agrícola. En la Figura 15 se observa su posición cercana a la localidad La Muralla y relativamente alejada de núcleos urbanos más densos. Alrededor del manantial se distinguen tres tipos dominantes de cobertura:

- Matorral desértico micrófilo (color amarillo pálido)
- Vegetación secundaria arbustiva de matorral desértico (verde olivo)
- Bosque de encino y vegetación secundaria de bosque (verde intenso y verde pálido) (Rzedowski, 2006)

Estos elementos se distribuyen de forma contigua al manantial, lo que configura un entorno natural mixto, parcialmente modificado por el uso del suelo, pero con elementos clave para su funcionamiento ecológico. Los Peroles se encuentra inmerso en una cobertura clasificada como vegetación secundaria arbustiva de vegetación halófila xerófila. Esta cobertura rodea al punto del manantial y se extiende hacia el oeste y el suroeste, lo que sugiere que es el tipo de vegetación predominante en la zona de surgencia y escurrimiento inicial.

Este tipo de vegetación se desarrolla típicamente en suelos salinos o de baja fertilidad, en ambientes secos con altas tasas de evaporación y escasa precipitación, donde las condiciones edáficas limitan el establecimiento de vegetación densa o de gran porte. Sin embargo, aun con esta limitación, la vegetación halófila xerófila conserva una estructura funcional que permite cierta protección del suelo, captura de humedad ambiental y amortiguamiento del microclima en torno al manantial (Sánchez del Pino et al., 2009).

La vegetación halófila xerófila está conformada por especies tolerantes a la salinidad y la aridez, como mezquite (*Neltuma laevigata*), liendrilla de venado (*Muhlenbergia rigens*) (Figura 13), en su versión primaria. En su versión secundaria arbustiva, esta cobertura refleja que ha habido un proceso de degradación o alteración del ecosistema original, pero que aún persisten especies nativas adaptadas al estrés hídrico y salino.

En el contexto del manantial, esta vegetación actúa como un sistema de amortiguamiento ambiental, que protege el suelo contra la pérdida de humedad y la erosión, regula la

temperatura superficial y sirve como hábitat para especies adaptadas a ambientes marginales.



Figura 13. *Muhlenbergia rigens*, *Neltuma laevigata* y *Taxodium mucronatum* en los alrededores del manantial.

Alrededor del manantial se encuentran ahuehuetes (*Taxodium mucronatum*) (Figura 14), conocidos localmente como sabinos. Esta especie, nativa de México y altamente asociada a ambientes de agua dulce y corrientes perennes, es un indicador ecológico de sitios con disponibilidad hídrica histórica. Su supervivencia en un entorno cada vez más seco es precaria, y depende de la permanencia de niveles freáticos superficiales o de raíces profundas que alcancen el manto acuífero (Correa-Díaz et al., 2014).

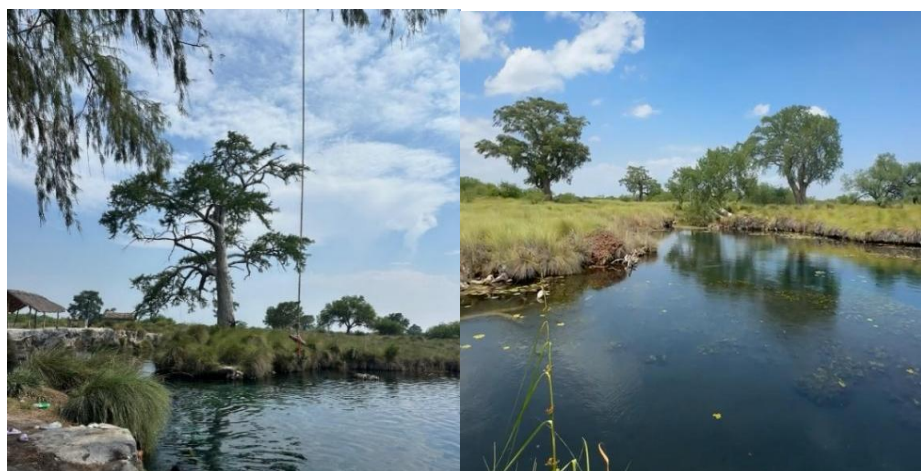


Figura 14. Sabinos alrededor del manantial.

Aunque el núcleo inmediato del manantial no está ocupado por superficies agrícolas extensivas, se observan zonas cercanas de agricultura de temporal anual y permanente en dirección sur y este, principalmente en parcelas asociadas a pequeñas localidades como San Francisco o Santa Rita. El avance de la frontera agrícola hacia zonas de cabecera como la que ocupa el manantial puede alterar significativamente los patrones de captación y descarga, especialmente si no se acompaña de prácticas sostenibles (SEMARNAT, 2018).

2.10. Edafología

El conocimiento edafológico es esencial para comprender los procesos hidrológicos, biogeoquímicos y ecológicos que se desarrollan en ella. Los suelos, como sistema natural participan activamente en la infiltración y almacenamiento del agua, en el ciclo de nutrientes, en el soporte de la vegetación y en la regulación de contaminantes (Wei & Brady, 2017).

La microcuenca presenta una amplia diversidad de grupos de suelos, resultado de la variabilidad en factores como litología, clima, pendiente, vegetación original y uso actual del suelo. De acuerdo con la cartografía edafológica de INEGI, como se ve en la Figura 16, los suelos en la parte norte y oeste de la microcuenca, donde se incluye el área de los Peroles, están dominados por Solonchaks, Calcisoles y Leptosoles mientras que en centro-sur de la microcuenca predominan los Cambisoles y Calcisoles, con algunas zonas de Vertisoles y Phaeozems (INEGI 2014).

La combinación de estos suelos, particularmente en el entorno del manantial, revela un paisaje edafológicamente frágil, con limitaciones severas para la productividad agrícola, baja capacidad de retención de agua, y riesgo de degradación por erosión, salinización o compactación (FAO, 2015).

Los Solonchaks son suelos característicos por contener altas concentraciones de sales solubles que se acumulan en el perfil superior debido a la evaporación intensa y la escasa lixiviación típica de climas áridos. Estos suelos muestran textura media a fina y escasa cobertura vegetal, solo permiten la supervivencia de comunidades halófilas secundarias y limitan el desarrollo de raíces profundas (IUSS Working Group WRB, 2015).

Hablando de los suelos adyacentes a la zona, también se tiene la presencia de calcisoles, que se desarrollan sobre materiales ricos en carbonatos de calcio, generalmente en calizas o depósitos calcáreos y comunes en climas semiáridos, los encontramos hacia el sur y este del manantial. Los calcisoles pueden ser utilizados para agricultura extensiva bajo manejo cuidadoso, pero son susceptibles a la compactación, pérdida de estructura y erosión si se elimina la vegetación protectora. En el entorno del manantial, estos suelos podrían haber jugado un papel relevante en el pasado en la recarga superficial hacia la zona baja, donde emergía el flujo base que alimenta a Los Peroles (FAO, 2015)

De igual forma, se aprecian Leptosoles, suelos poco desarrollados, con escasa profundidad (<25 cm) y desarrollados sobre roca dura o fragmentada. En el entorno del manantial Los Peroles, los Leptosoles aparecen en las laderas y partes altas adyacentes, particularmente hacia el este y sureste. Aunque los Leptosoles permiten cierto grado de escurrimiento y drenaje superficial, su poca capacidad de infiltración hace que contribuyan más al flujo superficial que a la recarga. Además, si son deforestados o sobrepastoreados, pueden erosionarse rápidamente, aportando sedimentos y sales a las zonas más bajas donde se encuentran los Solonchaks.

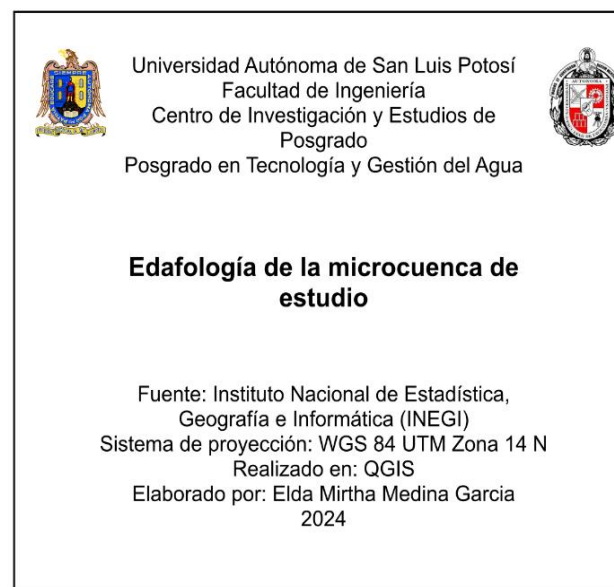
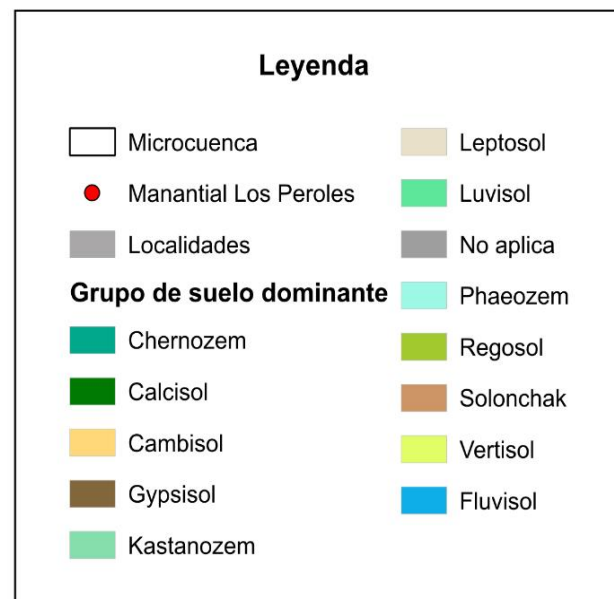
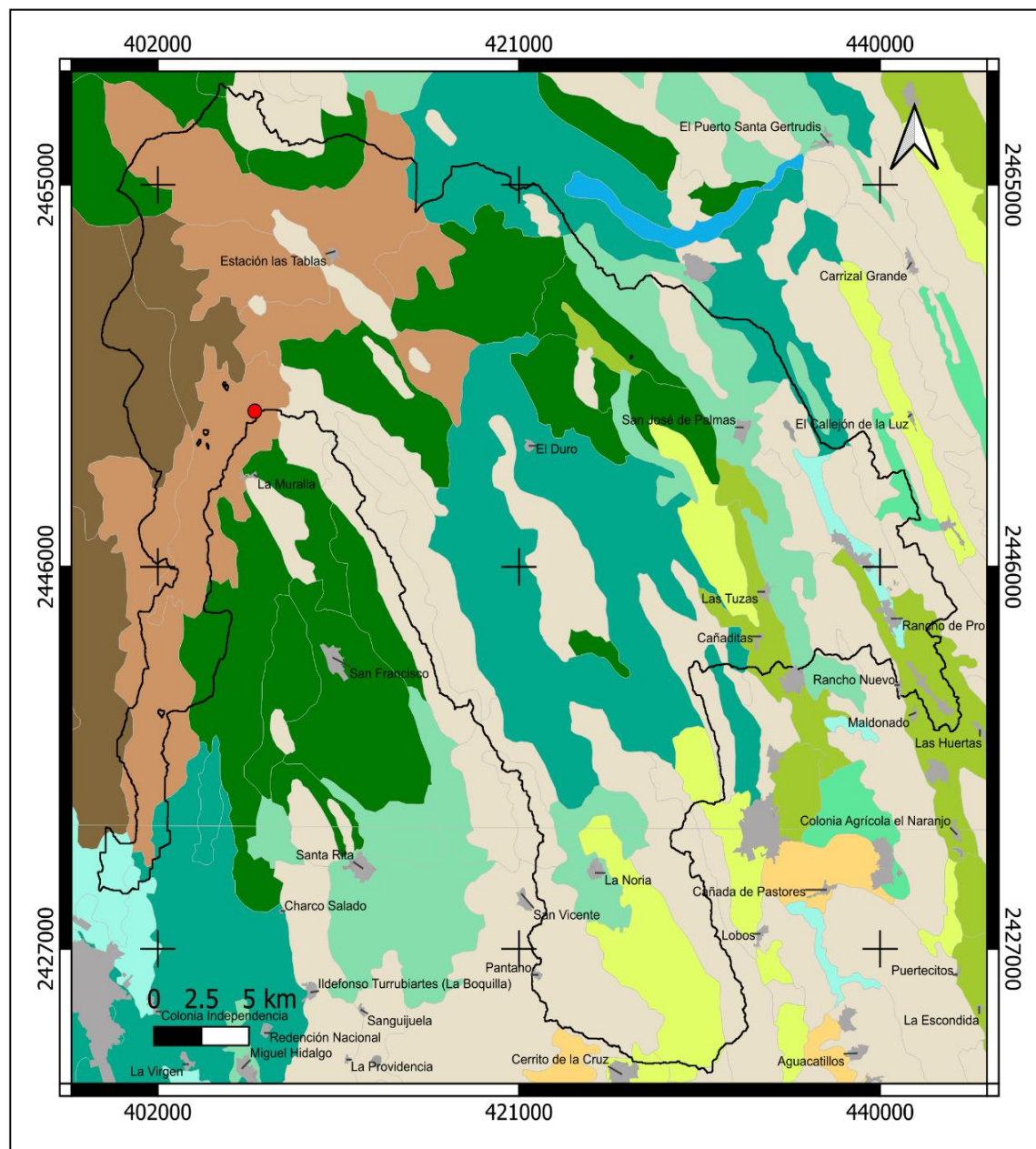


Figura 16. Edafología de la microcuenca de estudio.

2.11. Geología

2.11.1. Geología regional.

2.11.1.1. Marco tectonoestratigráfico

El área de estudio se ubica en la Sierra Madre Oriental, de acuerdo con la clasificación de Campa y Coney (1984), y paleogeográficamente, corresponde al extremo sureste de la Plataforma Valles–San Luis Potosí (PVSLP). La evolución de esta unidad, al igual que gran parte del centro-oriental de México, está estrechamente vinculada con la apertura del Golfo de México durante el Mesozoico y el Cenozoico (Salvador & Green, 1980), en relación con el desplazamiento hacia el sur de la Península de Yucatán en el Jurásico Tardío (Pindell & Dewey, 1982). Estos procesos fueron consecuencia de la fragmentación del supercontinente Pangea, impulsada por la expansión del piso oceánico y la separación de las placas de Norteamérica, Sudamérica y África (Dickinson & Coney, 1980; Padilla & Sánchez, 1982).

El basamento cristalino, compuesto por rocas ígneas y metamórficas de edad Precámbrica, Paleozoica y Triásica, se estructuró en bloques altos y bajos, favoreciendo el desarrollo de plataformas marinas. Durante el Jurásico Medio se depositaron secuencias de sedimentos siliciclásticos rojos, constituidos por conglomerados, areniscas y limolitas en ambientes de abanicos aluviales. En el Jurásico Superior, la transgresión marina originada por la apertura del Golfo de México favoreció la acumulación de evaporitas, principalmente yesos y anhidritas estratificadas, junto con secuencias de areniscas, limos y calizas margosas en ambientes marinos poco profundos y restringidos (Goldhammer et al., 1991).

2.11.1.2. Secuencia estratigráfica mesozoica y cenozoica

Durante el Cretácico Inferior, la transgresión marina cubrió gran parte de la región con depósitos carbonatados y evaporíticos, destacando calizas compactas y dolomitas asociadas a ambientes de plataforma somera, intercaladas con horizontes de yeso y anhidrita. En el Aptiano Superior se desarrollaron secuencias calcáreo-arcillosas, mientras que del Albiano Inferior al Cenomaniano se acumularon calizas arcillosas en ambientes de plataforma externa. En este mismo intervalo se formaron estructuras arrecifales marginales caracterizadas por calizas bioclásticas con rudistas y corales, que se distribuyeron ampliamente en la PVSLP (De Cserna & Bello, 1963; Suter, 1990).

En el Cretácico Tardío, el incremento del nivel del mar redujo el espacio para la formación de plataformas carbonatadas y favoreció la deposición de margas, lutitas calcáreas y calizas arcillosas interestratificadas con materiales terrígenos. Estas litologías reflejan ambientes de plataforma externa más profundos, con presencia de arrecifes aislados y facies mixtas carbonato–siliciclásticas (Rocha, 2008).

Durante el Cenozoico, la región experimentó un intenso acortamiento tectónico vinculado a las orogenias Sevier y Laramide, lo que generó pliegues asimétricos tipo anticlinales y

sinclinales, así como cuencas internas. Estas fueron rellenadas con sedimentos continentales, principalmente conglomerados, areniscas y limos en ambientes fluviales y lacustres. A partir del Oligoceno se registró un arco volcánico continental con derrames de lavas andesíticas y basálticas, además de la intrusión de cuerpos plutónicos de composición granítica, granodiorítica y sienítica. En el Mioceno se emplazaron basaltos asociados al pulso máfico de la Faja Volcánica Transmexicana, junto con pórfidos riolíticos y sieníticos (Cantagrel & Robin, 1977; Suter, 1984; Gómez-Tuena et al., 2005).

2.11.2. Geología local del manantial Los Peroles

La descarga subterránea que alimenta al manantial Los Peroles se controla por estructuras geológicas con orientación NO–SE que facilitan el ascenso del agua y mantienen inundado de forma permanente el valle. El fondo plano está cubierto por depósitos aluviales constituidos por arenas, limos y gravas poco seleccionadas, materiales que poseen alta porosidad y permeabilidad y que permiten la infiltración y el escurrimiento difuso hacia el arroyo que drena al sur de la zona.

En el subsuelo se reconoce la presencia de evaporitas conformadas por yesos y anhidritas estratificadas, que actúan como niveles de baja permeabilidad. Estas corresponden a la Formación Guaxcamá (Berriasiano–Aptiano), unidad evaporítica que puede alcanzar espesores de entre 355 m y hasta más de 6000 m y que constituyen el basamento hidrogeológico regional (Martínez-Pérez, 1965; Carrillo-Bravo, 1971; Aguilar-Rodríguez, 1986, PEMEX, 1988).

Sobre estas evaporitas descansan calizas masivas de tonos grises, parcialmente dolomitizadas y con abundancia de fósiles como rudistas y bioclastos. Estas rocas, de texturas *wackestone* y *packstone*, presentan evidencias de disolución y karstificación avanzada, por lo que funcionan como importantes unidades acuíferas. Corresponden a la Formación El Abra (Albiano–Cenomaniano).

En el sector noroeste predominan calizas tabulares y masivas con estilolitas, dolinas y fósiles como rudistas, gasterópodos y algas. Estas calizas constituyen la principal zona de recarga y conducción subterránea. Se asocian al miembro superior de la Formación Tamasopo (Coniaciano–Santoniano), mientras que en sectores más restringidos afloran calizas arcillosas laminadas de menor permeabilidad, correspondientes al miembro inferior (Turoniano) (Santamaría-Orozco et al., 1990; Basañez-Loyola et al., 1992).

Hacia el suroeste de la microcuenca se observan areniscas calcáreas verdosas, amarillentas y rojizas intercaladas con lutitas calcáreas. Estas litologías presentan menor permeabilidad en comparación con las unidades carbonatadas y corresponden a la Formación Cárdenas, que aporta heterogeneidad al sistema hidrogeológico.

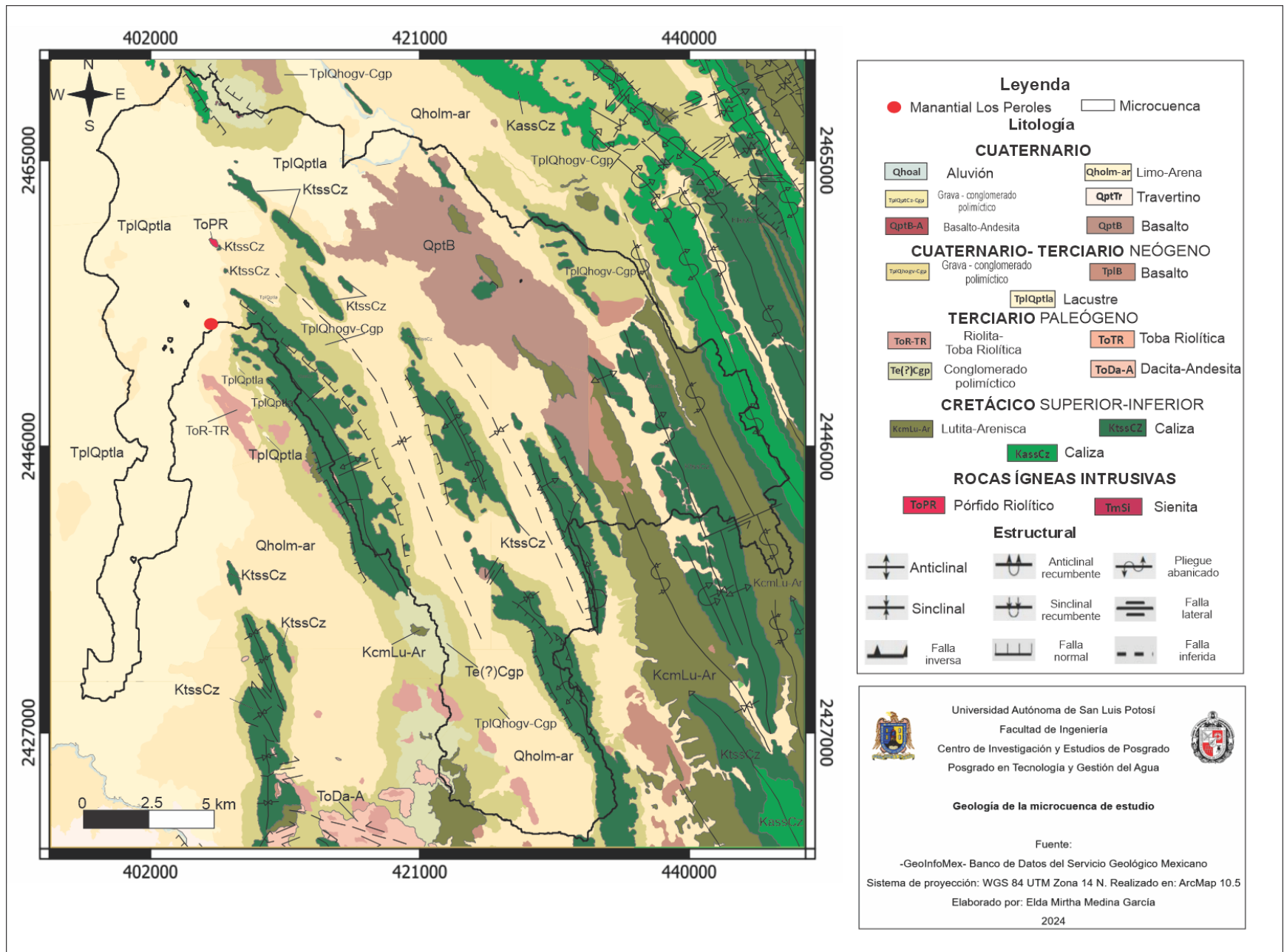


Figura 17. Geología en la microcuenca de estudio.

2.11.2.1. Depósitos cuaternarios

Los depósitos más recientes en la microcuenca corresponden al periodo Cuaternario, y están representados principalmente por conglomerados polimícticos, depósitos aluviales y escombros coluviales, que recubren parcial o totalmente a las unidades mesozoicas previamente descritas. Estos materiales se acumularon como resultado de procesos de erosión, transporte y sedimentación fluvial y gravitacional en condiciones continentales. Los conglomerados se encuentran principalmente como relleno de fosas tectónicas o depresiones estructurales, presentando una matriz arcillosa o limosa con clastos de diversa litología, redondeados a subangulosos, de tamaño variable.

El aluvión rellena fondos de valle y paleocanales, y está compuesto por arenas, limos y gravas de coloración parda a gris. Estos materiales, mal seleccionados y dispuestos en estratos masivos o lenticulares, poseen alta porosidad y constituyen una de las unidades hidrogeológicas más relevantes, pues permiten la infiltración y la descarga difusa. Los depósitos coluviales se encuentran en las laderas, aportando material suelto que complementa la dinámica de recarga local.

En el manantial Los Peroles, la interacción entre los sedimentos aluviales recientes y las calizas kársticas subyacentes, principalmente del miembro superior de la Formación Tamasopo y parte de la Formación El Abra genera un sistema hidrogeológico complejo, en el cual la recarga y la descarga subterránea se combinan para mantener el nivel freático y sostener el flujo permanente del manantial. La Figura 17 muestra las unidades litológicas presentes en la microcuenca de estudio

2.12. Justificación

Para los manantiales de la Llanura del Río Verde no existe literatura científica que documente de manera formal sus parámetros fisicoquímicos y biológicos, ni tampoco se cuenta con una normatividad específica que regule y proteja este valioso recurso hídrico. Entre ellos destacan Los Peroles, que ocupan el tercer lugar en caudal de descarga dentro de la llanura y cuya aportación resulta estratégica para el noreste del municipio de Rioverde. Su descarga se conduce a través de un único canal que distribuye el agua hacia el sureste, abasteciendo principalmente las actividades agrícolas de las comunidades de San Francisco, La Muralla, El Sabino, Los Pilares y La Majada. Dada su relevancia ecológica, social y económica, se vuelve indispensable hacer uso sustentable del recurso hídrico, de manera que se garantice su preservación y disponibilidad para las generaciones futuras.

La alteración del cauce derivada del uso agrícola limita la supervivencia de macroinvertebrados acuáticos, y reduce el aporte de material alóctono y autóctono, afectando la disponibilidad de recursos, refugio y las características fisicoquímicas del agua, y las afectaciones causadas a los ecosistemas alimentados del cauce original (Castro-López et al., 2019).

Las actividades de pastoreo sobresalen también en la región. Algunos puntos del manantial son utilizados como abrevaderos. Las prácticas pecuarias de quema para la regeneración de pastizales afectan negativamente a la vegetación llegando inclusive a alcanzar a las especies leñosas. Los Peroles alberga especies endémicas tales como *Tampichthys mandubularis*, *Poecilia mexicana*, *Ataenobius toweri*, *Cualac tessellatus*, *Herichthys bartoni*, *Herichthys labridens*, cuya mortalidad ha incrementado debido a las emisiones líquidas y a ruidos y vibraciones derivados del turismo (Palacio-Núñez, 2015).

En los últimos años, la utilización del manantial con fines recreativos ha ido en aumento. Los productos utilizados por los visitantes, como protectores solares y jabones contienen compuestos que diluidos en agua vulneran la vida de los organismos acuáticos. De igual manera, la basura que los turistas generan y dejan en el sitio pone en riesgo a la fauna que, tratando de satisfacer sus necesidades alimenticias, ingiere estos residuos. Aunado a esto, se ha removido mucha vegetación para que los vehículos visitantes puedan acceder sin problemas al sitio, favoreciendo así la erosión hídrica de tipo laminar del suelo (Flores, et. al, 2019).

Debido a todos los aspectos considerados anteriormente, una caracterización ambiental es necesaria para integrar la información geológica, edafológica, hidrológica y ecológica, y determinar con precisión los factores que explicarían una perturbación al manantial. Este diagnóstico servirá como base para diseñar estrategias de restauración del paisaje hídrico, delimitación de zonas de protección, manejo sustentable del suelo y conservación de especies asociadas.

La caracterización ambiental del manantial Los Peroles mediante el análisis de agua, suelo, sedimento y bioindicadores es esencial para entender integralmente su estado ecológico e hidrológico. El agua permite evaluar su calidad y posible contaminación; el suelo, revela limitaciones en la recarga y vulnerabilidad a la degradación; los sedimentos actúan como reservorios de contaminantes acumulados y reflejan procesos erosivos recientes.

El uso de bioindicadores permite evaluar la disponibilidad y movilidad de contaminantes en los ecosistemas acuáticos, aportando información complementaria a los análisis físico-químicos. En este estudio, se eligieron la macrófita acuática *Nymphaea ampla*, conocida como nenúfar y caparzones de caracoles dulceacuícolas como organismos bioindicadores por sus características biológicas, ecológicas y su validación previa en investigaciones científicas.

2.13. Hipótesis

Los parámetros de calidad del agua, suelo y sedimento junto con el análisis de bioindicadores (*Nymphaea ampla* y caracol) en los alrededores del manantial Los Peroles, reflejan el estado ambiental del ecosistema.

2.14. Objetivos

2.14.1. Objetivo general

Evaluar la calidad del agua, suelo, sedimento y bioindicadores en los alrededores del manantial Los Peroles, Rioverde, San Luis Potosí, para determinar el estado ambiental del ecosistema.

2.14.2. Objetivos específicos

1. Examinar las características físico-químicas del agua del manantial Los Peroles para identificar posibles riesgos ecológicos o sanitarios asociados al uso del recurso hídrico.
2. Determinar la distribución de elementos mayores, menores, metales y metaloides en suelo y sedimentos para establecer las interacciones de estos elementos entre las diferentes matrices ambientales.
3. Generar antecedentes hacia la utilización del nenúfar y caracol como indicadores biológicos de la contaminación del agua mediante el análisis de la concentración de elementos mayores, menores, metales y metaloides.
4. Establecer la variación en la descarga de agua subterránea del manantial entre la época de estiaje y la de lluvias, con el fin de determinar la influencia de la estacionalidad en su comportamiento.
5. Estimar el riesgo de alteraciones en la calidad del agua mediante un análisis de vulnerabilidad del agua subterránea en el área circundante al manantial Los Peroles dentro del sistema.

3. METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS MATRICES AMBIENTALES

3.1. Establecimiento de puntos de muestro y medición de parámetros fisicoquímicos del agua en campo

Para la medición de los parámetros fisicoquímicos se utilizó un potenciómetro multiparámetro HANNA® HI98194 (Figura 18) y se eligieron, como se ve en la Figura 20, cuatro puntos alrededor del Perol Menor y cuatro del Perol Mayor. De igual forma, se tomaron muestras de agua para su posterior análisis en el laboratorio. Se recolectaron muestras en envases de plástico de 500 mL y en tubos de centrifuga cónicos de 50 mL, estas últimas muestras fueron filtradas con filtros para jeringa de 0.45 μm y acidificadas con HNO_3 .



Figura 18. Multiparámetro HANNA HI 98194 y recolección de muestras.

3.2. Recolección de muestras de sedimento y bioindicadores.

En los puntos donde se recolectó el agua y se midieron los parámetros fisicoquímicos, también se recolectaron muestras de sedimento, de nenúfar (*Nymphaea ampla*) y de caracol para su posterior análisis.

Durante el muestreo del nenúfar, las plantas fueron extraídas cuidadosamente junto con una pequeña porción de sedimento adherido a las raíces, el cual se enjuagó con agua del sitio con el fin de eliminar el exceso de material sin dañar la estructura radicular. Esta precaución permitió conservar la integridad de las raíces.

Las plantas acuáticas tienen una gran capacidad para acumular nutrientes y metales presentes en el agua y el sedimento, reflejando la calidad del medio circundante. *Nymphaea ampla*, en particular, presenta un sistema radicular desarrollado que interactúa directamente con el sedimento, y hojas flotantes que mantienen contacto constante con la columna de agua. Esta dualidad radicular-foliar le confiere un papel importante para evidenciar la biodisponibilidad de contaminantes en ambas matrices.

Además, diversos estudios han reportado su utilidad en el monitoreo de metales pesados: por ejemplo, Bonanno y Borg (2010) destacan a especies de nenúfares como acumuladores de plomo y zinc; mientras que Rai (2009) resalta la capacidad de macrófitas acuáticas para reflejar la contaminación por metales en ecosistemas tropicales. El análisis comparativo de órganos (raíz, tallo, hojas) permite además identificar procesos de translocación y acumulación diferencial de micronutrientes y metales no esenciales, lo que refuerza su valor como bioindicador integral.

En el caso del sedimento, este fue recolectado directamente con recipientes plásticos y antes de ser transferido a bolsas de almacenamiento, se procuró eliminar la mayor cantidad posible de agua para agilizar el proceso de secado en el laboratorio.

Dado que los caracoles se encontraban inmersos en el sedimento, se recolectó la mayor cantidad posible de este material con el objetivo de recuperar el mayor número de ejemplares. Una vez en el laboratorio, se realizó una separación manual del sedimento para aislar los caparazones de caracol y disponer de ellos para su análisis químico.

Estos moluscos gasterópodos se consideran excelentes bioindicadores debido a su hábito bentónico, su estrecha relación con el sedimento y el agua, y su capacidad para acumular metales en su caparazón y tejidos blandos. El carbonato de calcio del caparazón actúa como un sitio de incorporación de metales.

Estudios previos han documentado este enfoque: Luoma y Rainbow (2008) reportan la acumulación de metales en moluscos como indicadores confiables de contaminación ambiental; mientras que Borković-Mitić et al. (2013) evidenciaron el uso de caracoles de agua dulce para monitorear la bioacumulación de cadmio, plomo y zinc en ríos europeos.



Figura 19. Nenúfar, sedimento y caracol.

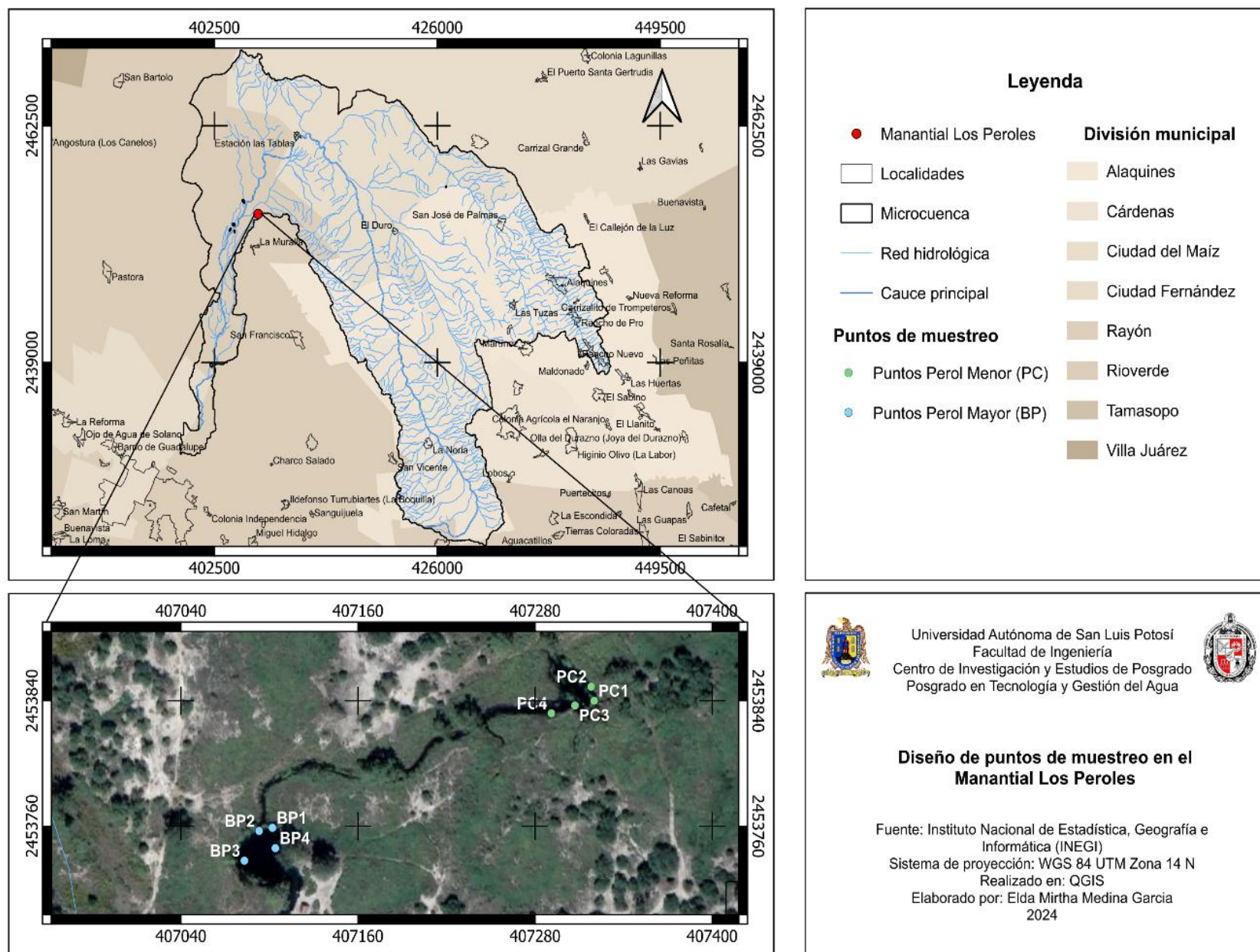


Figura 20. Diseño de puntos de muestreo en el Manantial Los Peroles.

La elección de *Nymphaea ampla* y caracoles responde a su presencia natural en el ecosistema de Los Peroles, lo que garantiza representatividad ecológica y viabilidad para el muestreo. Ambos organismos permiten abordar matrices diferentes (agua, sedimento, biota) y, en conjunto, ofrecen una visión integrada sobre la biodisponibilidad, acumulación y riesgo potencial de los contaminantes detectados.

3.3. Determinación del caudal de descarga

Medir el caudal de descarga de un manantial es fundamental porque permite conocer la cantidad de agua que brota por unidad de tiempo; de esta manera se puede identificar si el flujo subterráneo que lo alimenta es local, intermedio o regional, lo cual es esencial para comprender su origen hidrogeológico, su nivel de vulnerabilidad y su conexión con zonas de recarga más amplia (Cartwright et al., 2018).

Para realizar esta medición usamos un medidor acústico de flujo digital para cauces descubiertos (OTT ADC) (Figura 22). Este instrumento nos brinda la velocidad del flujo, por consiguiente, es necesario medir una sección transversal para poder calcular el caudal mediante la siguiente fórmula:

$$Q = A \times V \quad (3.1)$$

Donde A representa el área transversal del cauce y V la velocidad del agua.



Figura 21. Medición de la sección transversal en el canal de Los Peroles. Izquierda ancho, derecha profundidad.



Figura 22. Obtención de la velocidad con el medidor de flujo acústico y digital para cauces descubiertos.

Se llevaron a cabo dos mediciones de caudal en dos momentos hidrológicamente contrastantes, durante la época de lluvias y durante el estiaje. Esta comparación permite evaluar la respuesta del manantial ante la variabilidad climática. Si el caudal muestra variaciones significativas entre estaciones, reflejando un incremento inmediato en la temporada de lluvias y una disminución notoria en la seca es un indicativo de flujo local sensible a la recarga directa por precipitación. En cambio, un caudal relativamente constante en ambas estaciones sugiere un flujo regional profundo, proveniente de zonas de recarga más distantes con mayor tiempo de tránsito subterráneo y menor sensibilidad a las precipitaciones inmediatas (Chang et al., 2021).

3.4. Medición de parámetros fisicoquímicos del agua en laboratorio

3.4.1. Alcalinidad

La alcalinidad es una medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos, y se debe principalmente a la presencia de bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) y, en menor proporción, hidróxidos (OH^-). Este parámetro es fundamental en el control de la calidad del agua, ya que actúa como un sistema amortiguador (buffer) que estabiliza el pH y protege los ecosistemas acuáticos frente a la acidificación (APHA et al., 2017).

El método más utilizado para determinar la alcalinidad es el descrito en la norma 2320 B del manual *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Este procedimiento consiste en una titulación ácido-base que utiliza ácido clorhídrico (HCl) de concentración conocida. Para esto es necesario estandarizar el ácido titulándolo contra una solución de Na_2CO_3 0.05 N y calculando su normalidad usando la siguiente fórmula:

$$N = \frac{A \times B}{53.00 \times C} \quad (3.2)$$

Donde A representa los gramos de Na_2CO_3 usados; B el volumen de solución de Na_2CO_3 (mL) y C es el volumen de HCl gastado (mL). Después de haber colocado la muestra y haber agregado el indicador, se procede a realizar la titulación con el HCl hasta alcanzar el punto final (color ladrillo), registrando con precisión los mL gastados y calcular la alcalinidad total, aplicando la fórmula:

$$\text{Alcalinidad} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ de } \text{CaCO}_3 \right) = \frac{(V \times N \times 50000)}{\text{mL de muestra}} \quad (3.3)$$

Donde V son los mL de HCl utilizados y N es la normalidad calculada del ácido. El procedimiento general, se resume en la Figura 23:

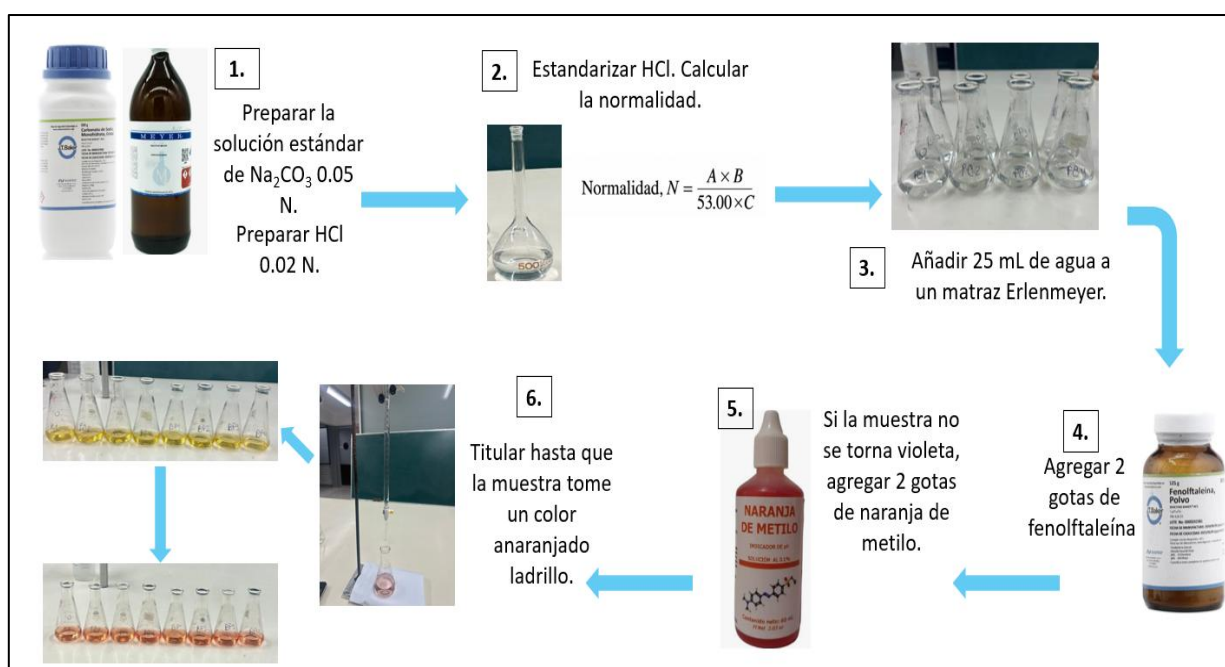


Figura 23. Esquema para la determinación de alcalinidad por titulación.

3.4.2. Cloruros

La concentración de cloruros (Cl^-) en el agua es un parámetro clave para evaluar su salinidad, su origen geológico o antrópico y su impacto en la potabilidad, corrosividad y aptitud para riego (APHA et al., 2017). El método utilizado para su determinación es la titulación argentométrica, descrita en el procedimiento 4500- Cl^- B de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Debido a la posible presencia de concentraciones elevadas de cloruros, atribuida a la influencia del origen geológico del agua subterránea, se realizó previamente una dilución de

5 mL en 25 mL con el fin de mantener la concentración dentro del rango óptimo del método. Posteriormente, se ajustó el pH de la muestra a un valor entre 7.0 y 10.0 mediante la adición de NaOH 1 N. A cada muestra se le añadió 1 mL de solución indicadora de cromato de potasio (K_2CrO_4), la cual tiñe la muestra de color amarillo. Se tituló con solución estándar de nitrato de plata ($AgNO_3$ 0.0141 N) hasta alcanzar el punto final indicado por un viraje de color amarillo a rojizo ladrillo, que indica la formación de cromato de plata (Ag_2CrO_4) (Figura 24). Se registró el volumen de titulación y se realizó un blanco con agua destilada para corregir posible interferencias. Finalmente, la concentración de cloruros se calculó usando la fórmula establecida para este método:

$$Cl^- \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(V \times N \times 35.45 \times 1000)}{mL \text{ de muestra}} \quad (3.4)$$

Donde: A representa el volumen de $AgNO_3$ gastado en la muestra (mL), B: es el volumen de $AgNO_3$ gastado en el blanco (mL), N es la normalidad del nitrato de plata (0.0141 N) y 35.45: es el peso equivalente del cloruro.



Figura 24. Determinación de cloruros por el método argentométrico.

3.4.3. Sulfatos

Los sulfatos (SO_4^{2-}) son aniones comunes en aguas naturales y residuales, originados por la disolución de minerales como el yeso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) o anhidrita, y también por descargas industriales, lixiviados de suelos y oxidación de sulfuros. Aunque no son altamente tóxicos, concentraciones elevadas pueden generar sabor desagradable, corrosividad en redes y efectos laxantes en humanos y animales (APHA et al., 2017).

La determinación turbidimétrica, establecida en el método 4500-SO₄²⁻ E, se basa en la precipitación del ion sulfato con cloruro de bario (BaCl₂) en presencia de una solución estabilizadora, formando un precipitado de sulfato de bario (BaSO₄) en suspensión. La turbidez generada es proporcional a la concentración de sulfatos en la muestra y se mide con un espectrofotómetro o turbidímetro a una longitud de onda de 420 nm. La cantidad de turbidez desarrollada es comparada contra una curva de calibración preparada con soluciones estándar de sulfato conocidas, a partir de sulfato de sodio (Na₂SO₄).

Debido a que se anticipaban concentraciones elevadas de sulfatos en el agua, asociadas a la influencia litológica de la Formación Guaxcamá, fue necesario realizar una dilución 1 en 20 antes del análisis; esta dilución permitió ajustar la muestra al rango de trabajo de la curva de calibración. El procedimiento se esquematiza en la Figura 25.

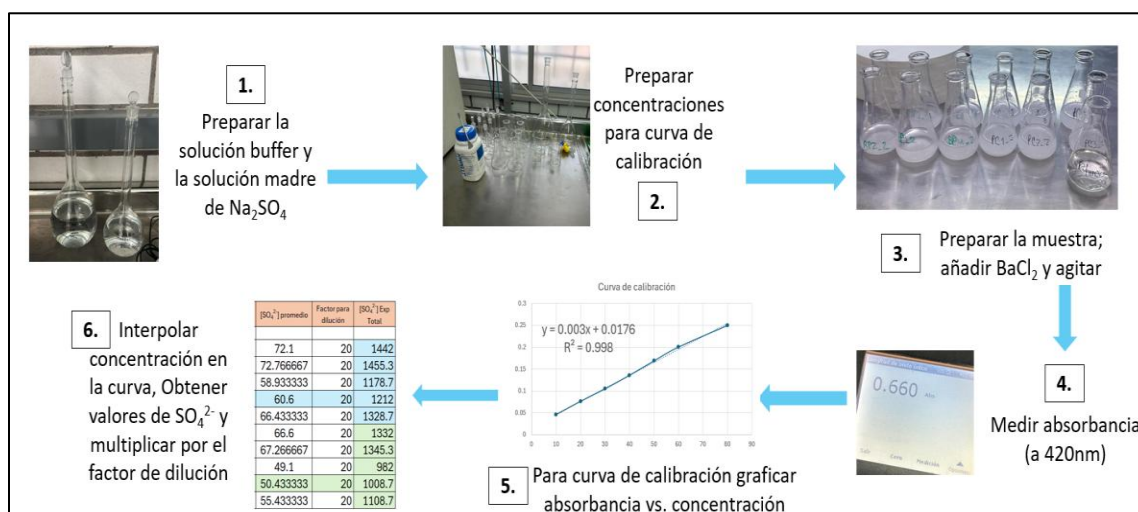


Figura 25. Esquema para la determinación de sulfatos por el método turbidimétrico.

3.4.4. Nitrógeno

El nitrógeno total (NT) es un parámetro esencial en el análisis de calidad del agua, ya que representa la suma de las distintas formas de nitrógeno presentes: orgánico (C-NH₂), amoniacal (NH₃), amonio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) y nitrato (NO₃⁻). Su cuantificación es fundamental para evaluar el grado de contaminación orgánica, el riesgo de eutrofización y el impacto antrópico en sistemas acuáticos (APHA et al., 2017).

En este estudio, la determinación de nitrógeno total en muestras de agua se realizó utilizando el Kit HANNA de bajo rango HI93767B-0, para análisis de N_T como nitrógeno total en el intervalo de 0.0 a 25.0 mg/L. Para llevar a cabo la digestión de la muestra (Figura 26), se añadió el contenido de un sobre con persulfato potásico, después se incorporaron 2 mL de muestra al vial y se repitió el mismo procedimiento para el blanco, utilizando agua destilada en lugar de muestra.

Los viales se cerraron y se agitaron durante 30 segundos para posteriormente colocarse en un digestor a 105°C durante 30 minutos. Finalizada la digestión, se colocaron en una gradilla y se dejaron enfriar a temperatura ambiente; ocurrido esto se agregó el contenido del sobre de metabisulfito de sodio, se agitó suavemente y se esperó 3 minutos. Después se añadió el reactivo para detección de nitrógeno total, se agitó nuevamente y se dejó reposar por dos minutos. Posteriormente, se tomaron 2 mL del contenido digerido y se añadieron a los viales reactivos, se taparon y se mezclaron por inversión.

La medición del nitrógeno total en rango bajo se realizó colocando primero el blanco como referencia. Después se introdujeron los viales correspondientes a las muestras y se registraron los valores obtenidos expresando el resultado como nitrógeno total.

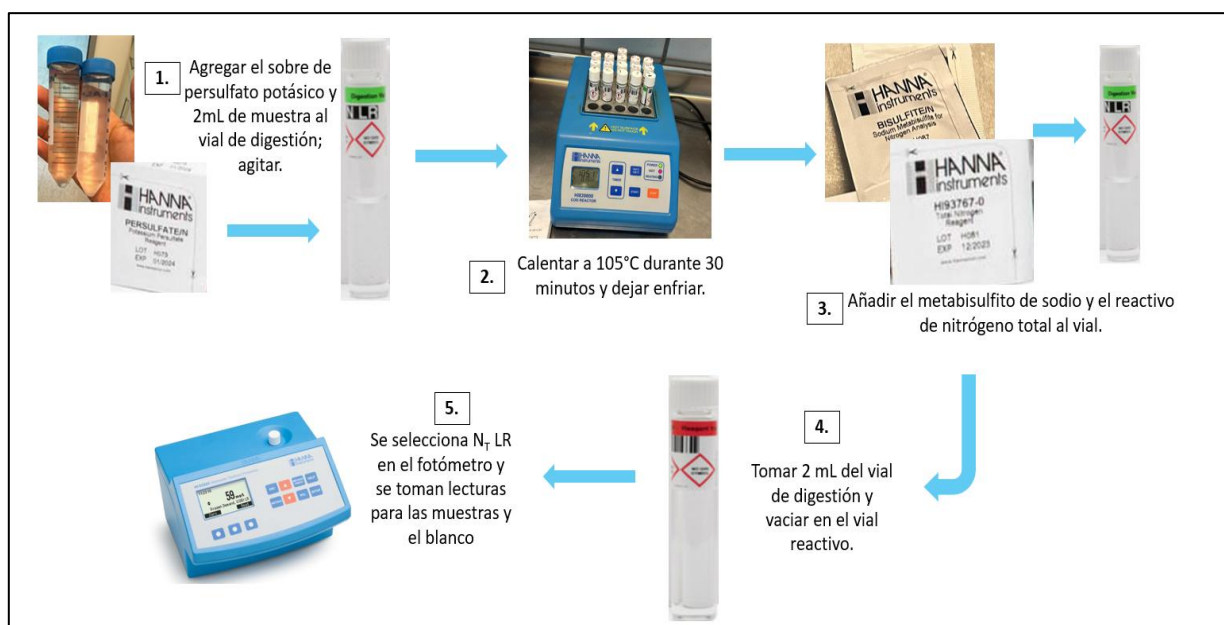


Figura 26. Esquema del procedimiento para la obtención de nitrógeno total.

3.4.5. Fósforo

El fósforo total (P_T) es un parámetro clave en la evaluación de la calidad del agua, especialmente en sistemas acuáticos vulnerables a procesos de eutrofización, ya que su presencia, incluso en concentraciones bajas, puede desencadenar un crecimiento excesivo de algas y alteraciones ecológicas. El fósforo total comprende tanto las formas inorgánicas (ortofosfatos, polifosfatos) como orgánicas, y su determinación requiere una etapa previa de digestión para convertir todas las especies en ortofosfato (APHA et al., 2017).

En este estudio, se utilizó el Kit HANNA HI93763B-0 para la determinación de fósforo total en el intervalo de 0.0 a 15.0 mg/L como P (Figura 27). Este método se basa en una digestión oxidativa de la muestra seguida de una reacción colorimétrica. A cada uno de los viales reactivos se le adicionaron 5 mL de muestra junto con el contenido de un sobre de persulfato

de potasio. Los viales se cerraron herméticamente y se mezclaron por inversión durante unos segundos. Posteriormente, se colocaron en un digestor a 150 °C durante 30 minutos. En esta etapa a tiene lugar la conversión de las formas inorgánicas y orgánicas de fósforo (como metafosfatos, pirofosfatos y polifosfatos) en ortofosfatos mediante reacciones de hidrólisis y oxidación en presencia de persulfato de amonio y ácido sulfúrico, de acuerdo con SCFI (2001).

Una vez finalizado el proceso de digestión, los viales se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Posteriormente, se adicionó 1 mL de hidróxido de sodio (NaOH) 1.54 N a cada vial con el propósito de neutralizar el medio ácido. Tras esta etapa, los viales fueron nuevamente cerrados y agitados mediante inversión para asegurar la homogenización. Luego, se colocaron en la celda de medición del fotómetro realizando primero la lectura del blanco como referencia. Una vez obtenida, el vial blanco fue retirado y sustituido por los viales de muestra. En esta fase, los ortofosfatos presentes reaccionaron con los reactivos, generando un complejo con tonos azules, cuya intensidad es directamente proporcional a la concentración de fósforo total en la muestra. Este método permite cuantificar tanto el fósforo reactivo como ortofosfato (PO_4^{3-}) como el fósforo total, el cual puede expresarse también como óxido de fósforo (P_2O_5) Hanna (2016).

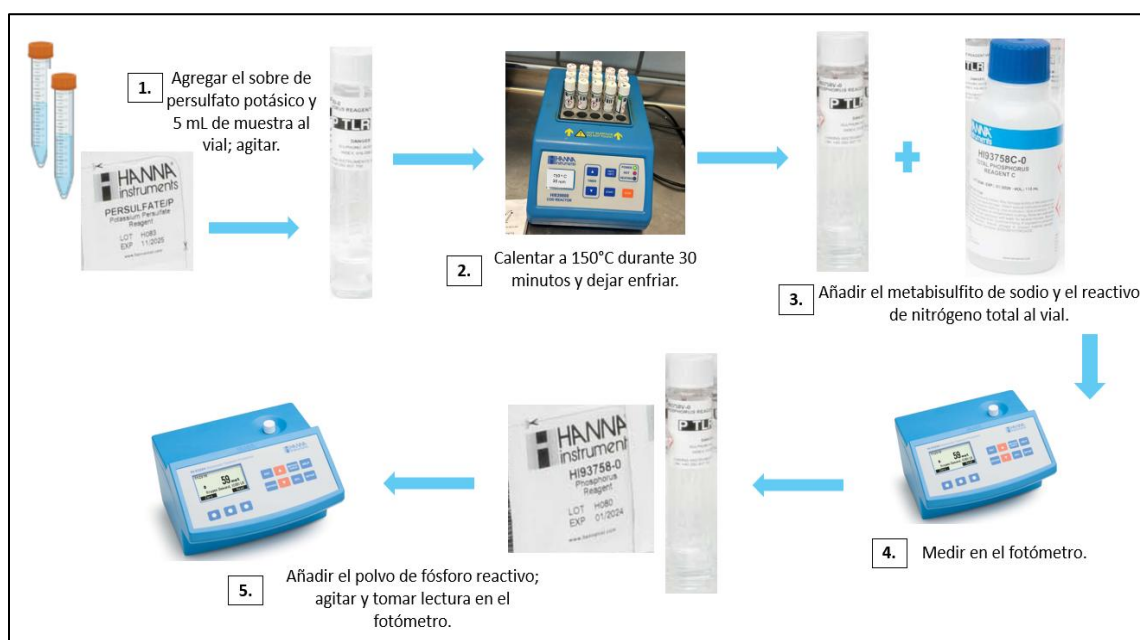


Figura 27. Esquema del procedimiento para la obtención de fósforo total.

3.5. Muestreo y pretratamiento de muestras

3.5.1. Suelo y sedimento

El análisis de suelo y sedimento constituye un elemento fundamental en la caracterización del manantial Los Peroles, pues estas matrices funcionan como interfases activas entre el sistema terrestre y el sistema acuático. El suelo participa directamente en los procesos de infiltración, retención y transporte de contaminantes o nutrientes, lo cual puede modificar la calidad del agua que emerge en el manantial. Por otra parte, el sedimento depositado actúa como reservorio de estos contaminantes acumulados a lo largo del tiempo (Sarkar, 2021).

De cada punto se recolectó por lo menos medio kilogramo de suelo y sedimento y se colocaron en bolsas de plástico, al llegar al laboratorio las muestras se extendieron y se dejaron secar a temperatura ambiente. Se pesó la muestra en seco y se procedió a tamizar y a pesar cada fracción de manera individual. La fracción tamizada en la malla No. 200 se reservó para su posterior digestión parcial ácida. Su uso responde a criterios de estandarización analítica, ya que es el tamaño de partícula recomendado por diversas metodologías internacionales (como EPA, ASTM y Standard Methods), permitiendo así la comparación entre estudios, la reproducibilidad de resultados y la minimización de interferencias que podrían introducir las partículas más gruesas. El procedimiento del pretratamiento se ejemplifica en la Figura 28.

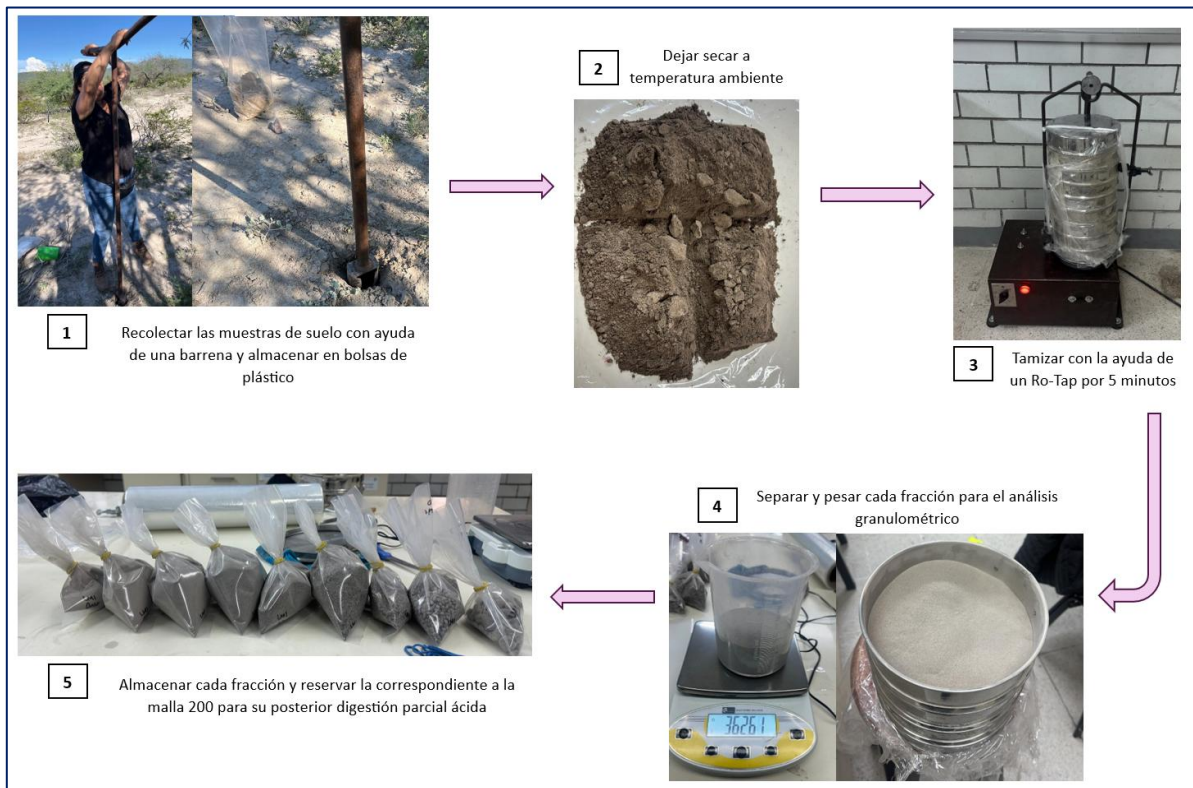


Figura 28. Diagrama de pretratamiento de suelo y sedimento.

3.5.2. Bioindicadores

3.5.2.1. Nenúfar

El nenúfar es una macrófita flotante característica de cuerpos de agua dulce en regiones tropicales, cuyas estructuras vegetativas, especialmente raíces y hojas tienen la capacidad de absorber y acumular metales pesados desde el agua y el sustrato, lo que la convierte en un buen indicador biológico de contaminación por elementos traza como Pb, Cd o Zn

De cada punto de muestreo se recolectó una planta y se colocaron en bolsas de plástico, al llegar al laboratorio fueron lavadas con abundante agua corriente para eliminar cualquier residuo que se encontrara adherido, posteriormente se realizó un enjuague con agua destilada y otro enjuague con EDTA. Se dejaron secar a temperatura ambiente y se separaron en tallo, raíz y hoja. Después se trituraron con la ayuda de un mortero ágata y se reservaron para su posterior análisis. El procedimiento se resume en la Figura 29.:

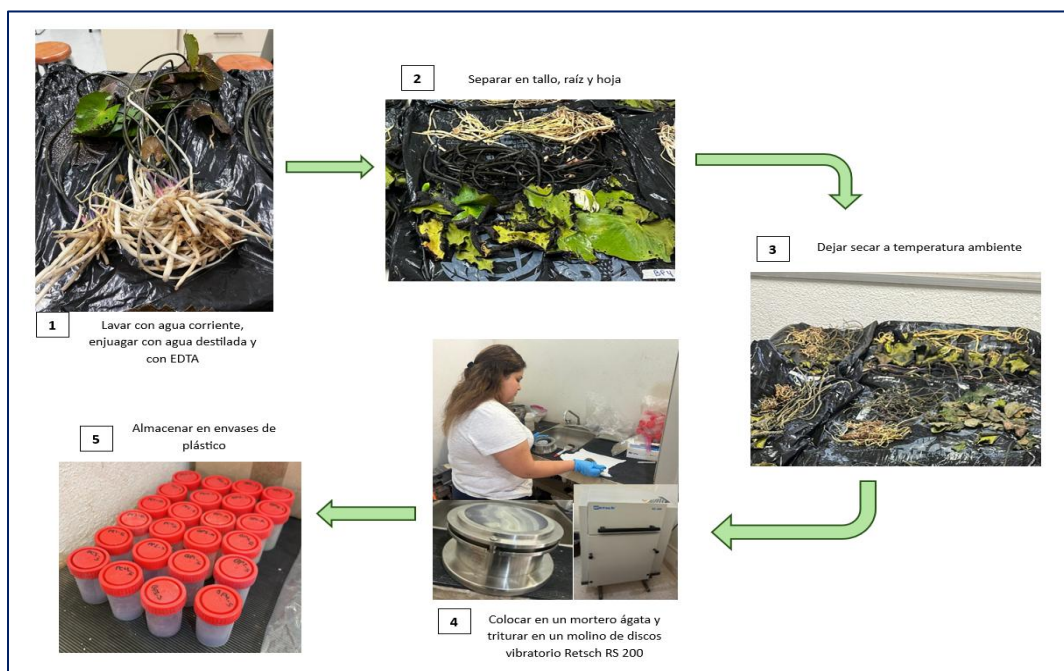


Figura 29. Diagrama de pretratamiento de nenúfar.

3.5.2.2. Caracol

De cada Perol, se identificaron a simple vista las partes donde el sedimento parecía tener más abundancia de caracol, de esos puntos se tomaron las muestras. Una vez en el laboratorio, se dejó secar el sedimento y posteriormente se hizo una separación manual con unas pinzas de acero inoxidable; se enjuagaron los caparazones con agua para eliminar restos de sedimento y se pesaron una vez que estuvieron secos. Seguido a esto se observaron bajo el microscopio para identificar las características morfológicas y finalmente

se colocaron en el mortero ágata y se trituraron en un molino de discos vibratorio. Este procedimiento se esquematiza en la Figura 30:

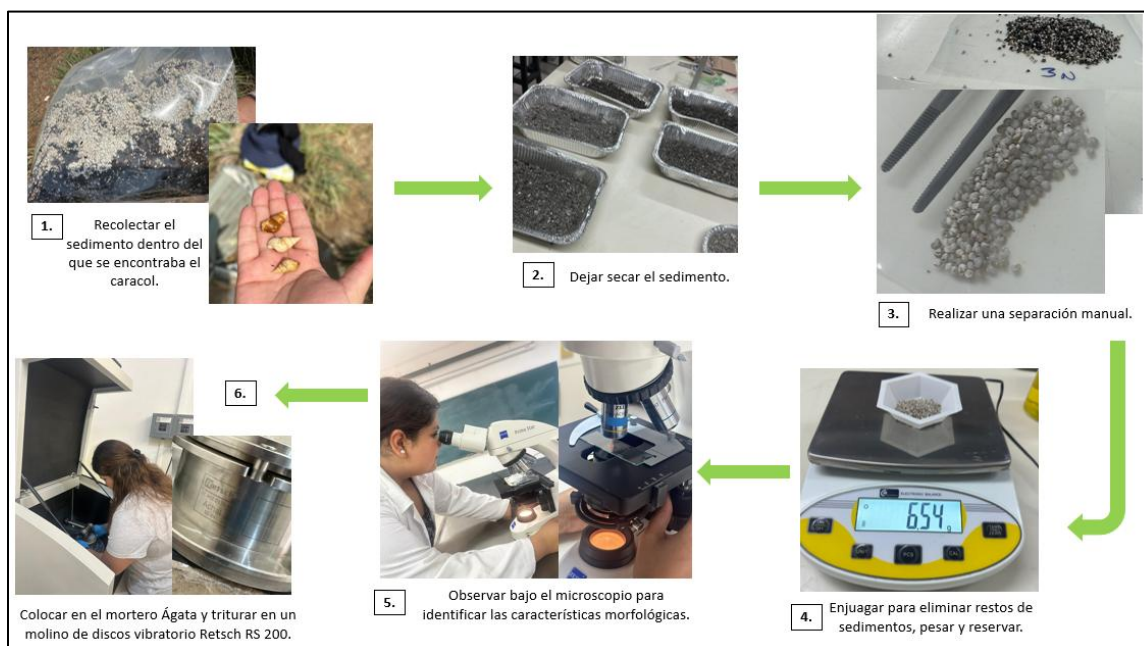


Figura 30. Diagrama de pretratamiento del caracol.

3.6. Digestión ácida de muestras

Antes de su uso en la digestión ácida, los viales fueron sometidos a un pretratamiento para garantizar su limpieza y evitar la contaminación cruzada de las muestras. El procedimiento consistió en un enjuague inicial con agua de la llave, seguido de un lavado con Extran® (un agente limpiador libre de fosfatos que facilita la eliminación de residuos de digestiones previas), y tres enjuagues adicionales con agua destilada. Posteriormente, los viales se sumergieron durante 24 horas en una solución al 10% de ácido nítrico (HNO_3) y, transcurrido este tiempo, se enjuagaron nuevamente tres veces con agua destilada y se dejaron secar a temperatura ambiente.

Con el fin de validar los métodos analíticos empleados y detectar posibles errores sistemáticos, se utilizaron materiales de referencia certificados (Montes, 2019). Para las muestras de sedimento y suelo se empleó *Montana I Soil 2710a*, principalmente para análisis de suelos, sedimentos u otras matrices de características similares, compuesto por 50 g de suelo seco en polvo mezclado con óxido de plomo (González & Choquette, 2018a). Para las muestras de tallo, raíz y hoja se utilizó *Tomato Leaves 1573a*, recomendado para la determinación de elementos mayores, menor y traza en materiales botánicos o de composición semejante (González & Choquette, 2018b). Para las muestras de caparazón de caracol no se utilizó material de referencia.

En cada lote de análisis de incluyeron dos duplicados de muestra, un vial blanco y un vial con material de referencia. Al finalizar la digestión, el contenido completo de cada vial se transfirió a un tubo cónico de centrifuga de 50 mL. Tanto el vial como su tapa fueron enjuagados tres veces con agua destilada, y el agua de lavado se añadió al mismo tubo cónico. Finalmente, el volumen se completó con agua destilada para alcanzar el nivel requerido para el análisis (Carrión et al., 2012; EPA, 2007; Herrera et al., 2013).

3.6.1. Suelo y sedimento

Para la digestión de muestras de suelo y sedimento se aplicó la metodología propuesta por la U.S. Environmental Protection Agency en el Método EPA 3051A: se pesaron 0.1 g de muestra seca y tamizada ($<75\mu\text{m}$) en viales de digestión. A cada vial se agregaron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) y 2 mL de ácido fluorhídrico (HF). Los viales se colocaron en el sistema de microondas programado para alcanzar una temperatura de 175°C en un tiempo de 5 minutos, manteniéndose bajo dichas condiciones de temperatura y presión según lo establecido en el método.

Al culminar esta etapa, las muestras se dejaron enfriar dentro del microondas hasta alcanzar aproximadamente 70°C , tras lo cual se retiraron los viales y se adicionaron 5 mL de ácido bórico (H_3BO_3) para neutralizar el HF residual para prevenir la formación de fluoruros insolubles. Posteriormente los viales se volvieron a colocar en el microondas para un segundo ciclo de calentamiento.

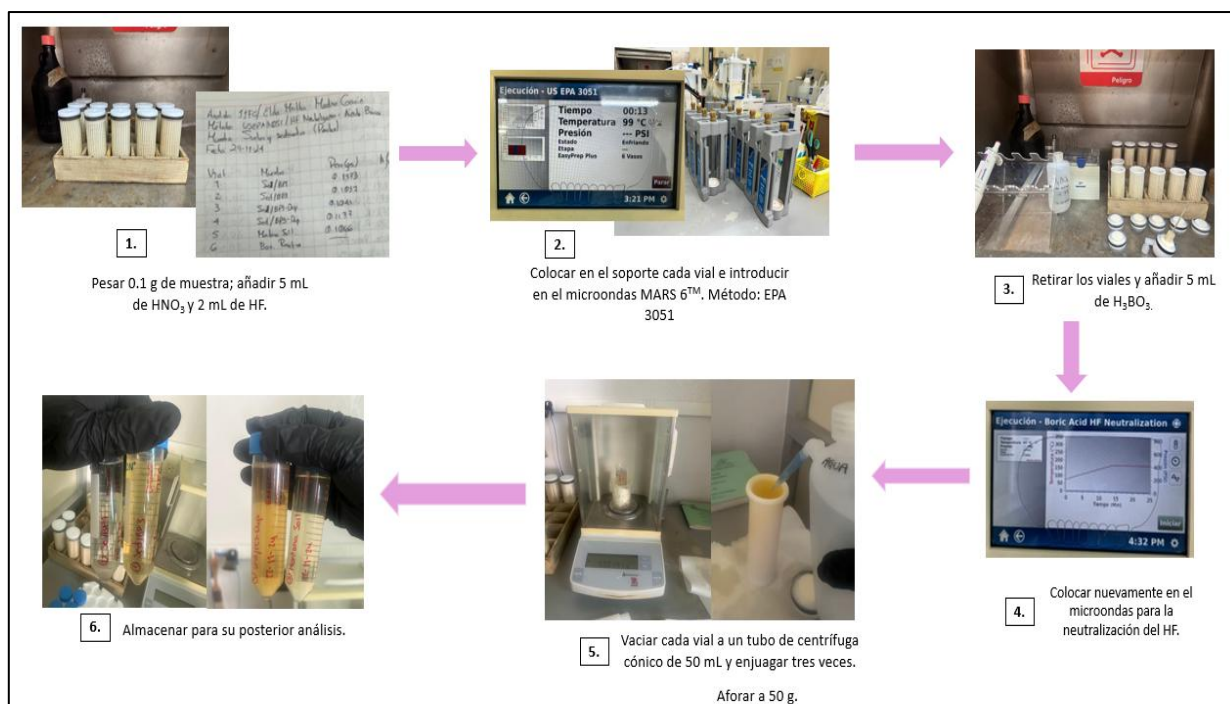


Figura 31. Procedimiento para la digestión ácida de suelo y sedimento.

Finalizada la digestión, el contenido de cada vial se transfirió a un tubo cónico de centrifuga de 50mL, enjuagando el vial y la tapa tres veces con agua destilada, incorporando los enjuagues al mismo tubo. El volumen final se ajustó a 50 g con agua destilada y los tubos se almacenaron para su análisis. El procedimiento descrito se esquematiza en la Figura 31.

3.6.2. Nenúfar

Para la digestión de tejido vegetal (tallo, raíz y hoja), se pesaron 0.2 g de muestra seca y molida en viales de digestión de politetrafluoroetileno (PTFE), empleando una balanza analítica. A cada vial se le adicionaron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado de grado ultrapuro. Posteriormente, los viales se colocaron en el sistema de microondas MARS 6™ junto con los duplicados de muestra, un vial de material de referencia certificado y un vial blanco que contenía únicamente HNO_3 . La digestión se realizó siguiendo le metodología Plant Material, diseñada para la mineralización de matrices vegetales mediante digestión asistida por microondas.

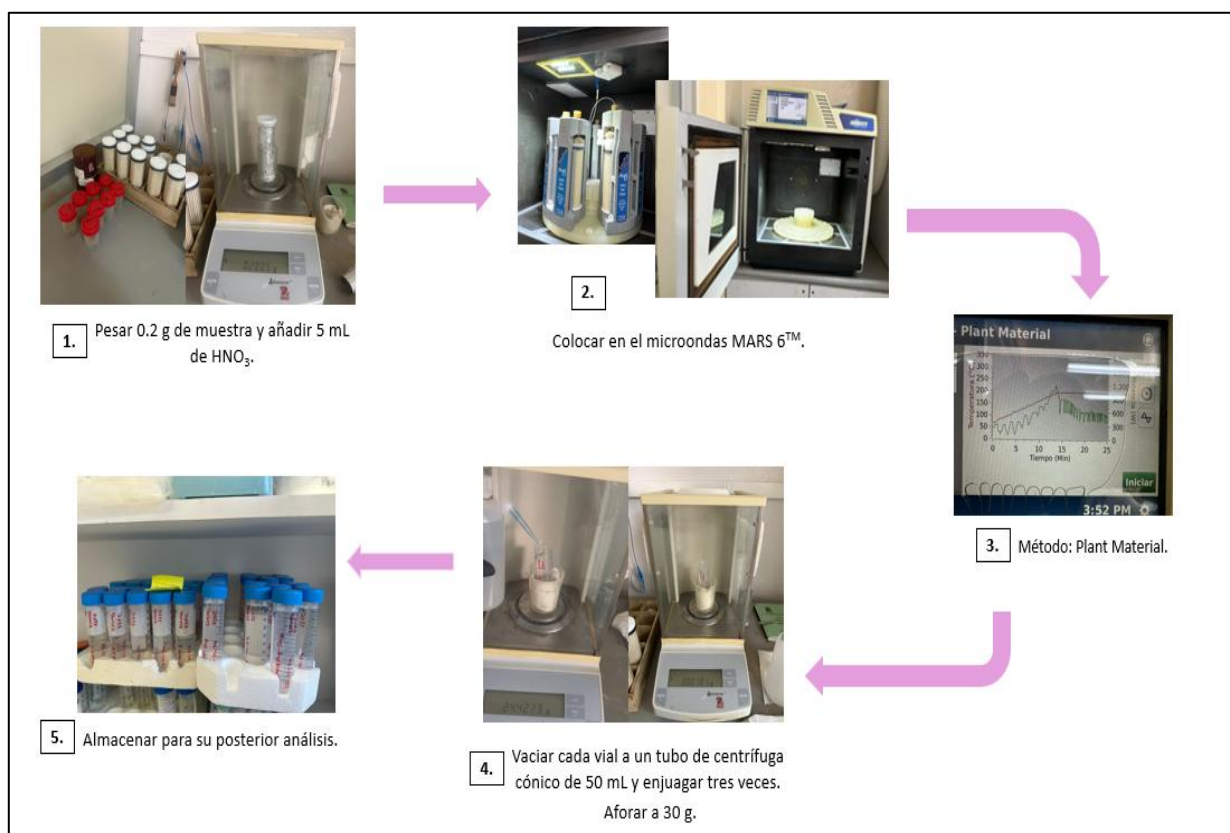


Figura 32. Procedimiento para la digestión ácida de *Nymphaea ampla*.

Al concluir el ciclo de digestión, los viales se dejaron enfriar a temperatura ambiente antes de transferir su contenido a tubos cónicos de centrifuga de 50 mL. Tanto el vial como su tapa fueron enjuagados tres veces con agua destilada, y el agua de lavado se añadió al mismo

tubo. El volumen final se ajustó a 30 g con agua destilada y los tubos se conservaron hasta su análisis. El procedimiento descrito se esquematiza en la Figura 32.

3.6.3. Caracol

Para la digestión de los caparazones de caracol, compuestos principalmente por carbonato de calcio (CaCO_3), se aplicó una metodología adaptada para su completa disolución. Se pesaron 0.2 g de muestra, colocándolos en viales de digestión. A cada vial se agregaron 5 mL de HNO_3 , los viales se colocaron en el soporte y se introdujeron en el sistema de digestión asistida por microondas operando según las condiciones establecidas para el método Limestone: temperatura de 200°C, mantenida durante 15 minutos.

Una vez finalizado el ciclo de digestión, los viales se retiraron y su contenido se transfirió a tubos de 50 mL, enjuagando tres veces tanto el vial como la tapa con agua destilada, incorporando los enjuagues al mismo tubo. Finalmente, el volumen se ajustó a 50 g con agua destilada y los tubos se almacenaron hasta su análisis mediante ICP-OES.

El procedimiento descrito se esquematiza en el siguiente diagrama:

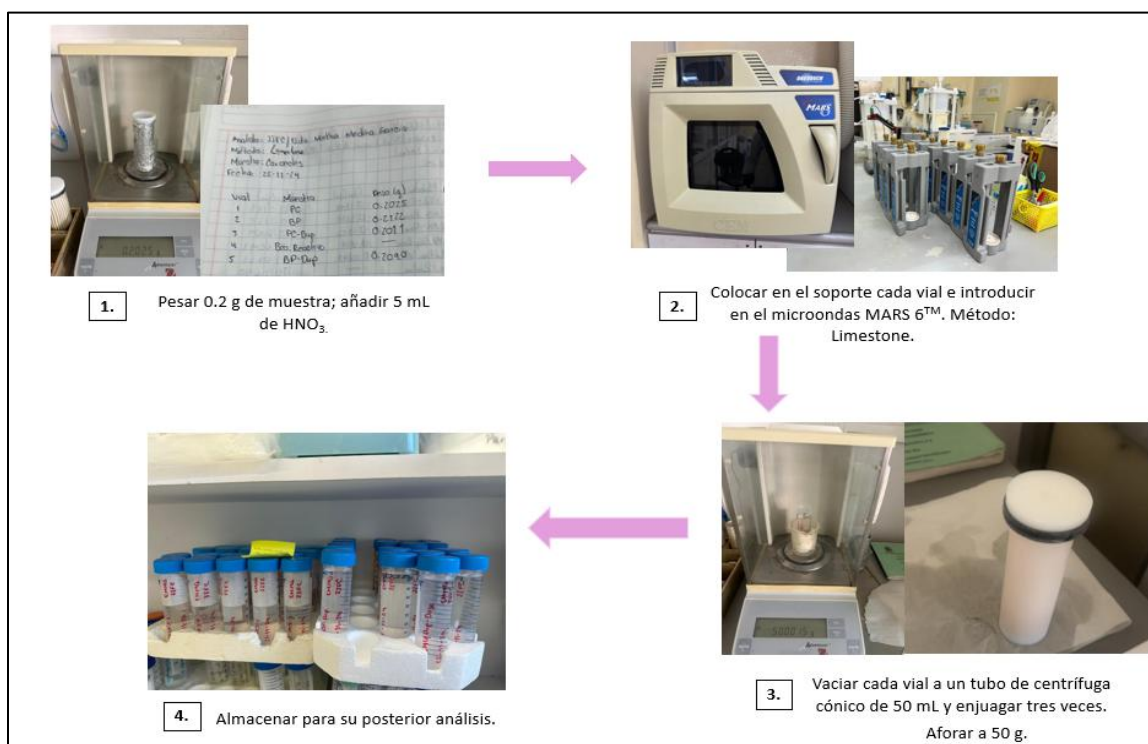


Figura 33. Procedimiento para la digestión ácida de caracol.

3.7. Análisis por espectrometría

3.7.1. Espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES)

Para este análisis se utilizó el equipo que se muestra en la Figura 35. Se realizó una curva de calibración con estándares de 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 25, 50 y 75 ppm. Seguido a esto se pasó al análisis de las muestras donde la toma de estas se realizó con la ayuda de un auto analizador que logra un estudio óptimo.

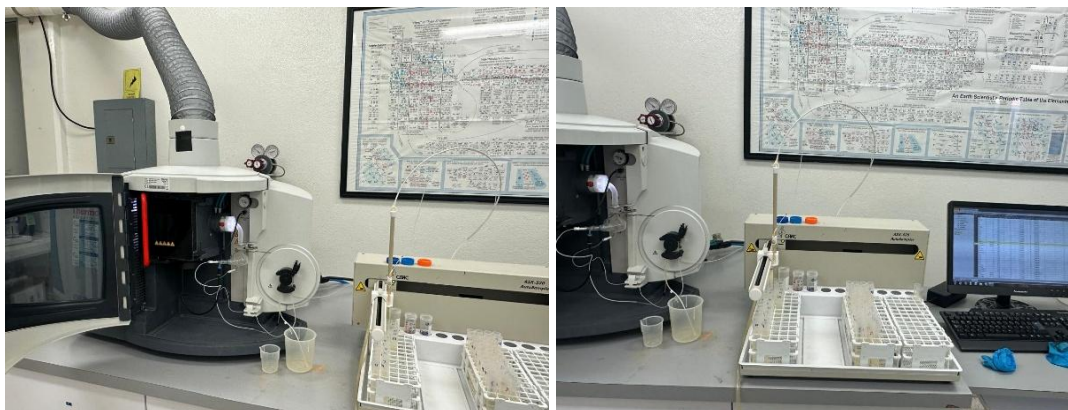


Figura 34. Equipo de ICP-OES iCAP™ 700 Series Thermo Scientific™.

Tabla 2. Límites de detección y cuantificación para suelo, sedimento y bioindicadores del equipo de ICP-OES.

Elemento	Límite de cuantificación (LCi) (mg/kg)	Límite de detección (LD)(mg/kg)
Na	0.215	0.072
Mg	0.154	0.051
K	0.184	0.061
Ca	0.108	0.036
Sr	0.160	0.053
Ti	0.157	0.052
Mn	0.137	0.046
Fe	0.142	0.047
Al	0.162	0.054
Si	0.236	0.079
P	0.218	0.073
S	0.418	0.139
As	0.440	0.147
Ba	0.108	0.036
Cd	0.119	0.040
Co	0.121	0.040

Cr	0.125	0.042
Cu	0.113	0.038
Hg	5.390	1.797
Mo	0.181	0.060
Ni	0.110	0.037
Pb	0.231	0.077
Sn	0.482	0.161
Zn	0.109	0.036

Tabla 3. Límites de detección y cuantificación para agua para el equipo de ICP-OES.

Elemento	Límite de cuantificación (LCi) (mg/L)	Límite de detección (LD)(mg/L)
Na	0.135	0.045
Mg	0.148	0.049
K	5.107	1.702
Ca	0.212	0.071
Sr	0.154	0.051
Ti	0.152	0.051
Mn	0.162	0.054
Fe	0.127	0.042
Al	0.130	0.043
Si	3.385	1.128
P	0.126	0.042
S	0.140	0.047
As	1.251	0.417
Ba	0.106	0.035
Cd	0.520	0.173
Co	0.123	0.041
Cr	0.150	0.050
Cu	0.118	0.039
Hg	5.567	1.856
Mo	1.091	0.364
Ni	0.112	0.037
Pb	0.959	0.320
Sn	4.645	1.548
Zn	0.107	0.036

3.7.2. Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS)

El análisis por ICP-MS se llevó a cabo por el Laboratorio de Geociencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), donde para la determinación se realizó una nueva digestión, en la cual se pesaron aproximadamente 0.1 g de muestra, se adicionaron $\text{HNO}_3 + \text{HCl} + \text{HF}$ y se utilizó el sistema de microondas para su digestión. Posteriormente se aforaron las muestras de acuerdo con el tipo de matriz. La técnica de medición se llevó a cabo utilizando un espectrómetro de masas de cuadrupolo con plasma acoplado inductivamente marca Thermo Scientific modelo Icap Q; se utilizó curva de calibración para su cuantificación.



Figura 35. Espectrómetro de masas de plasma inductivo iCAP Q (Remma, 2023).

Tabla 4. Límites de detección y cuantificación para el equipo de ICP-MS

Elemento	Límite de detección (LD) (pg/kg)	Límite de cuantificación (pg/kg)
Al	1661.6	16616.4
Cr	367.6	3676.2
Mn	207.4	2073.8
Co	28.1	281.1
As	190.0	1900.0
Se	250.0	2500.0
Ni	36.2	361.6
Zn	99.6	996.2
Cd	200.0	2000.0
Ba	3.6	36.1
Hg	480.0	4800.0
Pb	1.4	14.3

3.8. Análisis granulométrico

El análisis granulométrico es una técnica fundamental para determinar la distribución del tamaño de las partículas que componen el suelo para así clasificar su textura, inferir su capacidad de infiltración y evaluar su comportamiento ante el flujo del agua (Craig, 2004; Das, 2019; DOF. 2002). Este análisis se divide en dos enfoques complementarios: el tamizado en seco, utilizado para partículas mayores a 0.075 mm y, y el método de sedimentación o Bouyoucos, enfocado en cuantificar las fracciones de arena, limo y arcilla, las cuales no pueden ser evaluadas por tamices convencionales (Foth, 1990).

3.8.1. Suelo

Se buscó comparar las características texturales entre los suelos de las inmediaciones del manantial Los Peroles (dentro de la microcuenca) y los suelos de una comunidad cercana llamada La Muralla (fuera de la microcuenca) con el fin de identificar diferencias potenciales relacionadas con el funcionamiento hidrogeológico. En cada sitio se recolectaron 4 muestras individuales, las cuales se dejaron secar a temperatura ambiente.

Posteriormente, se realizó el análisis por tamizado en seco con una tamizadora mecánica tipo Ro-Tap, conforme a lo establecido en la NMX-AA-132-SCFI-2006. Cada muestra se colocó sobre una batería de tamices dispuestos en orden descendente de abertura (de 6.3 mm a 0.045 mm), y se sometieron a agitación durante 10 minutos.

Tabla 5. Denominación y abertura de las mallas utilizadas para el tamizado en seco.

Denominación de la malla	Abertura (mm)
¼"	6.300
10	2.000
18	1.000
40	0.425
60	0.250
100	0.150
200	0.075
325	0.045
Base	0.000

Tras el tamizado se pesó la fracción retenida en cada tamiz y se calcularon los porcentajes retenido, acumulado y que pasa. Para cada lugar se realizó un promedio ponderado considerando el peso total de cada muestra, con el objetivo de construir una curva granulométrica representativa por sitio. Las curvas granulométricas fueron elaboradas utilizando el macro HydroGeoSieve© XL en Microsoft Excel, el cual además permitió obtener parámetros estadísticos como los diámetros efectivos (D10, D30, D60) y los coeficientes de

uniformidad (Cu) y curvatura (Cc). También se generaron las curvas granulométricas individuales para cada punto de muestreo.



Figura 36. Mallas utilizadas para el proceso de tamizado en seco.

Adicionalmente, para el análisis de partículas finas (<0.075 mm), para ambos sitios se generó una muestra compuesta por cuarteo, la cual fue analizada mediante el método de Bouyoucos, para lo cual se pesaron 50 gramos de suelo tamizado a 2 mm y se dispersaron en una solución de oxalato de potasio. La mezcla se agitó durante aproximadamente 15 minutos y posteriormente se transfirió a una probeta de 1 L aforando con agua destilada. Se realizaron mediciones con un hidrómetro tipo ASTM 152H a los 40 segundos y a las 2 horas. El contenido de arena se obtuvo por diferencia con respecto al total.



Figura 37. Suelo.

Esta metodología se realizó conforme a los principios establecidos por la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002) permitiendo determinar el contenido de arena, limo y arcilla, complementando así la caracterización textural y corrigiendo la posible subestimación de finos en el análisis por tamizado.

3.8.2. Sedimento

En el caso de los sedimentos, se recolectaron cuatro muestras en el Perol Menor y el Perol Mayor. Las muestras siguieron el mismo procesamiento que las de suelo: se dejaron secar a temperatura ambiente y se sometieron al análisis granulométrico por tamizado en seco, pero no se realizó la separación por hidrómetro. Esto permitió obtener la distribución de tamaños de partícula mayores a 0.045 mm, por lo que los resultados reflejan principalmente la fracción arenosa y grava del sedimento, sin incluir los contenidos de limo y arcilla.



Figura 38. Sedimento.

A partir de los datos obtenidos se construyó la curva de distribución acumulada y se calcularon los parámetros estadísticos característicos, como el coeficiente de uniformidad (C_u), coeficiente de curvatura (C_c) y los diámetros efectivos (D_{10} , D_{30} , D_{60}). Para facilitar la comparación entre cuerpos de agua, se construyó una curva compuesta representativa por Perol a partir del promedio ponderado de las cuatro muestras correspondientes a cada uno, permitiendo analizar la heterogeneidad espacial en los sedimentos de cada sistema.

3.9. Análisis de vulnerabilidad del acuífero dentro de la microcuenca

Un análisis de vulnerabilidad hidrogeológica se consolida como una herramienta fundamental para la gestión sostenible del agua subterránea, pues permite identificar las zonas con mayor susceptibilidad a ser contaminadas, considerando solamente las características propias del sistema, sin tomar en cuenta las fuentes contaminantes ni sus cargas (Vrba & Zaporozec, 1994; Foster & Chilton, 2003).

El método GOD, propuesto por Foster y Hirata (1988) es uno de los más aceptados para evaluar dicha vulnerabilidad, clasificándola en función de tres factores:

1. G (Groundwater Occurrence): Tipo de ocurrencia del agua subterránea (libre, confinado o semiconfinado).
2. O (Overall lithology of the unsaturated zone): Litología dominante de la zona no saturada.
3. D (Depth to groundwater table): Profundidad al nivel freático.

De manera que:

$$\text{Índice GOD} = G * O * D \quad (3.5)$$

Cada uno de estos factores recibe un valor de calificación entre 0 y 1 y el índice final se obtiene mediante la multiplicación de los tres. El método de asignación de puntuaciones a cada variable y los grados de valoración numérica de parámetros se muestra en el siguiente esquema:

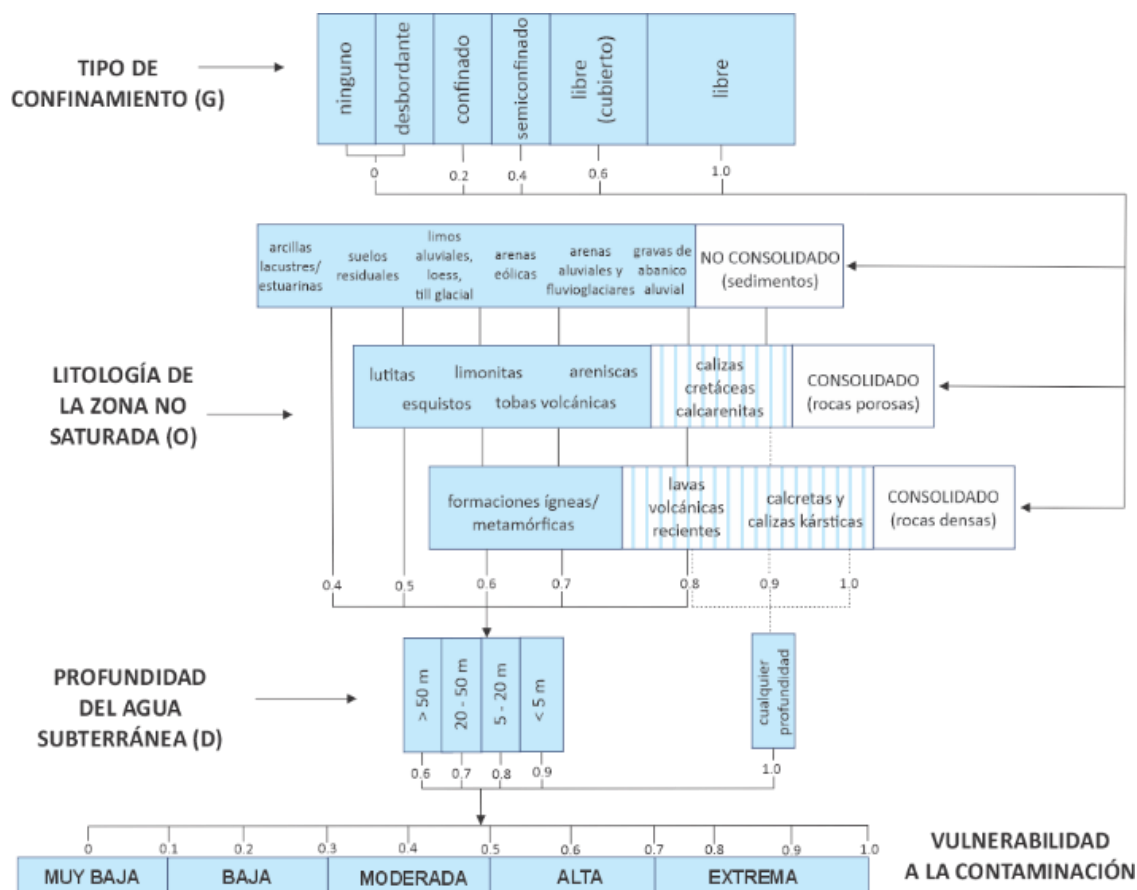


Figura 39. Método GOD – Valorización numérica de parámetros. Fuente: Adaptado de Foster y Hirata (1988).

Para caracterizar espacialmente el índice de vulnerabilidad, se marcaron 121 puntos distribuidos uniformemente cubriendo zonas aledañas al manantial en distintas direcciones.

Esta distribución se diseñó de forma regular, asegurando una cobertura representativa del entorno hidrogeológico local. Para el parámetro G, se analizó el tipo de confinamiento del agua con base en el comportamiento del flujo subterráneo y la morfología del terreno. En cuanto al parámetro O, se evaluó la litología mediante la interpretación de mapas geológicos y columnas estratigráficas y el parámetro D se determinó mediante la estimación de la distancia vertical entre la superficie del terreno y el nivel estático.

Una vez determinados los valores de los tres parámetros para los 121 puntos, se utilizó el método de interpolación Kriging en ArcMap 10.5 para generar una superficie continua de vulnerabilidad. El método Kriging fue utilizado por su capacidad de incorporar la estructura espacial de los datos y generar estimaciones óptimas del índice en zonas intermedias (Burrough & McDonell, 1998).

3.10. Análisis de datos

Conocer la forma en la que se distribuyen los datos es esencial para seleccionar el tipo adecuado de prueba estadística, ya sea paramétrica o no paramétrica con el fin de identificar diferencias significativas que sustenten o rechacen la hipótesis de nuestra investigación (Droppelman, 2018). Una distribución normal se representa mediante una curva en forma de campana, donde las desviaciones estándar respecto a la media permiten establecer rangos que indican el porcentaje de observaciones esperado. Para determinar si los datos no siguen una distribución normal, pueden emplearse pruebas como Anderson-Darling, Ryan-Joiner, Shapiro-Wilk o Kolmogórov-Smirnov (Flores-Tapia & Flores-Cevallos, 2021).

En este estudio se utilizó la prueba de Shapiro-Wilk, recomendada cuando el tamaño de muestra es menor a 50 observaciones. De acuerdo con esta prueba, si el valor de p obtenido es mayor o igual a 0.05, se considera que los datos tienen una distribución normal y se pueden aplicar pruebas paramétricas. En cambio, si el $p \leq 0.05$, se asume una distribución no normal y corresponde utilizar pruebas no paramétricas (Droppelmann, 2018; Quispe et al., 2019). El nivel de significancia establecido fue del 0.05 (95% de confianza), lo cual indica que el investigador tiene un 95% de certeza en sus resultados y solo un 5% de probabilidad de error (Hernández et al., 1997).

Una vez determinada la distribución, se procedió a aplicar pruebas estadísticas secundarias o post hoc. Para los datos con distribución normal (paramétricos), se utilizó el análisis de varianza (ANOVA). Para los casos en que los datos no seguían una distribución normal y se requería comparar dos grupos, se empleó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U, la cual evalúa si existe diferencia significativa en la mediana entre dos muestras independientes, sin asumir normalidad ni homogeneidad de varianza. Esta prueba se fundamenta en el análisis de rangos y permite contrastar la hipótesis nula (H_0), que

establece que ambas muestras provienen de poblaciones con la misma distribución, frente a la alternativa (H_1), que plantea una diferencia significativa entre ellas.

3.11. Índices y factores

3.11.1. Índice de geoacumulación

Para evaluar cuantitativamente el grado de contaminación en los suelos y sedimentos, se aplicó el índice de geoacumulación (I_{geo}), propuesto originalmente por Müller (1969) cuya fórmula se presenta en la Ecuación 1.1. Este índice permite comparar las concentraciones actuales de metales en una muestra con respecto a los valores de fondo geogénicos, incorporando un factor de corrección de 1.5 que compensa variaciones naturales en el entorno (Castro et al., 2019; Förstner, 1979). La expresión matemática del I_{geo} es:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5B_n} \right) \quad (3.6)$$

Donde C_n representa la concentración del metal en la muestra de suelo y sedimento y B_n el valor de fondo natural correspondiente para ese metal. Los valores de fondo se calcularon con el promedio de veinte datos geoquímicos cercanos al manantial Los Peroles (Tabla 6) obtenidos de la plataforma GeoInfoMex del Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2025). El mapa con la distribución de los puntos donde se tomaron los valores de fondo, se encuentra en anexos (Figura A75)

Tabla 6. Valores promedio de los datos geoquímicos obtenidos de la plataforma GeoInfoMex (SGM, 2025).

Elemento	Concentración (mg/kg)	Elemento	Concentración (mg/kg)
Fe	9625.00	Na	268.35
Mg	6670.00	Sr	338.54
K	4350.00	As	5.02
Al	16760.00	Zn	57.47
Ca	209980.00	Cr	12.52
Mn	252.61	Cu	13.49
Ni	8.13	Cd	0.06
P	717.09	Co	2.66
Pb	7.48	Ba	124.86

3.11.2. Factor de enriquecimiento

El factor de enriquecimiento (FE) es un indicador ampliamente utilizado para distinguir el orden natural o antropogénico de los elementos presentes en matrices ambientales como suelos y sedimentos. Se calcula a partir de la relación entre la concentración de un elemento metálico y un elemento de referencia en la muestra, comparada con la misma relación en condiciones de fondo geogénico (Chen et al., 2015; Alahabadi & Malvandi, 2018).

La fórmula empleada para calcular el FE se expresa como:

$$FE = \frac{\left(\frac{C_n}{C_{ref}}\right)_{muestra}}{\left(\frac{C_n}{C_{ref}}\right)_{valor\ de\ fondo}} \quad (3.7)$$

Donde C_n representa la concentración del metal en el sedimento y C_{ref} corresponde a la concentración de un elemento de referencia (mg/kg), generalmente uno con baja variabilidad espacial, y abundante en la naturaleza, como Al, Fe o Mn (Turner & Simmonds, 2006).

Tabla 7. Clasificación del índice de geoacumulación y factor de enriquecimiento (Al-Afify & Abdel-Satar, 2020).

Índice de geoacumulación		Factor de enriquecimiento	
Valor de Igeo	Nivel de contaminación	Valor de FE	Nivel de enriquecimiento
Igeo 0	Prácticamente sin contaminación	1<FE<3	Enriquecimiento menor
0<Igeo<1	De no contaminando a moderadamente contaminado	3<FE<5	Enriquecimiento moderado
1<Igeo<2	Moderadamente contaminado	5<FE<10	Enriquecimiento moderadamente severo
2<Igeo<3	De moderadamente a fuertemente contaminando	10<FE<25	Enriquecimiento severo
3<Igeo<4	Fuertemente contaminado	25<FE<50	Enriquecimiento muy severo
4<Igeo<5	De fuertemente a extremadamente contaminado	FE≥50	Enriquecimiento ultra-alto
Igeo≥5	Extremadamente contaminado		

De acuerdo con su interpretación, valores de FE inferiores a 1.5 suelen indicar una procedencia natural, mientras que valores superiores a este umbral sugieren una influencia de origen antropogénico.

Para este trabajo se seleccionó el manganeso (Mn) como elemento de referencia. Los valores de fondo utilizados se calcularon como el promedio de datos geoquímicos de puntos cercanos al área de estudio disponibles en la plataforma GeoInfoMex del Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2025).

La Tabla 7 resume los rangos de clasificación tanto para el índice de geoacumulación (Igeo) como para el factor de enriquecimiento (FE) de acuerdo con Al-Afify y Abdel-Satar (2020)

3.11.3. Factor de bioconcentración

El factor de bioconcentración (FBC) se utiliza para evaluar la capacidad de una planta acuática, en este caso nenúfar (*Nymphaea ampla*), para absorber y acumular metales presentes en ambientes acuáticos. Este índice se determina mediante la relación entre la concentración de un metal en el tejido vegetal y su concentración en el sedimento circundante (Ecuación 3.8). Valores elevados de FBC reflejan una mayor capacidad de la planta para acumular metales, lo que le otorga un papel relevante como indicador de la calidad del agua (Al-Afify & Abdel-Satar, 2020).

$$FBC = \frac{[metal]_{planta}}{[metal]_{sedimento}} \quad (3.8)$$

3.11.4. Factor de translocación

El factor de translocación (FT) expresa la capacidad de una planta para movilizar metales pesados desde las raíces hacia los tejidos aéreos, principalmente el follaje. Se define como el cociente entre la concentración de un metal en el follaje y su concentración en la raíz (Ecuación 3.9). Cuando el valor de FT es superior a 1, se interpreta que la planta transloca eficazmente los metales a la parte aérea, mostrando un mayor potencial para la hiperacumulación en estos tejidos (Baker & Brooks, 1989; Medina & Montaña, 2014; Yoon et al., 2006).

$$FT = \frac{[metal]_{follaje}}{[metal]_{raíz}} \quad (3.9)$$

4. HIDROGEOQUÍMICA, ASPECTOS BIOLÓGICOS Y ANTRÓPICOS DEL SISTEMA.

4.1. Estadística descriptiva y prueba de normalidad

4.1.1. Características fisicoquímicas en campo

Se evaluaron seis parámetros fisicoquímicos medidos en campo para el Perol Menor y el Perol Mayor: pH, conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD), Sólidos disueltos totales (SDT), salinidad y temperatura. La estadística descriptiva, junto con el resultado de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se presenta en la Tabla 8.

Tabla 8. Estadística descriptiva y prueba de normalidad para los parámetros fisicoquímicos del agua obtenidos en campo. (SW=Shapiro-Wilk).

	pH	OD %	CE μs/cm	SDT mg/L	Salinidad PSU	Temperatura °C
n	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000
Mínimo	6.850	55.500	2284.000	1140.000	1.160	26.220
Máximo	7.080	74.700	2306.000	1154.000	1.180	28.260
Media	7.015	62.725	2296.500	1148.000	1.170	27.475
Error estándar	0.037	3.472	3.808	2.204	0.003	0.310
Varianza	0.005	48.239	58.000	19.428	0.000	0.384
Desviación estándar	0.075	6.945	7.616	4.408	0.005	0.619
Mediana	7.035	60.050	2298.000	1149.000	1.170	27.550
Test normalidad SW (p > 0.05)	0.406	0.003	0.140	0.116	0.024	0.734

En la evaluación estadística de los parámetros fisicoquímicos medidos en campo, la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk indicó que la mayoría de las variables (pH, CE, SDT, y temperatura) presentaron distribución normal ($p > 0.05$), mientras que el oxígeno disuelto y la salinidad mostraron desviaciones significativas de la normalidad ($p < 0.05$). Con base en estos resultados, para las variables con distribución normal se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) y pruebas post hoc de comparación múltiple de Tukey, mientras que para aquellas que no cumplieron con la normalidad se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U (Tabla 9). Las comparaciones entre el Perol Menor y el Perol Mayor no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) en ninguno de los parámetros evaluados, lo que sugiere que ambos sitios presentan condiciones fisicoquímicas similares, con variaciones mínimas en los valores medios y varianzas de las mediciones.

Los resultados obtenidos para el Perol Menor y el Perol Mayor muestran una alta consistencia interna y una estrecha concordancia con valores registrados en manantiales cercanos de la región de Rioverde, S.L.P. El pH (6.85 - 7.08) se mantuvo en el rango neutro a ligeramente alcalino, condición que favorece la estabilidad química del sistema y mejora la solubilidad, movilidad y biodisponibilidad de nutrientes esenciales (Msimbira et al., 2020).

Estos valores son equivalentes a los reportados por Charcas et al. (2002) para Los Peroles (7.0) y similares a los obtenidos por Ortiz (2023) para Los Anteojositos (6.9 - 7.2) y La Media Luna (6.8 - 7.3). Además, se encuentran en el rango establecido por la NOM-127-SSA1-2021 (6.5 - 8.5), (DOF, 2022).

Tabla 9. Resultado de las pruebas paramétricas y no paramétricas para los parámetros fisicoquímicos del agua en campo.

		Perol Menor	Perol Mayor
pH	Media	6.978	7.053
	Varianza	0.009	0.001
	Valor p	0.175	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
OD	Media	66.800	58.650
	Varianza	63.380	4.8966
	Valor p	0.959	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
CE	Media	2293.500	2299.500
	Varianza	107.667	3.666
	Valor p	0.299	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
SDT	Media	1148.667	1149.6667
	Varianza	30.333	0.333
	Valor p	0.392	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
Salinidad	Media	1.170	1.170
	Varianza	6.66E-05	0.000
	Valor p	0.4428	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
Temperatura	Media	27.492	27.457
	Varianza	0.832	0.062
	Valor p	0.9434	
	Significancia	Sin diferencia significativa	

Desde la perspectiva ecológica, un pH en este intervalo resulta óptimo para la mayoría de los peces de agua dulce, pues favorece el equilibrio interno de los organismos y previene condiciones extremas de acidez o alcalinidad que podrían alterar sus funciones vitales y su reproducción (Boyd, 2015; Bhatnagar & Devi, 2013).

La conductividad eléctrica registrada (2284–2306 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Perol Menor y 2298–2302 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Perol Mayor) indica una mineralización elevada, consistente con la litología carbonatada y los procesos de disolución de sulfatos. Este rango coincide con los valores reportados por Charcas et al. ($\approx 2300 \mu\text{S}/\text{cm}$) y es ligeramente superior a los observados en Los Anteojositos (2100–2250 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La alta conductividad implica una elevada carga iónica, lo que puede condicionar la osmorregulación de los peces y favorecer especies con mayor

tolerancia fisiológica, limitando en cierta medida la riqueza específica (Allan & Castillo, 2007).

La presencia de oxígeno disuelto (OD) es fundamental en la autodepuración y mantenimiento de la vida acuática (El Morhit y Mouhir, 2014), cuando su concentración es alta, es más probable que el entorno sea biológicamente sano y estable, permite mantener a los organismos acuáticos. En cuanto a este parámetro, Los Peroles se mantuvieron por encima de 4 mg/L, lo que se considera adecuado para la biota acuática, ya que este es el valor mínimo tolerable para garantizar la supervivencia de peces y otros organismos (Bozorg-Haddadl et al., 2021).

Asimismo, los valores obtenidos de OD en porcentaje de saturación en el Perol Menor (59.6–74.7 %) y en el Perol Mayor (55.5–60.5 %) reflejan condiciones moderadas a altas de oxigenación. Estos niveles son adecuados para mantener comunidades ícticas estables, pues la mayoría de los peces de agua dulce requieren concentraciones superiores al 40 % de saturación para evitar estrés y mortalidad (Wetzel, 2001).

Los sólidos disueltos totales (SDT) (1140–1154 mg/L en Perol Menor y 1149–1150 mg/L en Perol Mayor) se ubicaron en niveles semejantes a los reportados por Ortiz (2023) para la Media Luna (1100–1200 mg/L), siendo levemente superiores a los de Los Anteojos (950–1100 mg/L). Esta diferencia puede reflejar un mayor tiempo de residencia del agua en Los Peroles o una interacción más intensa con el material geológico. En términos biológicos, concentraciones elevadas de SDT modifican la presión osmótica externa del agua, lo que obliga a los peces a realizar ajustes fisiológicos que, aunque tolerables, pueden generar limitaciones en la diversidad de especies (Schäfer et al., 2012).

Las temperaturas (26.22–28.26 °C en Perol Menor y 27.09–27.64 °C en Perol Mayor) mostraron estabilidad térmica, similares a las reportadas por Charcas et al. (2002) para Los Peroles y La Media Luna (27–28 °C) y por Ortiz (2023) para Los Anteojos (26–28 °C) y La Media Luna (27–29 °C). Esta estabilidad favorece el metabolismo y la reproducción de peces tropicales y subtropicales, al encontrarse dentro del rango óptimo de muchas especies de agua dulce (Pörtner & Peck, 2010), además de reducir riesgos de estratificación y condiciones anóxicas en el fondo.

Con el fin de visualizar la distribución y variabilidad de los parámetros, se elaboraron las gráficas de cajas y bigotes que se presentan a continuación:



Figura 40. Distribución de los parámetros fisicoquímicos en campo para el Perol Menor y el Perol Mayor mediante gráficas de cajas y bigotes. a) pH, b) conductividad eléctrica, c) oxígeno disuelto, d) sólidos disueltos totales, e) salinidad, f) temperatura. (n= 4, $\alpha=0.05$, $p>0.05$).

4.1.2. Características fisicoquímicas en laboratorio

Se determinaron seis parámetros fisicoquímicos en laboratorio para el Perol Menor y el Perol Mayor: alcalinidad, cloruros, sulfatos, nitrógeno total, nitratos y fósforo total. La estadística descriptiva, junto con el resultado de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, se presenta en la Tabla 10.

Tabla 10. Estadística descriptiva y prueba de normalidad para los parámetros fisicoquímicos del agua determinados en laboratorio.

	Alcalinidad	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	N-NO ₃ ⁻	P _T
n	8.000	8.000	8.000	8.000	8.000
Mínimo	224.238	164.949	982.000	3.500	0.010
Máximo	243.908	189.941	1455.333	6.400	0.080
Media	230.631	183.068	1271.583	4.663	0.043
Error estándar	3.314	4.418	83.278	0.433	0.013
Varianza	43.942	78.077	27741.071	0.748	0.001
Desviación estándar	6.629	8.836	166.557	0.865	0.026
Mediana	228.172	184.943	1330.333	4.550	0.040
Test normalidad SW (p >0.05)	0.067	0.026	0.517	0.534	0.380

El análisis estadístico de los aniones mayoritarios y nutrientes reveló que, según la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, la mayoría de los parámetros determinados (alcalinidad, sulfatos, nitrógeno total, nitratos y fósforo total) presentaron una distribución acorde con la normalidad ($p > 0.05$), mientras que el cloruro mostró un comportamiento diferente al no ajustarse a esto ($p < 0.05$). En función de estos resultados, los parámetros con distribución normal se sometieron a análisis de varianza (ANOVA) complementados con pruebas post-hoc de Tukey, mientras que para el cloruro se aplicó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U (Tabla 11). Las comparaciones entre el Perol Menor y el Perol Mayor, no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$), lo que indica que ambos sistemas mantienen una composición química homogénea en cuanto a la presencia de aniones y nutrientes.

En el caso de la alcalinidad, los valores registrados oscilaron entre 228.17 y 236.04 mg/L en el Perol Menor y entre 224.23 y 243.90 en el Perol Mayor. Estos niveles son similares a los reportados por Ortiz (2023) en la Medina Luna (220-250 mg/L). Para cloruros, se registraron concentraciones promedio de 181.19 y 184.94, valores inferiores al límite de 250 mg/L establecido en la NOM-127-SSA1-2021 para consumo humano (DOF, 2022), aunque estos valores son mayores a los reportados por Charcas et al. (2002) (115.60 mg/L) para este mismo manantial.

En lo que respecta a sulfatos, los valores oscilaron entre 982 y 1455.33 mg/L, superando ampliamente el límite de 400 mg/L establecido por la NOM-127-SSA1-2021, lo que está relacionado con la influencia litológica de la formación guaxcamá que aporta sulfatos al agua; estos valores son similares a los expresados por Charcas et al. (2002) (1371.70 mg/L) para este mismo manantial. Por su parte, las concentraciones de nitratos variaron de 15.50-28.40 mg/L que expresado como nitrógeno de nitratos (N-NO₃⁻) nos brinda un rango de 3.501 a 6.425 mg/L que se encuentra por debajo del límite máximo de 11 mg/L de acuerdo con esta norma.

Tabla 11. Resultado de las pruebas paramétricas y no paramétricas para los parámetros fisicoquímicos del agua determinados en laboratorio.

		Perol Menor	Perol Mayor
Alcalinidad	Media	231.123	230.139
	Varianza	14.187	87.699
	Valor p	0.852	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
Cl ⁻	Media	181.194	184.942
	Varianza	122.840	49.969
	Valor p	0.243	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
SO ₄ ²⁻	Media	1192.000	1351.167
	Varianza	31385.185	16454.626
	Valor p	0.196	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
N _T	Media	4.450	4.875
	Varianza	0.510	1.158
	Valor p	0.530	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
NO ₃ ⁻	Media	19.625	21.575
	Varianza	9.740	22.202
	Valor p	0.516	
	Significancia	Sin diferencia significativa	
P _T	Media	0.047	0.037
	Varianza	0.001	0.001
	Valor p	0.6259	
	Significancia	Sin diferencia significativa	

La determinación del estado trófico de los sistemas acuáticos constituye un aspecto esencial para evaluar su calidad ecológica y anticipar su respuesta frente a incrementos de nutrientes (Doods & Smith, 2016). En el caso de los manantiales, el aumento en las concentraciones de fósforo total (P_T) o nitrógeno total (N_T) puede acelerar procesos de eutrofización, los cuales generan un crecimiento excesivo de macrófitas y fitoplancton (Smith et al., 1999). Dicho

incremento de biomasa suele ocasionar una disminución en los niveles de oxígeno disuelto, lo que afecta de manera directa la biodiversidad acuática y la estabilidad ecológica del sistema (Wojtkowska et al., 2021).

Tabla 12. Clasificación trófica de cuerpos de agua de acuerdo con la concentración de fósforo y nitrógeno (Gurung et al., 2012).

Estado trófico	N _T (mg/L)	P _T (mg/L)
Oligotrófico	<0.35	<0.01
Mesotrófico	0.35-0.65	0.01-0.03
Eutrófico	0.65-1.20	0.03-0.10
Hipereutrófico	>1.20	>0.10

En el caso del nitrógeno total (N_T), se registraron valores promedio de 4.45 mg/L en el Perol Menor y 4.87 mg/L para el Perol Mayor, clasificados como hipereutróficos según Gurung et al. (2012), y muy superiores a los reportados por Ortiz (1.8 mg/L). Por su parte, para el fósforo total (P_T) presentó valores promedio de 0.048 mg/L para el Perol Menor clasificándose como eutrófico; y 0.035 mg/L para el Perol Mayor, clasificándose como mesotrófico.

Las concentraciones elevadas de nitrógeno total (N_T) y fósforo total (P_T) en sistemas acuáticos suelen tener orígenes tanto naturales como antrópicos. En primer lugar, el nitrógeno puede incorporarse por mineralización de la materia orgánica presente en suelos y acuíferos o por procesos asociados a áreas agrícolas (Gurung et al., 2012). Adicionalmente, el uso de fertilizantes nitrogenados constituye una fuente significativa de N_T (Yang et al., EPA, 2022).

En el caso del fósforo, si bien puede liberarse en pequeñas cantidades por procesos de meteorización de minerales y sedimentos, sus aportes principales provienen de actividades humanas, particularmente el uso de fertilizantes fosfatados (Smith et al., 1999). En consecuencia, las concentraciones registradas en Los Peroles se deben al aporte antrópico, derivado de la agricultura y ganadería local, no a la litología, pues las formaciones carbonatadas predominantes en la microcuenca, no constituyen fuentes relevantes de fósforo disponible.

Con el fin de visualizar la distribución y variabilidad de los parámetros, se elaboraron las gráficas de cajas y bigotes que se presentan a continuación:



Figura 41. Distribución de los parámetros fisicoquímicos en laboratorio para el Perol Menor y el Perol Mayor mediante gráficas de cajas y bigotes. a) alcalinidad, b) cloruros, c) sulfatos, d) nitrógeno total, e) fósforo total. (n= 4, $\alpha=0.05$, $p>0.05$).

4.2. Análisis multielemental por ICP-OES.

4.2.1. Agua

El análisis mediante espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) se diseñó inicialmente para la determinación de un conjunto de 24 elementos mayores, menores y traza. Sin embargo, en la mayoría de los casos, las concentraciones obtenidas estuvieron debajo del límite de detección del equipo, lo que impidió su cuantificación confiable. En la Tabla 13 se reportan aquellos elementos cuyas concentraciones superaron dicho límite.

Tabla 13. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el agua, obtenidas por ICP-OES.

Elemento (mg/L)	Perol Menor	Perol Mayor
Na	58.726	44.260
Mg	109.570	83.271
K	13.668	4.475
Ca	398.070	324.755
Sr	7.861	5.842
Al	0.104	0.126
P	0.208	0.006
S	361.069	356.669
Si	6.700	5.375

El Perol Menor presenta concentraciones más elevadas de sodio, magnesio, potasio, calcio, estroncio y silicio. El aluminio y el azufre muestran valores muy similares entre ambos. Este patrón sugiere que el Perol Menor presenta una mineralización globalmente más alta, posiblemente asociada a la mayor interacción con rocas carbonatadas o tiempos de residencia más prolongados en el subsuelo (Appelo & Postma, 2005).

Al contrastar estos resultados con los de manantiales cercanos, los Peroles muestran concentraciones de sodio más elevadas que las reportadas en el mismo manantial por Charcas et al. (2002) (38.18 mg/L). El magnesio también es superior a los valores de Charcas (71.99 mg/L) y también es superior a valores reportados por Ortiz (2023) para el manantial Los Anteojitos y La Media Luna (72 y 65 mg/L, respectivamente). El potasio en el Perol Menor reporta la concentración más elevada comparándolo con otros estudios, mientras que el valor del Perol Mayor se asemeja a los niveles de Charcas et al. y Ortiz (5.08, 7.0 y 6.0 mg/L).

La concentración de calcio para ambos Peroles es menor que la reportada por Charcas et al. (439.73 mg/L) y similar a la reportada por Ortiz. Finalmente, el silicio en los Peroles es menor

que los valores de Ortiz (15–16 mg/L), lo que podría asociarse a una menor interacción con materiales silíceos o tiempos de tránsito más cortos (Hem, 1985).

En relación con la NOM-127-SSA1-2021 (DOF, 2022), que establece los límites permisibles para agua destinada a consumo humano, el sodio tiene un valor límite de 200 mg/L, por lo que todos los valores medidos en este estudio y los reportados por Charcas et al. y Ortiz están por debajo de este. El calcio no tiene un valor máximo permisible específico en la NOM-127-SSA1-2021, aunque concentraciones elevadas contribuyen significativamente a la dureza total (OMS, 2017). El potasio, estroncio, fósforo, aluminio, silicio y azufre no cuentan con límites establecidos en la norma.

4.2.2. Suelo

La Tabla 14 presenta las concentraciones de distintos elementos determinados en muestras de suelo recolectadas en las inmediaciones de Los Peroles y en una zona fuera de la microcuenca, donde no se presenta afluencia de personas.

Tabla 14. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el suelo de Los Peroles y La Muralla, obtenidas por ICP-OES.

Elemento (mg/kg)	Los Peroles	La Muralla
Na	2,212.560	11,477.896
Mg	25,755.881	16,878.036
K	245.577	6,354.394
Ca	11,0782.252	10,2244.458
Sr	4,666.912	389.851
Al	709.584	20,664.109
P	133.940	232.043
S	13,6209.902	17,853.148
Ba	15.327	220.037

El suelo recolectado en los alrededores del manantial presentó concentraciones menores en la mayoría de los elementos analizados en comparación con las muestras obtenidas en La Muralla. En cuanto al Na, La Muralla presenta un valor mucho más elevado (11,477.896 mg/kg) que Los Peroles (2,212.560 mg/kg), lo que indica una acumulación notable en el primero, mismo caso que con el K. Sin embargo, el Mg es más abundante en Los Peroles, al igual que el Ca, que alcanza 110,782.252 mg/kg.

El Sr presenta una diferencia muy significativa: Los Peroles registra 4,666.912 mg/kg, mientras que La Muralla apenas alcanza 389.851 mg/kg. En cambio, Al es considerablemente más alto en La Muralla (20,664.109 mg/kg) frente a 709.584 mg/kg en Los Peroles. El P es ligeramente superior en La Muralla (232.043 mg/kg) respecto a Los

Peroles (133.940 mg/kg), mientras que el S alcanza su máximo en Los Peroles (136,209.902 mg/kg) comparado con 17 853.148 mg/kg en La Muralla, lo cual podría vincularse a procesos biogeoquímicos cercanos al manantial.

Finalmente, el Ba es mucho mayor en La Muralla (220.037 mg/kg) que en Los Peroles (15.327 mg/kg); este es el único elemento de esta lista que cuyo límite se encuentra listado en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (DOF, 2007) para suelos (750 mg/kg), las concentraciones obtenidas se encontraron muy por debajo de dicho límite.

4.2.3. Sedimento

Al comparar los sedimentos del Perol Menor y el Perol Mayor (Tabla 15), se observa que, en términos generales, el Perol Mayor presenta concentraciones más elevadas para la mayoría de los elementos, con excepción del Ca y el Sr, que se encuentran en valores muy similares entre ambos sitios. Si comparamos los valores de sedimento con los obtenidos para suelo en cada perol, se aprecia que en ambos casos las concentraciones de Ca y Mg son significativamente más altas en el suelo que en el sedimento.

Por ejemplo, en el Perol Menor, el Ca en suelo alcanza 110,782.252 mg/kg frente a 120,372.085 mg/kg en sedimento (valores cercanos), pero el Mg es mayor en suelo (25,755.881 mg/kg) que en sedimento (3,464.068 mg/kg). El Na también es más elevado en el suelo del Perol Mayor (11,477.896 mg/kg) que en su sedimento (1,484.890 mg/kg). Sin embargo, para elementos como el S, el sedimento tiende a mostrar concentraciones más altas que el suelo, como en el caso del Perol Mayor (21,665.910 mg/kg en sedimento frente a 17,853.148 mg/kg en suelo). Estos contrastes sugieren que algunos elementos se concentran preferentemente en la matriz sólida del suelo, mientras que otros pueden estar más asociados a las fracciones finas y material en suspensión que componen el sedimento.

Tabla 15. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el sedimento, obtenidas por ICP-OES.

Elemento (mg/kg)	Perol Menor	Perol Mayor
Na	940.748	1,484.890
Mg	3,464.068	4,259.787
K	822.113	1,506.328
Ca	120,372.085	119,678.635
Sr	992.511	997.525
Al	800.625	1,237.764
P	172.321	306.251
S	17,676.447	21,665.910
Ba	14.643	19.992

4.2.4. Nenúfar

En la Tabla 16 se presentan las concentraciones de los elementos obtenidos para tallo, raíz y hoja de *Nymphaea ampla*.

Tabla 16. Promedio de las concentraciones para cada elemento en tallo, raíz y hoja de *Nymphaea ampla*, obtenidas por ICP-OES.

Matriz	Tallo		Raíz		Hoja	
Elemento (mg/kg)	Perol Menor	Perol Mayor	Perol Menor	Perol Mayor	Perol Menor	Perol Mayor
Na	18,022.98	16,453.31	12,199.51	20,217.66	10,776.43	12,200.26
Mg	3,405.11	2,976.56	2,415.53	2,282.83	5,485.69	5,241.68
K	29,273.14	28,370.31	21,837.03	23,386.85	11,545.62	13,679.88
Ca	7,321.08	6,816.34	11,609.48	10,210.00	18,245.22	13,456.07
Sr	83.80	66.14	139.01	116.98	122.63	79.11
Al	15.55	29.53	80.71	53.48	61.81	60.31
P	592.60	538.22	763.13	901.55	1,017.26	1,025.88
S	9,361.21	8,930.28	19,150.04	11,404.41	8,994.73	6,023.07
Ba	1.37	1.15	2.93	2.85	3.72	1.77

No se dispone de antecedentes que reporten concentraciones de macronutrientes y micronutrientes en esta especie, lo que impide realizar una comparación directa con otros trabajos. Esto se debe a que la mayor parte de los estudios que utilizan macrófitas como bioindicadores, se enfocan principalmente en la detección y acumulación de elementos traza y metales pesados, ya que estas especies tienen una alta capacidad de bioacumulación de contaminantes prioritarios en medios acuáticos (Bonanno & Orlando-Bonaca, 2018) (véase sección 4.3).

4.2.5. Caracol

La Tabla 17 refleja los promedios de las concentraciones para los elementos obtenidas para el caparazón de caracol.

En el caso de bioindicadores como los caracoles de agua dulce, la literatura suele enfocarse en la detección y cuantificación de elementos traza (véase sección 4.3), ya que estos organismos son ampliamente utilizados para evaluar la contaminación por metales pesados y otros contaminantes de origen antrópico en los ecosistemas acuáticos (Szymanek et al., 2018; Zeng et al., 2018). En adición, existe mucha menos información sobre el contenido de macro y micronutrientes en estos organismos, especialmente cuando se trata de la matriz del caparazón.

La mayor parte de los estudios se centra en tejidos vivos (blandos), debido a que estos reflejan de forma más inmediata, la exposición reciente y la biodisponibilidad de los elementos en el medio (Parveen et al., 2020).

Tabla 17. Promedio de las concentraciones para cada elemento en el caracol, obtenidas por ICP-OES (ND=No detectado).

Elemento (mg/kg)	Perol Menor	Perol Mayor
Na	950.332	1,108.887
Mg	75.109	77.848
K	ND	ND
Ca	233,931.294	262,553.219
Sr	1,191.235	1,326.221
Al	100.981	81.688
P	16.052	7.292
S	497.398	536.999
Ba	10.014	10.010

4.3. Análisis multielemental por ICP-MS

Las concentraciones de micronutrientes y elementos traza en las matrices ambientales fueron determinadas por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), una técnica que se distingue por poseer límites de detección mucho más bajos que el análisis por ICP-OES, alcanzando niveles de cuantificación en el rango de partes por trillón (ppt) y permitiendo el análisis de trazas con alta precisión (Montaser, 1998; Boss & Fredeen, 2004).

En este trabajo, debido a las características del muestreo, se analizó únicamente una muestra por cada matriz ambiental, por lo que los valores reportados representan una estimación puntual y no un rango estadístico.

4.3.1. Agua

Al comparar los valores obtenidos para las muestras de agua con los límites permisibles de acuerdo con la NOM-127-SSA1-2021 y la NOM-001-SEMARNAT-2021 (Tabla 18), se indica que el hierro presenta una concentración de 4.56 mg/L, lo que excede este límite, pudiendo provocar problemas de coloración, y sabor metálico (OMS, 2017).

En contraste, los demás elementos se encuentran por debajo de los límites permisibles. Para el cobalto no se contempla un valor máximo permisible, por lo que no se realizó comparación.

Tabla 18. Concentraciones de micronutrientes y elementos traza cuantificadas en el agua de los Peroles y límites máximos permisibles para micronutrientes y elementos traza en agua según la normativa mexicana (ND=No detectado).

Elemento	Concentración en agua de Los Peroles (mg/L)	Límite permisible (mg/L)	Norma de referencia
Aluminio	0.02000	0.200	NOM-127-SSA1-2021
Arsénico	0.01000	0.025	NOM-127-SSA1-2021
Bario	0.02000	1.300	NOM-127-SSA1-2021
Cadmio	0.00002	0.005	NOM-127-SSA1-2021
Cobre	0.00031	2.000	NOM-127-SSA1-2021
Cromo Total	0.00120	0.050	NOM-127-SSA1-2021
Hierro	4.56000	0.300	NOM-127-SSA1-2021
Manganeso	ND	0.150	NOM-127-SSA1-2021
Mercurio	0.00012	0.006	NOM-127-SSA1-2021
Níquel	0.01000	0.070	NOM-127-SSA1-2021
Plomo	ND	0.010	NOM-127-SSA1-2021
Selenio	0.00230	0.040	NOM-127-SSA1-2021
Zinc	ND	15.000	NOM-001-SEMARNAT-2021

En cuanto a su posible origen, el hierro y el manganeso pueden derivar de la disolución natural de minerales ferromagnesianos o carbonatos en el acuífero (Hem, 1985). Referente al arsénico, de acuerdo con Cuich-Kau et al. (2022), en el área de Guadalcázar se han identificado concentraciones elevadas de arsénico en acuíferos (hasta 128 $\mu\text{g/L}$) asociadas tanto a fuentes primarias (rocas y jales mineros) como secundarias (suelos y sedimentos) El arsénico presente en estos sistemas hidrogeológicos puede movilizarse desde zonas mineralizadas situadas en áreas de recarga y ser transportado hacia acuíferos granulares a través de flujos intermedios y regionales (Smedley & Kinniburgh, 2002).

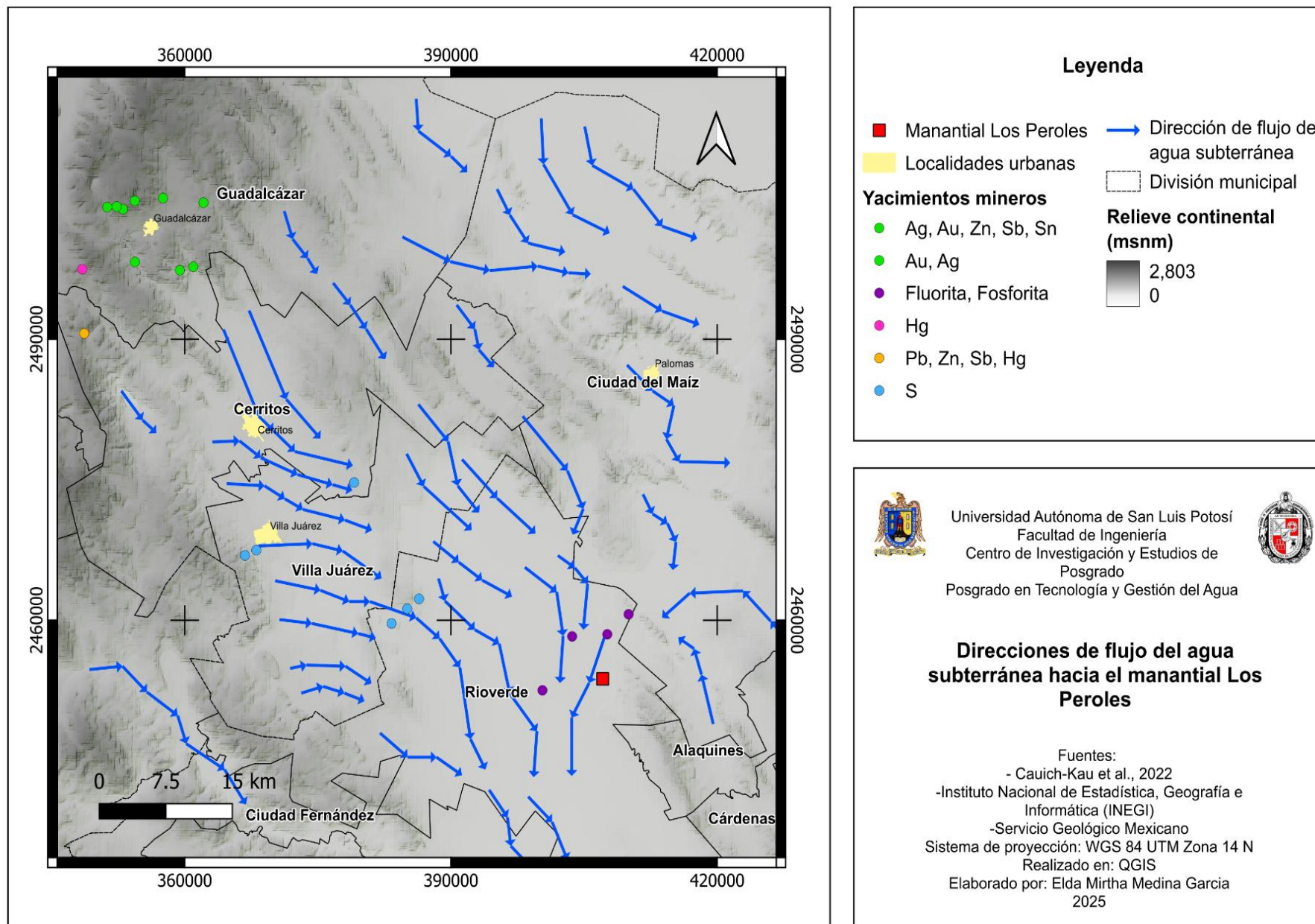


Figura 42. Direcciones de flujo del agua subterránea hacia el manantial Los Peroles. Modificado de Cauch-Kau et al., (2022).

La región de Guadalcázar se caracteriza por una amplia actividad minera histórica, con la explotación de mercurio (Hg) y otros metales como el oro (Au), plata (Ag), plomo (Pb) y zinc (Zn) (Servicio Geológico Mexicano [SGM], 2012). Cabe destacar que el arsénico ha sido empleado históricamente en procesos mineros y metalúrgicos, por ejemplo, en la fundición de minerales auríferos y argentíferos, y su liberación secundaria puede contribuir a la contaminación de aguas subterráneas (Razo et al., 2004).

El mapa de direcciones de flujo subterráneo (Figura 42), muestra trayectorias que podrían favorecer el transporte de estos elementos desde áreas mineralizadas y mineras de Guadalcázar hacia el manantial Los Peroles, lo que explicaría el enriquecimiento de arsénico y otros metales en la zona de estudio. Además, en dicho mapa se localizan varias de las minas históricas de la región, reforzando la hipótesis de un posible aporte de origen geogénico-minero.

4.3.2. Suelo

Tabla 19. Concentraciones de micronutrientes y elementos traza para el suelo y concentraciones de Referencia Totales (CRT) para metales y metaloides en suelos, establecidas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. (NL=No listado)

Elemento	Suelo Los Peroles (mg/kg)	Suelo La Muralla (mg/kg)	Uso agrícola/residencial/comercial (mg/kg)
Arsénico	12.1000	10.3800	22.0000
Aluminio	1,988.0400	50,143.8000	NL
Bario	13.6100	163.8300	5,400.0000
Cadmio	0.0303	0.3651	37.0000
Cobalto	8.9300	30.6700	NL
Cromo	0.0008	0.0136	NL
Hierro	1,568.0800	21,584.8800	NL
Manganeso	297.0300	3,046.5700	NL
Mercurio	0.1180	0.0190	23.0000
Níquel	5.2700	3.7700	1,600.0000
Plomo	0.6900	4.9900	400.0000
Selenio	0.0007	0.0016	390.0000
Zinc	18.7700	34.4100	NL

Para el suelo de Los Peroles y de La Muralla se observa que las concentraciones difieren notablemente entre sitios. La Muralla presenta los valores más elevados para la mayoría de los elementos, destacando el aluminio (50,143.8 mg/kg) y el hierro (21,584.88 mg/kg), muy por encima de los registrados en Los Peroles (1,988.04 mg/kg y 1,568.08 mg/kg, respectivamente). El manganeso, cobalto y bario también son considerablemente más altos en La Muralla (3,046.57, 30.67 y 163.83 mg/kg) que en Los Peroles (297.03, 8.93 y 13.61 mg/kg).

Al comparar estos valores con los límites establecidos por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Tabla 19), ninguno de los sitios excede los criterios, mostrando que no existe un riesgo por excedencia normativa, aunque sí diferencias marcadas en la acumulación relativa entre ambos sitios.

4.3.3. Sedimento

En México, la normativa ambiental vigente no establece criterios específicos para la calidad de sedimentos en cuerpos de agua continentales. Por esta razón, en este trabajo se emplearon como referencia las guías internacionales más utilizadas, particularmente las propuestas en Canadá (CCME, 2001) y Estados Unidos (USEPA/NOAA; Long et al., 1995; Persaud et al., 1993). Asimismo, se reconoce la existencia de referencias europeas, aunque la tendencia global ha sido adoptar criterios canadienses y estadounidenses por su mayor uso en evaluaciones comparativas.

La Tabla 20 resume los criterios provisionales de calidad de sedimentos propuestos por Persaud et al. (1993) en Ontario, Canadá. Estos criterios se organizan en dos categorías: nivel de bajo efecto y nivel de efecto severo; el primero se refiere a la concentración a partir de la cual pueden comenzar a presentarse efectos adversos leves en organismos acuáticos y el segundo se refiere a la concentración por encima de la cual es muy probable la ocurrencia de estos efectos.

Tabla 20. Criterios provisionales de calidad de sedimento (Persaud et al., 1993).

Elemento	Nivel de efecto bajo (mg/kg)	Nivel de efecto severo (mg/kg)
As	6.0	33.0
Cd	0.6	10.0
Cr	26.0	110.0
Cu	16.0	110.0
Fe	20,000.0	40,000.0
Pb	31.0	250.0
Mn	460.0	1,100.0
Hg	0.2	2.0
Ni	16.0	75.0
Zn	120.0	820.0

La Tabla 21 corresponde a los Sediment Quality Guidelines (SQGs), desarrollados en Estados Unidos por NOAA/USEPA. Aquí se definen dos umbrales: TEL (Threshold Effect Level) y PEL (Probable Effect Level); el primero se refiere al valor por debajo del cual se considera que es muy poco probable que ocurran efectos adversos en organismos bentónicos y el segundo se refiere al valor por encima del cual es probable la ocurrencia de estos efectos.

Tabla 21. Valores guía de NOAA/USEPA (Long et al., 1995)

Elemento	TEL (mg/kg)	PEL (mg/kg)
As	7.24	41.60
Cd	0.67	4.21
Cr	52.30	160.00
Cu	18.70	108.00
Pb	30.20	112.00
Hg	0.13	0.70
Ni	15.90	42.80
Zn	124.00	271.00

La Tabla 22 muestra una comparación que integra las concentraciones del sedimento de Los Peroles, con ambos criterios de referencia.

Tabla 22. Comparación de las concentraciones de metales en sedimento de Los Peroles con guías internacionales de calidad (Persaud et al., 1993; USEPA/NOAA, 1995).

Elemento	Concentraciones (mg/kg)					Interpretación
	Sedimento Los Peroles	Persaud- Nivel bajo	Persaud- Nivel severo	NOAA TEL	NOAA PEL	
Fe	2835.9600	20000	40000	-	-	Muy por debajo
Mn	103.5100	460	1100	-	-	Muy por debajo
Se	0.0078	-	-	-	-	Sin criterio
Ni	30.1400	16	75	15.90	42.80	Entre TEL y PEL (riesgo moderado)
Zn	54.5600	120	820	124.00	271.00	Muy por debajo
Cu	6.7800	16	110	18.70	108.00	Por debajo
Co	9.2400	-	-	-	-	Sin criterio
Cr	0.0062	26	110	52.30	160.00	Muy por debajo
Al	4066.2200	-	-	-	-	Sin criterio
Pb	1.2900	31	250	30.20	112.00	Por debajo
As	21.9500	6	3	7.24	41.6	>TEL y cercano a PEL (riesgo moderado)
Cd	0.2150	0.6	10	0.67	4.21	Por debajo
Ba	29.1600	-	-	-	-	Sin criterio
Hg	0.0290	0.2	2.0	0.13	0.70	Muy por debajo

La comparación de los resultados revela que la mayoría de los elementos determinados se encuentran muy por debajo de los umbrales de riesgo, lo que indica una baja probabilidad de efectos adversos en organismos acuáticos. Metales como Zn, Cu, Cr, Pb, Cd y Hg se sitúan en valores menores al TEL y al nivel de efecto bajo (MacDonald et al., 2000), En contraste, el arsénico (21.95 mg/kg) y el níquel (30.14 mg/kg) superan los niveles de referencia bajo (TEL), ubicándose en la zona intermedia entre TEL y PEL, lo que indica un riesgo moderado con potenciales efectos adversos sobre organismos bentónicos sensibles (Smedley & Kinniburgh, 2002; MacDonald et al., 2000).

4.3.4. Nenúfar

En cuanto a las concentraciones de estos elementos en el tallo, raíz y hoja de *Nymphaea ampla*, las concentraciones determinadas se muestran en la Tabla 23.

Tabla 23. Concentraciones de micronutrientes, metales y metaloides en tallo, raíz y hoja de *Nymphaea ampla*, obtenidas por ICP-MS.

Elemento (mg/kg)	Tallo	Raíz	Hoja
Fe	339.1300	436.2700	457.4500
Mn	57.3500	74.1100	105.1900
Se	0.0009	0.0014	0.0011
Ni	1.2500	2.1100	2.7700
Zn	12.8900	24.7900	17.8800
Cu	0.78162	0.96282	0.62647
Co	0.4200	0.6300	0.7700
Cr	0.0020	0.0021	0.0018
Al	46.5500	305.7500	111.9100
Pb	0.1700	0.3400	0.3800
As	0.7300	1.3500	1.5500
Cd	0.0127	0.0289	0.0176
Ba	0.3200	2.2600	2.2100
Hg	0.0100	0.0430	0.0240

Entre órganos se muestran variaciones notables En general, elementos como Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Pb y Cd siguieron un patrón de acumulación raíz > hoja > tallo o raíz > tallo > hoja, lo que indica una mayor retención en órganos sumergidos, lo que denota la función de las raíces como punto primario de absorción desde el sedimento. Por ejemplo, el Mn alcanzó 105.19 mg/kg en hoja, 74.11 mg/kg en raíz y 57.35 mg/kg en tallo, mientras que el Zn fue de 24.79 mg/kg en raíz, 17.88 mg/kg en hoja y 12.89 mg/kg en tallo.

Tabla 24. Comparación de valores de estudios previos para tallo. (SV=Sin valor; NA=No aplica; <LD= menor al límite de detección).

Elemento	Tallo (mg/kg)			
	Los Peroles	González-Bucio et al., 2013)	Dumalagan et al., 2022	Límite Permisible (WHO, 1996)
Pb	0.1700	0.2300	54.0000	2.0000
Ni	1.2500	SV	929.0000	10.0000
Cr	0.0020	SV	1102.0000	1.3000
Cd	0.0127	0.0000	21.0000	0.0200
Hg	0.0100	2.2000	SV	NA
Zn	12.8900	0.0800	SV	0.6000

Tabla 25. Comparación de valores de estudios previos para hoja. (SV=Sin valor; NA=No aplica; <LD= menor al límite de detección).

Elemento (mg/kg)	Hoja (mg/kg)			
	Los Peroles	González-Bucio et al., 2013)	Dumalagan et al., 2022	Límite Permisible (WHO, 1996)
Pb	0.3800	0.5700	<LD	2.0000
Ni	2.7700	SV	185.0000	10.0000
Cr	0.0018	SV	211.0000	1.3000
Cd	0.0176	0.1000	<LD	0.0200
Hg	0.0240	0.3100	SV	NA
Zn	17.8800	0.2500	SV	0.6000

Tabla 26. Comparación de valores de estudios previos para raíz(SV=Sin valor; NA=No aplica; <LD= menor al límite de detección).

Elemento (mg/kg)	Raíz (mg/kg)			
	Los Peroles	González-Bucio et al., 2013)	Dumalagan et al., 2022	Límite Permisible (WHO, 1996)
Pb	0.3400	0.4100	<LD	2.0000
Ni	2.1100	SV	330.00	10.0000
Cr	0.0021	SV	362.00	1.3000
Cd	0.0289	0.0000	<LD	0.0200
Hg	0.0430	2.7600	SV	NA
Zn	24.7900	0.2300	SV	0.6000

En contraste, el Fe mostró valores similares en hoja (457.45 mg/kg) y raíz (436.27 mg/kg), superando ligeramente al tallo (339.13 mg/kg), lo que sugiere una movilidad relativamente alta de este elemento hacia el tejido foliar. Elementos como Hg y As presentaron concentraciones bajas en los tres órganos.

Es importante señalar que la información disponible para *N. ampla* con diferenciación de órganos es muy limitada, lo que dificulta establecer comparaciones directas con otros contextos. Se tomaron como referencias dos fuentes: González-Bucio et al. (2013), quienes analizaron *N. ampla* en el Río Hondo, Quintana Roo, México, reportando concentraciones totales de metales por órgano, en un contexto geográfico nacional comparable y Dumalagan et al. (2022), quienes evaluaron *Nymphaea sp.* en Filipinas con datos en tallo, raíz y hoja, lo que permite comparar patrones de acumulación interna dentro del género (Tabla 24-26).

El análisis de la bioacumulación de metales en *Nymphaea ampla* mostró que la raíz es el órgano con mayores concentraciones, seguida por el tallo y finalmente la hoja, lo que confirma su papel como principal sitio de absorción desde el sedimento (González-Bucio et al., 2013; Dumalagan et al., 2022). En términos normativos, se observó que las concentraciones de Pb, Cd, Cr, Ni y Zn se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por la OMS (1996), lo que indica que, si bien existe bioacumulación de estos elementos, los niveles detectados en Los Peroles no representan un riesgo inmediato de toxicidad para la biota acuática.

La comparación con estudios previos indica que en Quintana Roo (González-Bucio et al., 2013), los valores de Pb, Cd y Zn fueron menores a los observados en Los Peroles, lo que denota una mayor presencia metálica en los alrededores del manantial. En el caso de Filipinas (Dumalagan et al., 2022), los niveles de metales superaron ampliamente tanto a los de Los Peroles como a los de Quintana Roo, reflejando un escenario de contaminación más severo y posiblemente ligado a fuentes mineras y geológicas locales.

4.3.5. Caracol

En el continente americano, los estudios que utilizan caracoles dulceacuícolas como bioindicadores de contaminación por metales son relativamente escasos. La mayoría de las investigaciones disponibles se centran en el análisis de tejidos blandos vivos, debido a que estos reflejan de manera más inmediata la exposición reciente a contaminantes (Vukašinović-Pešić et al., 2017). Ante la ausencia de información detallada en la región y con el objetivo de contar con un marco comparativo, en este estudio se recurrió a los valores reportados por Abdel Gawad (2018) para *Lanistes carinatus* del Lago Manzala, Egipto (Tabla 27), quien analizó concentraciones de diversos metales directamente en el caparazón.

Tabla 27. Concentraciones de micronutrientes, metales y metaloides en caracol, obtenidas por ICP-MS.

Elemento (mg/kg)	Los Peroles	Abdel- Gawad, 2018
Fe	575.61	322.97
Mn	49.54	5.6824
Se	0.0012	
Ni	10.81	13.6364
Zn	10.29	3.5496
Cu	0.35207	0.778
Co	8.59	7.95
Cr	0.0481	
Al	307.27	
Pb	2.49	0.224
As	0.85	
Cd	0.0417	0.025
Ba	14.22	
Hg	0.012	

La comparación entre los resultados obtenidos en Los Peroles y los reportados por Abdel Gawad (2018) para *Lanistes carinatus* en el Lago Manzala muestra diferencias claras en los patrones de acumulación de metales. En Los Peroles predominan concentraciones más elevadas de hierro, manganeso, zinc, plomo y arsénico, lo que refleja la fuerte influencia de la geología local y la presencia natural de minerales en el área. En contraste, en el Lago Manzala se observaron niveles relativamente más altos de níquel y cobre, asociados principalmente a descargas industriales y agrícolas documentadas en esa región. Elementos como el cobalto y el cadmio se mantuvieron en valores bajos en ambos ambientes, con variaciones mínimas que no representan un riesgo inmediato. Un aspecto distintivo de Los Peroles es la presencia de bario, ausente en los registros del Lago Manzala, lo que refuerza la influencia de las condiciones geoquímicas particulares de la zona.

En términos generales, los resultados sugieren que mientras el Lago Manzala refleja una mayor influencia de actividades antrópicas en ciertos elementos, Los Peroles se caracteriza por una acumulación ligada a procesos geogénicos y a la mineralización natural del entorno,

Otros elementos medidos en este trabajo, como Co: 8.59 mg/kg, Cr: 0.0481 mg/kg, Al: 307.27 mg/kg, As: 0.85 mg/kg, Ba: 14.22 mg/kg, Hg: 0.0862 mg/kg y Se: 0.0012 mg/kg, no fueron reportados en Abdel Gawad (2018). Su presencia en el caparazón se puede explicar por diferentes mecanismos: el Co, Cr y As suelen asociarse con procesos de absorción junto a Fe y Mn o por deposición atmosférica y escorrentía; el Al y el Ba podrían provenir de inclusiones de partículas minerales en el proceso de biomineralización.

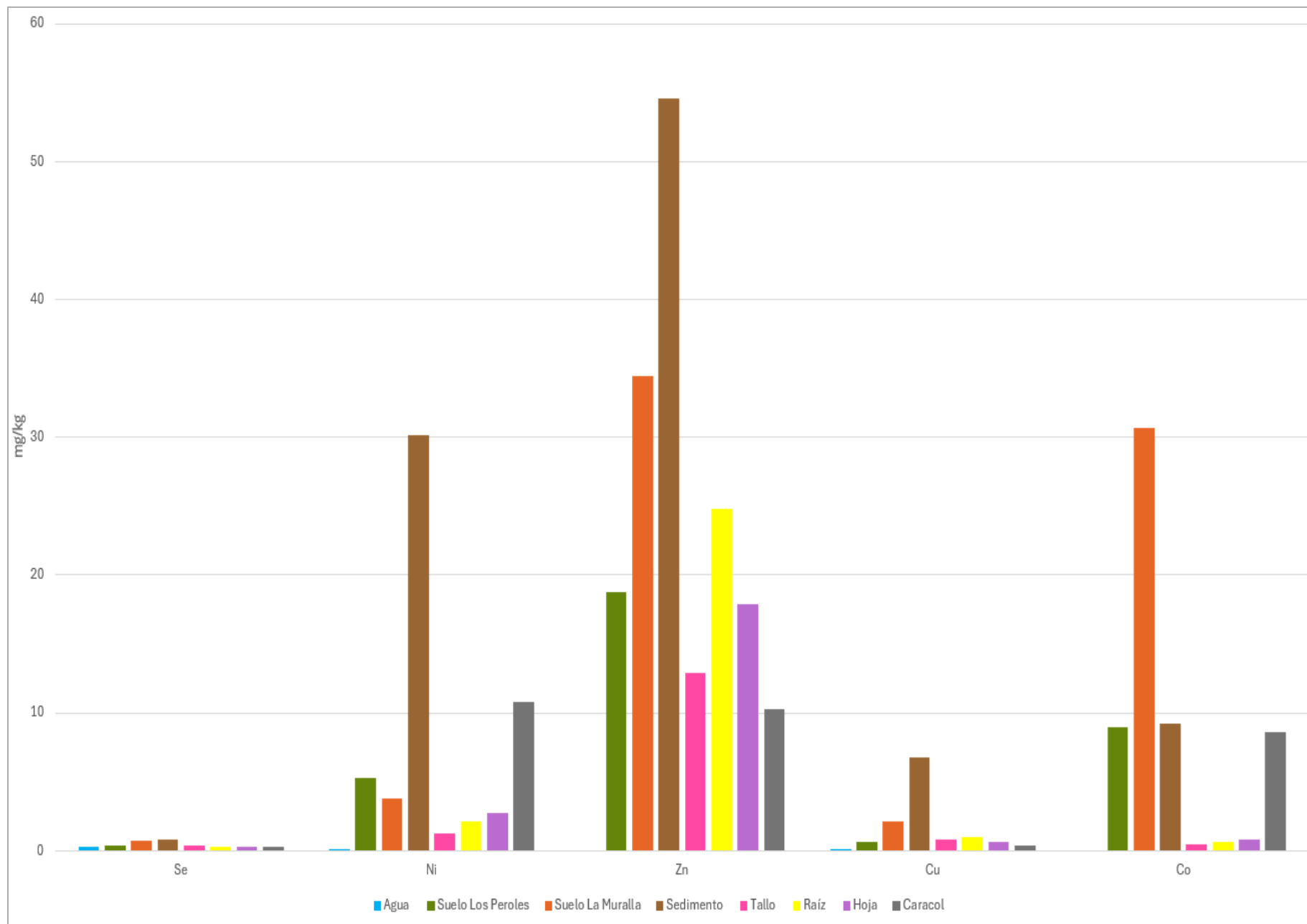


Figura 43. Concentraciones de micronutrientes en las diferentes matrices ambientales

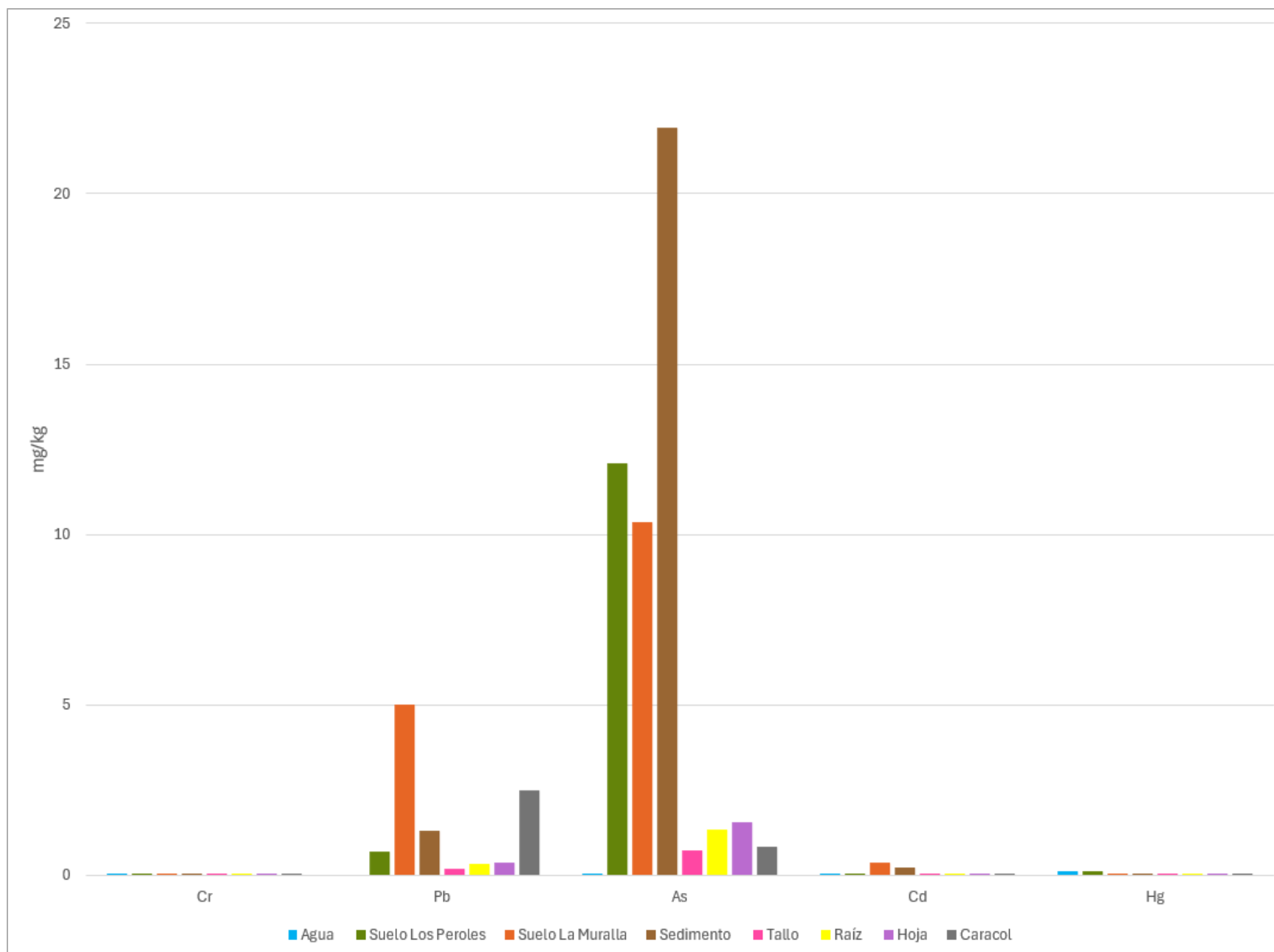


Figura 44. Concentraciones de elementos traza en las diferentes matrices ambientales.

En conjunto, estas diferencias reflejan la influencia del contexto ambiental en la bioacumulación de metales en caracoles dulceacuícolas, mostrando que, aun con patrones generales semejantes, las concentraciones pueden variar ampliamente dependiendo de la disponibilidad local de cada elemento y de la dinámica de incorporación en la estructura del caparazón.

El análisis de micronutrientes y elementos traza en matrices ambientales es fundamental para comprender la dinámica geoquímica y los riesgos de contaminación. Las Figuras 43 y 44 muestran la distribución de estos elementos en las distintas matrices analizadas, lo que permite comparar la acumulación relativa de estos elementos, así como tendencias que puedan asociarse a procesos naturales de la microcuenca o a influencias externas.

4.4. Granulometría del suelo

A continuación, se presentan las distribuciones granulométricas del suelo para La Muralla y Los Peroles (Figura 45 y 46). La curva construida representa el porcentaje en peso acumulado que pasa a través de cada tamiz, en función del tamaño de partícula (mm) y permite observar la gradación del material en estas fracciones. Es importante señalar que este análisis no considera la porción fina del suelo, por lo tanto, la cuantificación de estas fracciones finas fue realizada por separado mediante el método de Bouyoucos (NOM-021-SEMARNAT-2021).

Derivado de la curva granulométrica se calcularon los parámetros característicos del suelo, tales como los diámetros efectivos D10, D30, y D60, que representan los tamaños de partícula para los cuales el 10%, 30% y 60% de material que pasa, respectivamente.

. A partir de estos valores se determinaron el coeficiente de uniformidad (Cu) y el coeficiente de curvatura (Cc), que permiten evaluar la gradación del suelo. Asimismo, se incorporan los contenidos de arcilla, limo y arena (%) con el fin de proporcionar una visión más completa de la textura del suelo y facilitar su clasificación según el triángulo textural del USDA (1987).

Tabla 28. Comparativo de parámetros granulométricos y composición textural entre suelos de La Muralla y Los Peroles.

PARÁMETRO	LA MURALLA	LOS PEROLES
D10 (mm)	0.062	0.06
D30 (mm)	0.187	0.195
D60 (mm)	0.363	0.663
Cu	5.85	11.05
Cc	1.53	0.96
Contenido de arcilla (%)	37.08	22.54
Contenido de limo (%)	24.72	38.26
Contenido de arena (%)	38.20	41.20

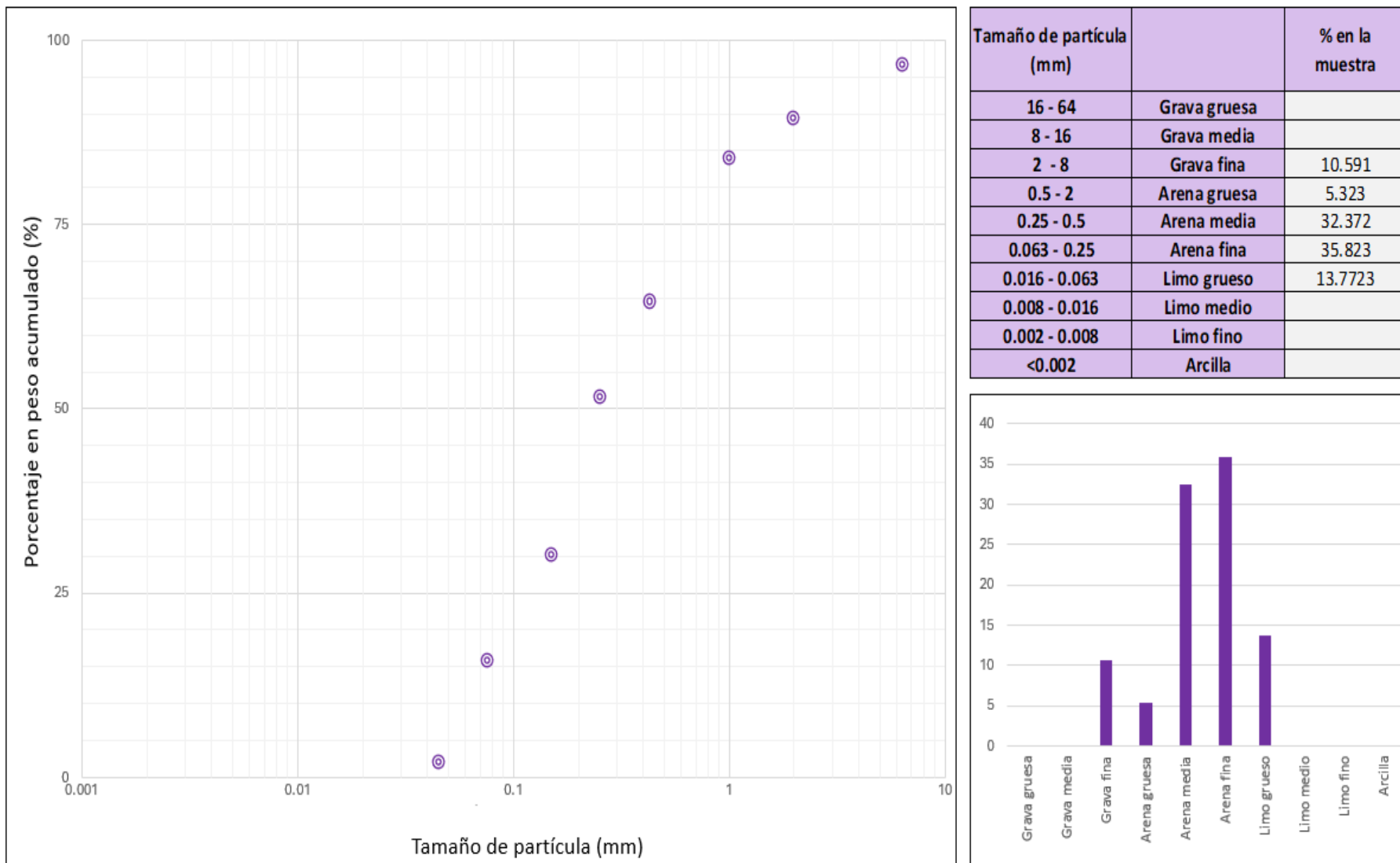
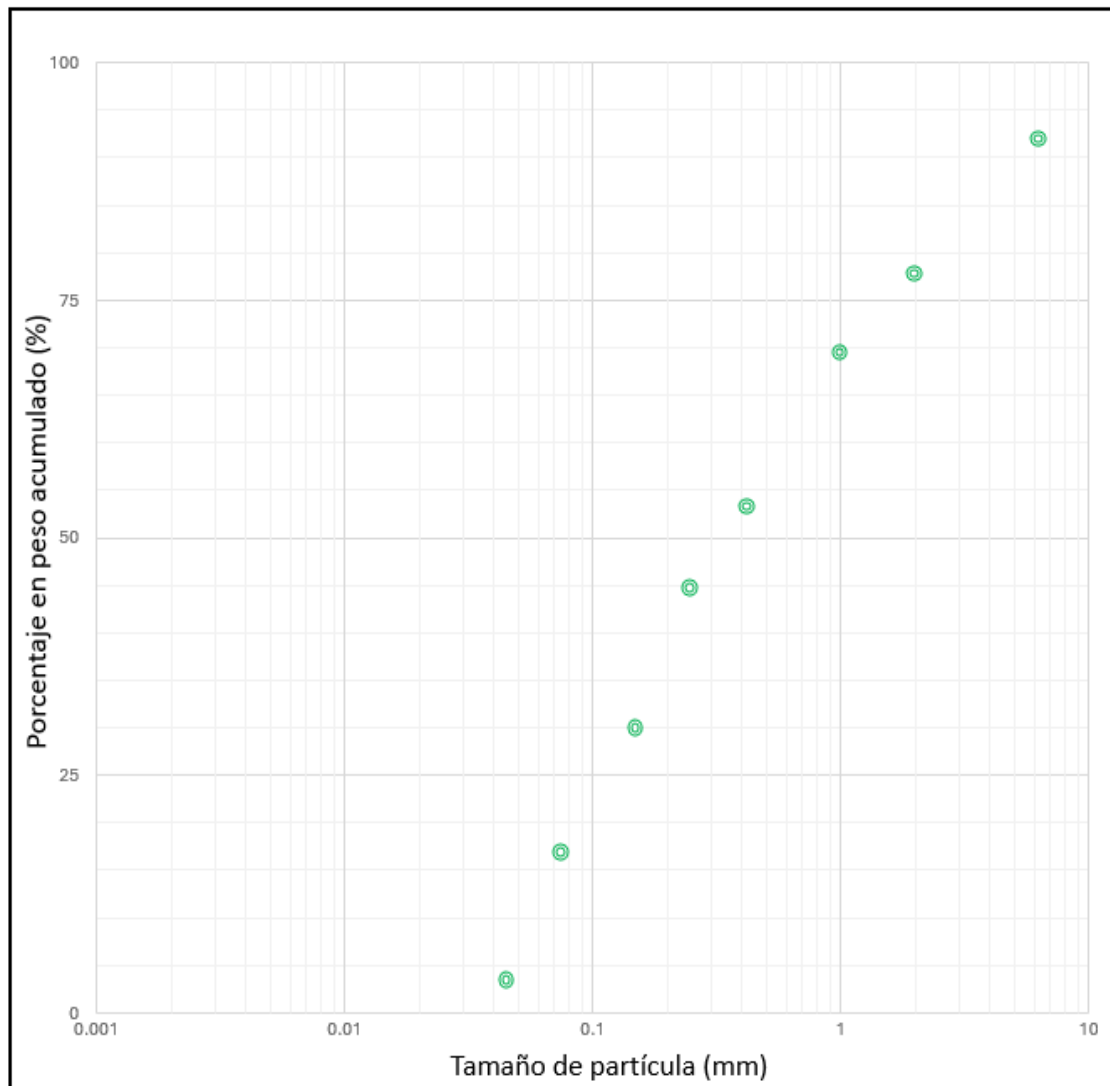


Figura 45. Distribución granulométrica del suelo de La Muralla obtenida por tamizado en seco.



Tamaño de partícula (mm)		% en la muestra
16 - 64	Grava gruesa	
8 - 16	Grava media	
2 - 8	Grava fina	22.311
0.5 - 2	Arena gruesa	8.160
0.25 - 0.5	Arena media	25.057
0.063 - 0.25	Arena fina	27.745
0.016 - 0.063	Limo grueso	13.438
0.008 - 0.016	Limo medio	
0.002 - 0.008	Limo fino	
<0.002	Arcilla	

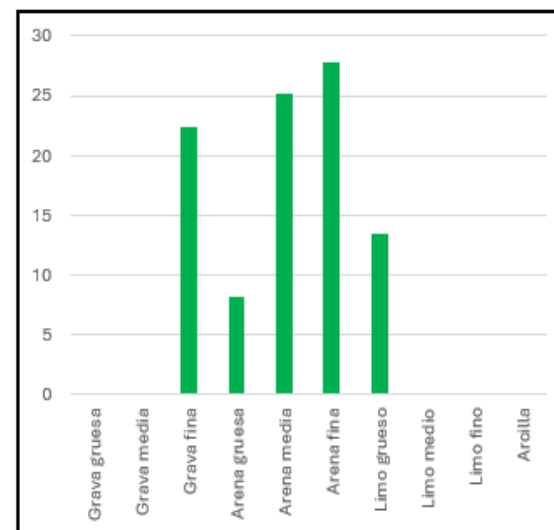


Figura 46. Distribución granulométrica del suelo de Los Peroles obtenida por tamizado en seco.

Los resultados del análisis granulométrico por tamizado en seco muestran diferencias notables en la distribución del tamaño de partícula entre los suelos de La Muralla y Los Peroles. La curva de La Muralla presenta una pendiente más empinada en el rango de arenas, lo que indica una distribución más concentrada en esa fracción. A partir de los diámetros efectivos se obtuvo el coeficiente de uniformidad (Cu) de 5.85, lo cual sugiere una muestra moderadamente bien graduada. El coeficiente de curvatura (Cc) fue de 1.53, cercano al valor ideal de 1, lo que indica una distribución balanceada de los tamaños intermedios.

Por su parte, la curva de Los Peroles muestra una progresión más suave y desplazada hacia la derecha, lo que refleja una mayor presencia de partículas más gruesas. Sus diámetros efectivos indican un suelo más heterogéneo, que se refleja en un coeficiente de uniformidad alto (Cu = 11.05) y un Cc = 0.96, característico de materiales mal graduados.

Para clasificar la textura de los suelos analizados, se utilizó el triángulo textural desarrollado por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1987). Este triángulo permite determinar la clase textural de una muestra con base en los porcentajes relativos de arena, limo y arcilla, los cuales suman el 100 % de la fracción mineral del suelo.

Para el análisis de fracciones finas con el método de Bouyoucos se obtuvieron los siguientes contenidos texturales:

- La Muralla: 37.08% de arcilla, 24.72% de limo y 38.20% de arena.
- Los Peroles: 22.54% de arcilla, 38.26% de limo y 41.20% de arena

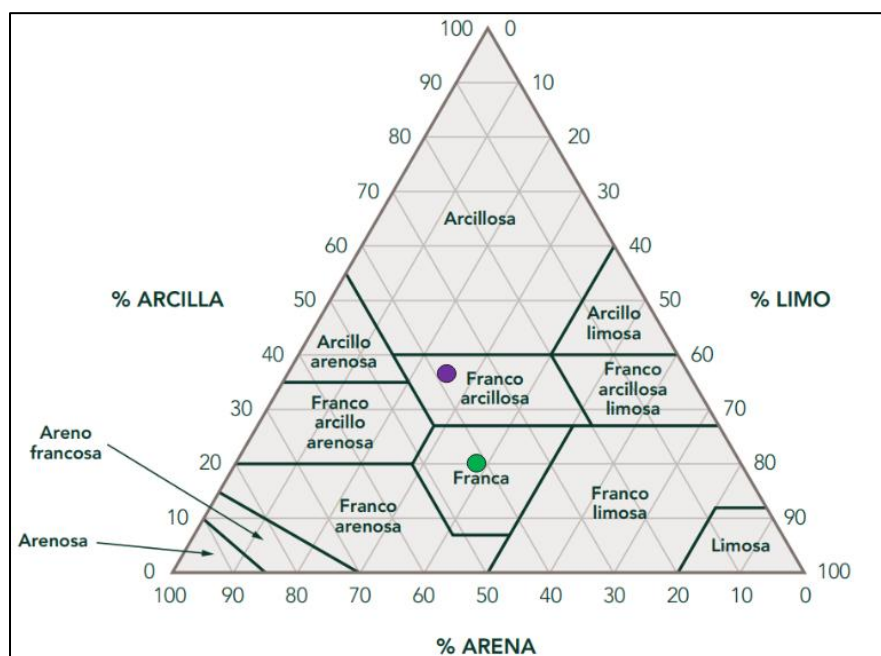


Figura 47. Clasificación textural del suelo de La Muralla y Los Peroles.

Estos resultados muestran que la Muralla posee un contenido mucho mayor de arcilla, lo que nos indica un suelo más cohesivo con baja permeabilidad, alta retención de humedad y comportamiento plástico en condiciones húmedas. En contraste, Los Peroles tiene una menor proporción de arcilla y una mayor cantidad de limo, lo que implica una textura más suelta y un comportamiento más susceptible a la erosión superficial por escurrimiento.

Según la clasificación del triángulo textural del USDA (1987), los datos indican que el suelo de La Muralla se clasifica como franco arcilloso, mientras que el suelo de Los Peroles corresponde a Franco. Esta diferencia en textura tiene importantes implicaciones en la hidrodinámica del suelo. Por ejemplo, el suelo de La Muralla probablemente tiene una menor velocidad de infiltración y mayor capacidad de retención hídrica, mientras que el de Los Peroles podría favorecer la recarga de acuíferos, pero con menor retención de nutrientes y agua.

4.5. Granulometría del sedimento

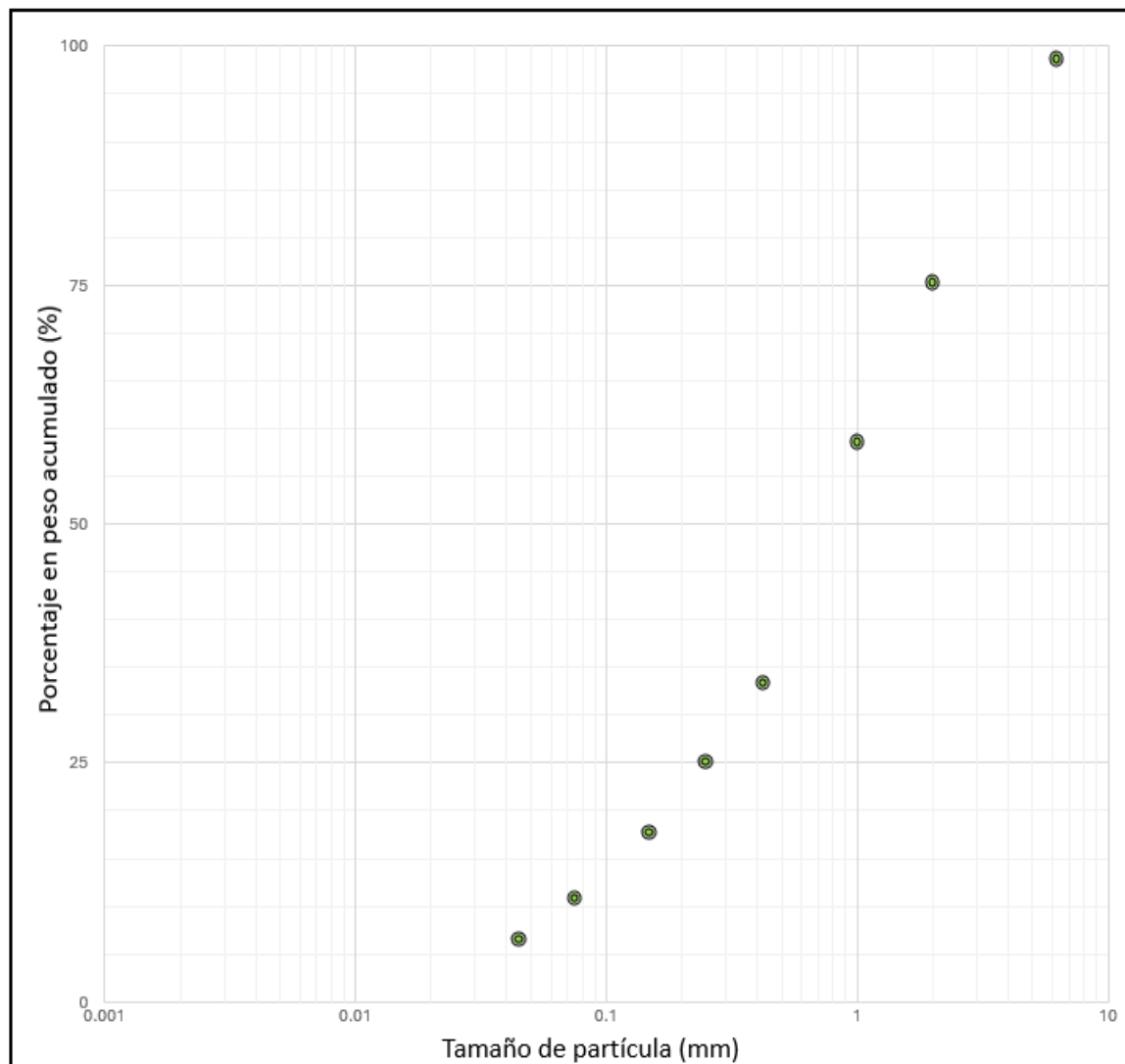
Las Figuras 48 y 49 presentan las curvas granulométricas obtenidas para los sedimentos recolectados en ambos Peroles, la siguiente tabla muestra una comparativa:

Tabla 29. Comparativo de parámetros granulométricos entre sedimentos del Perol Menor y Perol Mayor.

PARÁMETRO	PEROL MENOR	PEROL MAYOR
D10 (mm)	0.080	0.065
D30 (mm)	0.200	0.366
D60 (mm)	0.720	1.19
Cu	9.0	18.23
Cc	0.69	1.72

Las curvas de distribución granulométricas muestran un comportamiento muy similar, lo que muestra que ambos sitios presentan condiciones sedimentarias comparables, con procesos de transporte y deposición equivalentes. En cuanto a la composición, los porcentajes relativos de cada fracción no varían significativamente entre ambos manantiales. En los dos casos predomina la fracción arenosa, seguida de porcentajes moderados de grava fina.

Al comparar las curvas granulométricas correspondientes a los suelos con las de los sedimentos, se evidencia una diferencia clara en la forma y pendiente de las distribuciones. Las curvas de los suelos presentan una pendiente más suave y un trayecto más extendido hacia las fracciones finas, confirmado por el análisis complementario del método de Bouyoucos. Por otra parte, las curvas de los sedimentos son más empinadas y se concentran en el rango de partículas arenosas y gravosas, indicando una menor presencia de materiales de diámetro reducido.



Tamaño de partícula (mm)		% en la muestra
16 - 64	Grava gruesa	
8 - 16	Grava media	
2 - 8	Grava fina	17.872
0.5 - 2	Arena gruesa	20.934
0.25 - 0.5	Arena media	40.428
0.063 - 0.25	Arena fina	15.83
0.016 - 0.063	Limo grueso	4.936
0.008 - 0.016	Limo medio	
0.002 - 0.008	Limo fino	
<0.002	Arcilla	

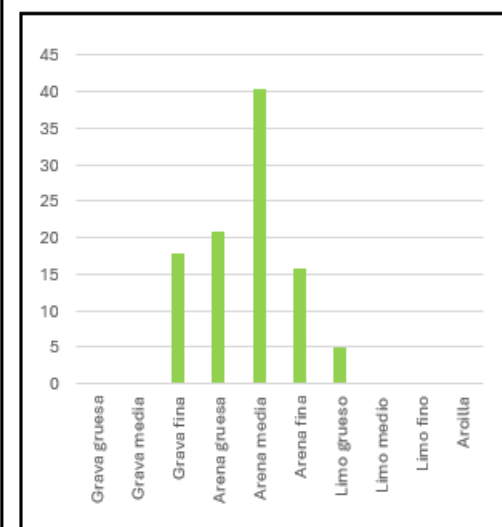
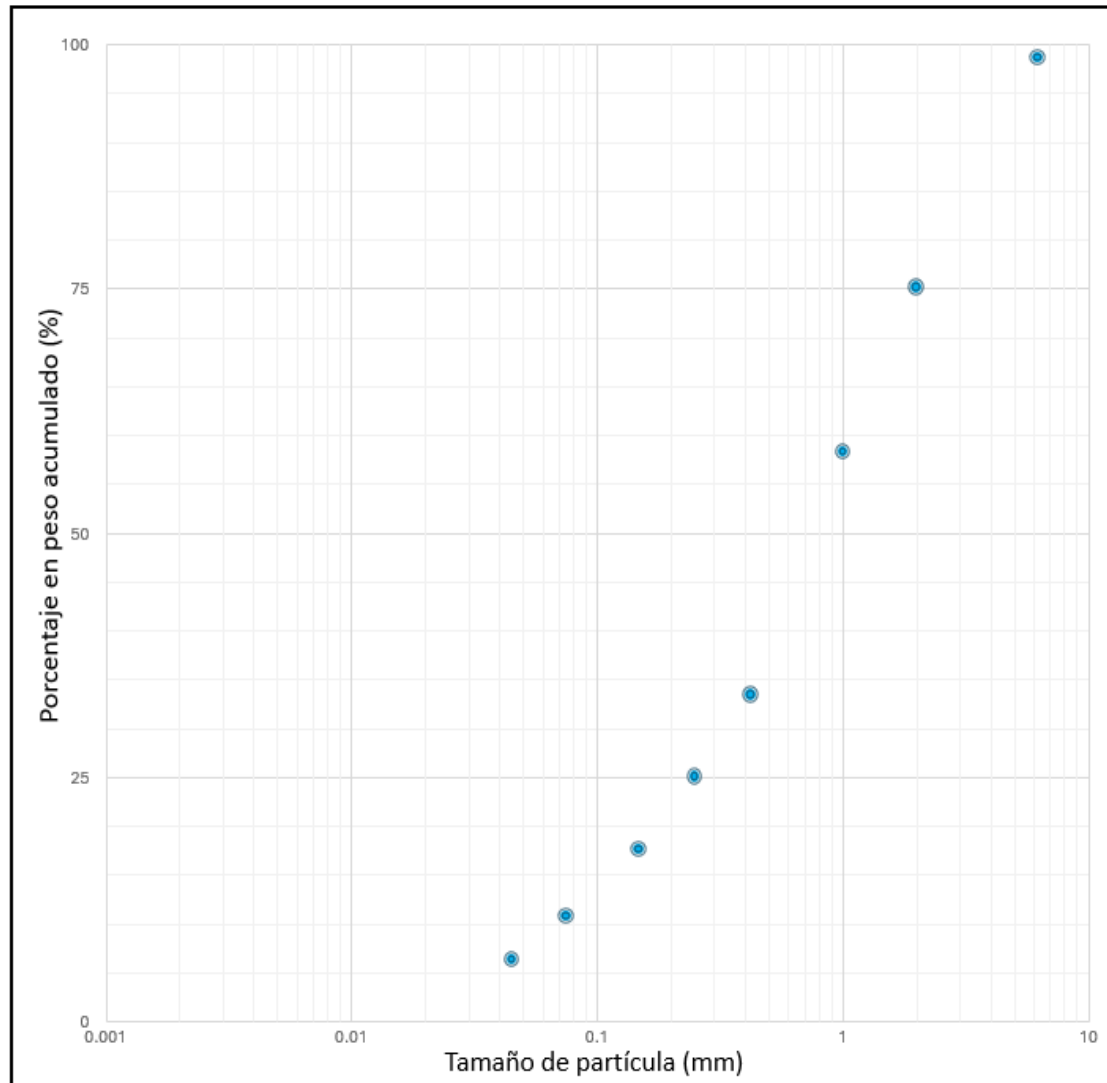
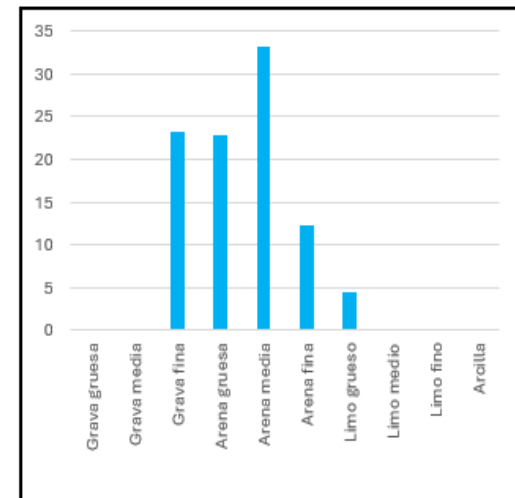


Figura 48. Distribución granulométrica del sedimento del Perol Menor obtenida por análisis de tamizado seco.



Tamaño de partícula (mm)		% en la muestra
16 - 64	Grava gruesa	
8 - 16	Grava media	
2 - 8	Grava fina	23.300
0.5 - 2	Arena gruesa	22.910
0.25 - 0.5	Arena media	33.12
0.063 - 0.25	Arena fina	12.21
0.016 - 0.063	Limo grueso	4.45
0.008 - 0.016	Limo medio	
0.002 - 0.008	Limo fino	
<0.002	Arcilla	



5.

Figura 49. Distribución granulométrica del sedimento del Perol Mayor obtenida por análisis de tamizado seco.

4.6. Modelo conceptual del funcionamiento de los sistemas de flujo en Los Peroles

4.6.1. Diagramas de Stiff

Los diagramas de Stiff son herramientas gráficas ampliamente utilizadas en hidrogeoquímica para representar de forma visual la composición iónica del agua, el diagrama se construye a partir de la conversión de las concentraciones de cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$) y aniones (Cl^- , SO_4^{2-} , $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) a miliequivalentes por litro (meq/L), los cuales se grafican en ejes horizontales opuestos con respecto a un eje central vertical (Freeze & Cherry, 1979; Domenico & Schwartz, 1990).

El valor analítico de los diagramas de Stiff radica en su capacidad para identificar patrones hidrogeoquímicos, tales como la similitud entre muestras, la evolución geoquímica del agua subterránea, mezclas de diferentes tipos de agua, y procesos de interacción agua-roca (Appelo & Postma, 2005).

Se construyeron diagramas de Stiff para siete muestras de agua recolectadas en los manantiales Perol Mayor (BP1–BP4) y Perol Menor (PC1, PC2, PC4). En todos los casos, las figuras presentan una forma asimétrica con predominio de cationes cálcicos (Ca^{2+}) y aniones sulfatados (SO_4^{2-}), lo que indica una facies hidroquímica sulfatada-cálcica, coherente con procesos geoquímicos típicos de acuíferos en medios carbonatados y evaporíticos.

La presencia dominante de sulfatos en todas las muestras puede interpretarse como el resultado combinado de una interacción prolongada del agua subterránea con rocas carbonatadas y sulfatadas, un transporte ascendente de soluciones ricas en SO_4^{2-} a través de fallas regionales y un tiempo de residencia suficiente para permitir la evolución geoquímica del agua. Las altas concentraciones de SO_4^{2-} observadas son consistentes con un aporte significativo desde la Formación Guaxcamá, unidad litológica subyacente que contiene niveles de yeso y otras facies evaporíticas susceptibles de disolución (Torres-Rivera et al., 2019). Estos sulfatos, movilizados a través de fracturas y planos de falla, alcanzan las unidades superiores, como la Formación El Abra, donde se integran al flujo subterráneo que alimenta los manantiales.

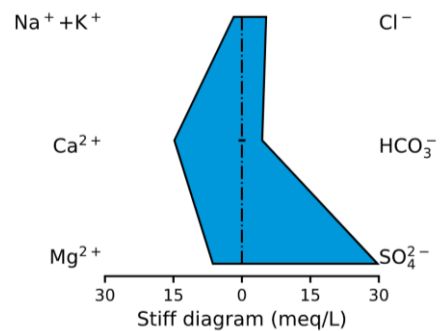


Figura 50. Diagrama de Stiff Perol Menor 1.

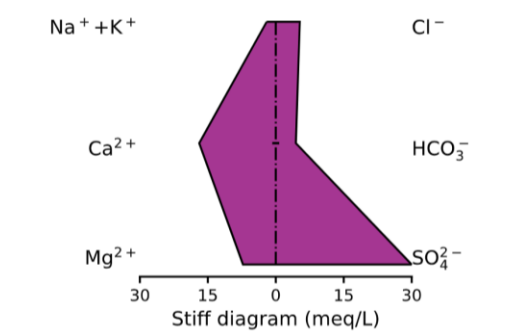


Figura 51. Diagrama de Stiff Perol Mayor 2.

4.6.2. Diagrama de Piper

El diagrama de Piper es una representación gráfica utilizada comúnmente en hidrogeoquímica para clasificar y comparar tipos de aguas subterráneas y superficiales con base en su composición iónica. Su estructura se compone de dos triángulos, uno para cationes y otro para aniones, cuyos resultados se proyectan en un rombo central que permite agrupar los tipos de agua según la dominancia iónica (Piper, 1944; Hem, 1985).

La utilidad del diagrama radica en su capacidad para identificar tendencias geoquímicas, procesos de mezcla de aguas, evolución química a lo largo de un flujo subterráneo, y la influencia de fuentes naturales o antrópicas en la composición del agua (Domenico & Schwartz, 1998).

La representación gráfica muestra una clara concentración de todas las muestras dentro del campo correspondiente a aguas sulfatadas cálcicas, lo que indica un predominio de Ca^{2+} como catión principal y SO_4^{2-} como anión dominante. Esta distribución es afín a lo observado en los diagramas de Stiff y con los resultados de los análisis químicos.

El agrupamiento estrecho de las siete muestras dentro del mismo campo de clasificación en el diagrama de Piper también indica que ambas fuentes (Perol Mayor y Perol Menor) comparten un mismo sistema hidrogeológico. Esta información contribuye a consolidar la interpretación de que el manantial Los Peroles constituye una zona de descarga de un sistema subterráneo kárstico estructuralmente controlado, influido tanto por litologías carbonatadas como evaporíticas.

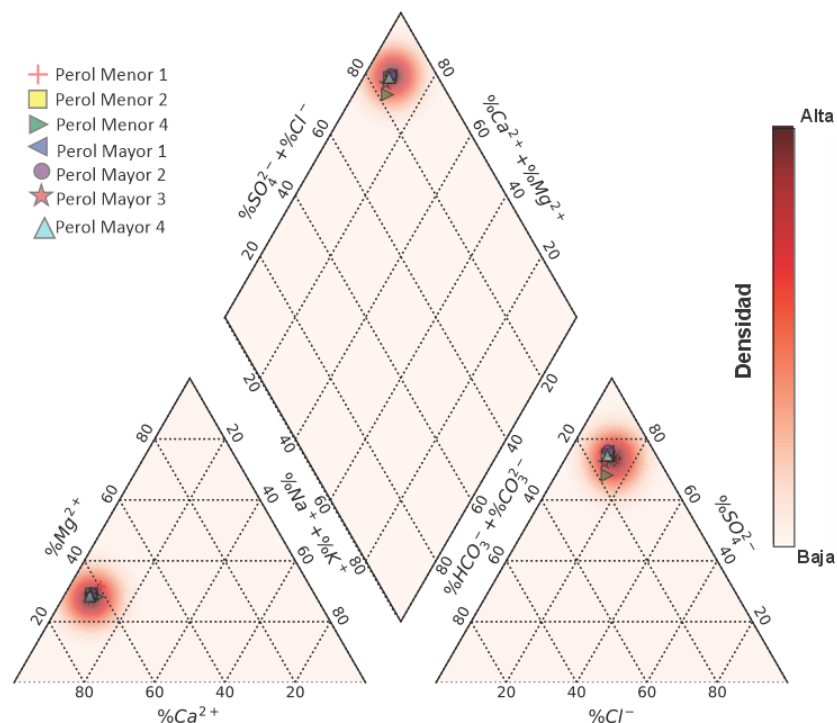


Figura 52. Diagrama de Piper para el agua del manantial Los Peroles.

4.6.3. Descripción del funcionamiento hidrogeológico del manantial Los Peroles.

Los Peroles corresponden a dos dolinas kársticas, es decir, depresiones cerradas formadas por la disolución de calizas, que funcionan como puntos de resurgencia del acuífero local. El nivel del agua se mantiene porque existe un flujo subterráneo ascendente que compensa la evaporación. Esto se ilustra en la Figura 53, donde el perfil en (cuenco) y la flecha ascendente indican la descarga desde el fondo. Por su naturaleza kárstica, ambas dolinas están hidráulicamente influenciadas por fracturas y conductos que responden a la recarga.

La sección hidrogeológica (Figura 54) muestra un sistema estructural complejo caracterizado por la presencia de fallas normales con orientaciones preferenciales NO-SE. Estas estructuras tectónicas controlan tanto la geometría del acuífero como la dirección de los flujos subterráneos. La sección revela la presencia de aluviones superficiales, depósitos de conglomerado, calizas de la Formación El Abra y unidades evaporíticas pertenecientes a la Formación Guaxcamá, distribuidas en bloques desplazados que configuran una arquitectura estratigráfica y estructural típica de terrenos kársticos.

La ocurrencia del manantial Los Peroles está directamente asociada al ascenso de agua a través de estas fallas normales, las cuales actúan como canales de conducción vertical entre las unidades profundas y las capas superficiales más permeables. La presencia de flujos regionales e intermedios que ascienden desde la Formación Guaxcamá, rica en minerales sulfatados como el yeso, contribuye a la composición hidroquímica característica del manantial. Esta composición corresponde a una facies de tipo sulfatada cálcica (Ca-SO_4), lo cual es consistente con los resultados obtenidos en los diagramas de Stiff y Piper, así como con los análisis de calidad del agua, donde se registraron los valores más elevados de sulfatos (SO_4^{2-}), conductividad eléctrica (CE) y dureza total.

El comportamiento del sistema acuífero responde al modelo conceptual propuesto para medios kársticos, donde coexisten dos tipos de transporte subterráneo: el flujo difuso y el flujo por conductos. El flujo difuso ocurre a través de la matriz porosa de la roca, mientras que el flujo por conducto se concentra en fracturas, fisuras y cavernas interconectadas. Ambos tipos de flujo intercambian agua de forma continua y estacional, generando una mezcla que define la firma química del agua descargada por el manantial (Appelo & Postma, 2005; Domenico & Schwartz, 1998). En el caso de Los Peroles, la composición del agua está fuertemente influenciada por flujos difusos que atraviesan las calizas kársticas de la Formación El Abra, pero también por el aporte de aguas mineralizadas provenientes de niveles más profundos, particularmente de la Formación Guaxcamá, transportadas a través de las fallas.

Los rasgos geomorfológicos de la microcuenca, junto con la estructura geológica regional, son elementos clave para entender las conexiones hidrogeológicas del sistema. Las estructuras tectónicas afectan a toda la columna estratigráfica y definen las rutas preferenciales del flujo subterráneo.

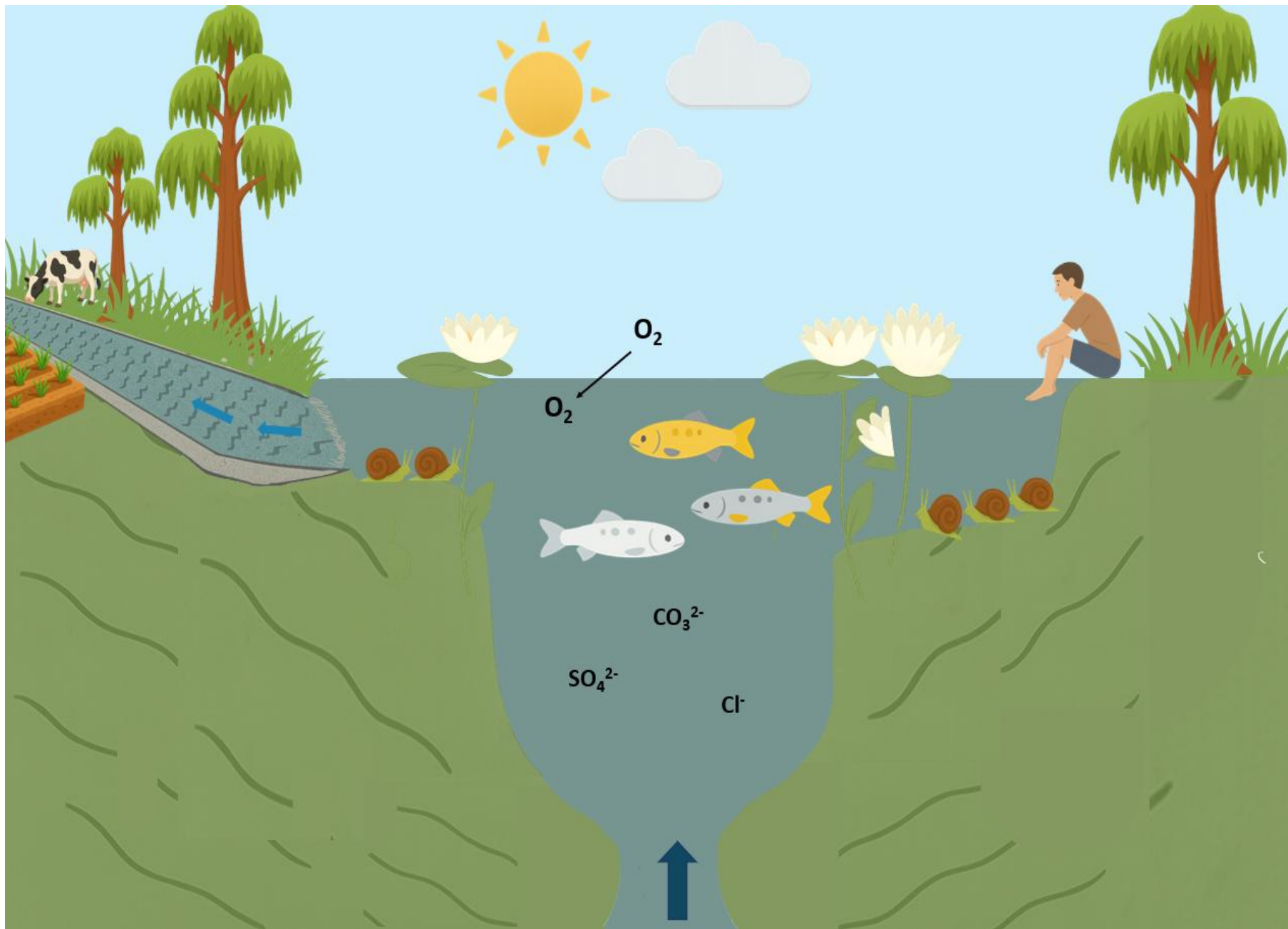


Figura 53. Esquema del funcionamiento del manantial Los Peroles.

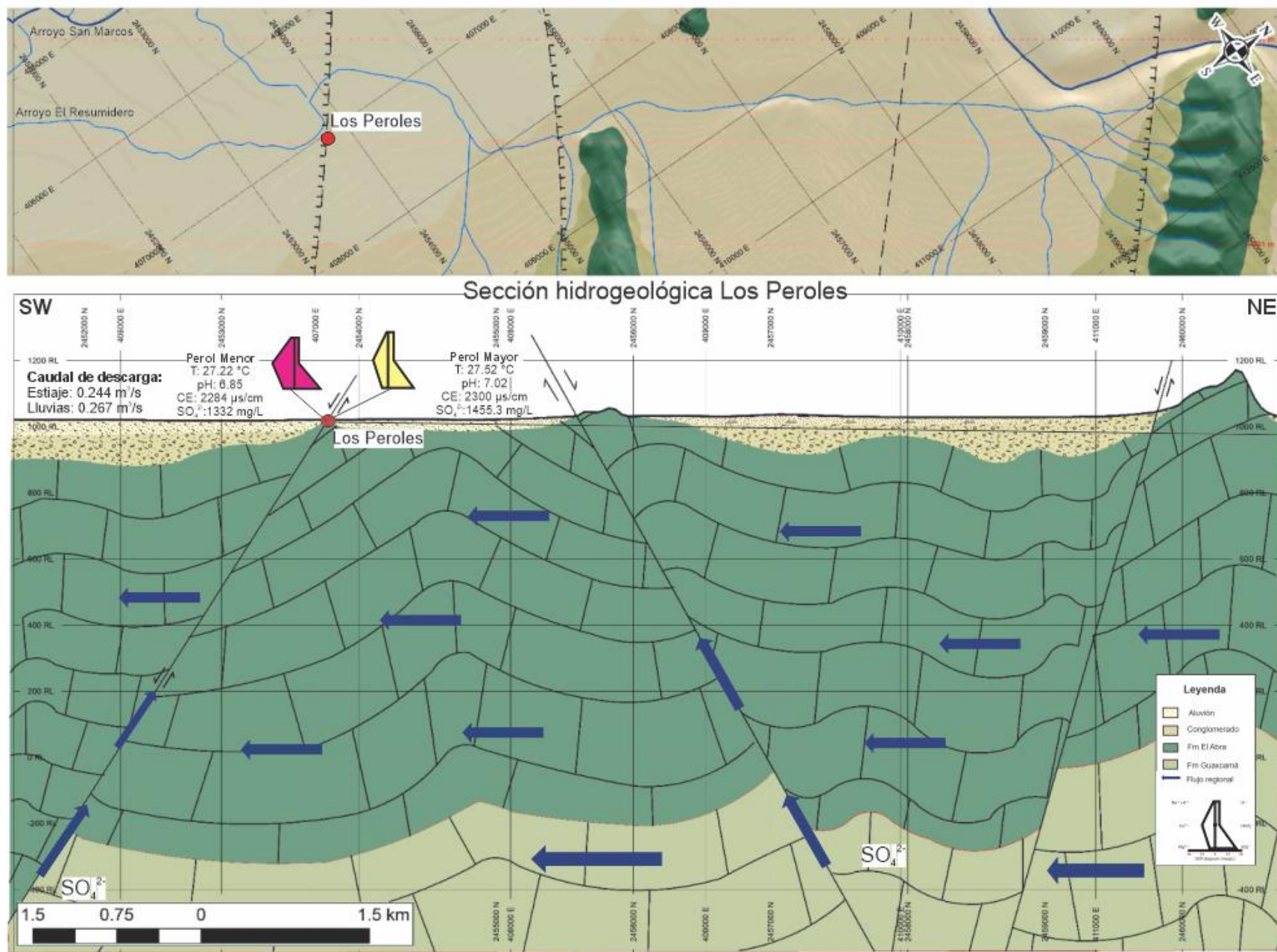


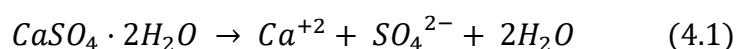
Figura 54. Modelo hidrogeológico conceptual del manantial Los Peroles.

Estas condiciones generan paisajes asociados a procesos de disolución, como dolinas y depresiones kársticas, que coinciden con los principales lineamientos estructurales y permiten la recarga localizada del acuífero. La mezcla entre flujos locales, intermedios y regionales da como resultado una composición química homogénea en el tiempo, dominada por la presencia de Ca^{2+} y SO_4^{2-} , y registrada en los altos valores de CE ($>2200 \mu\text{S/cm}$) y sólidos disueltos totales ($>1100 \text{ mg/L}$).

En la Figura 53 puede observarse claramente que la descarga puntual del manantial ocurre en el contacto entre unidades de diferente permeabilidad y a lo largo de una estructura de falla activa. Esta descarga es el resultado de la mezcla entre el sistema de flujo local, alimentado por la infiltración desde el aluvión y el conglomerado y los flujos intermedios y regionales que migran desde profundidad. Son estos últimos los que brindan la parte sulfatada, atribuible al paso del agua por materiales evaporíticos de la Formación Guaxcamá. Las fallas, en este contexto, no solo permiten el transporte vertical del agua, sino que también actúan como zonas de concentración de la descarga, facilitando la emergencia del flujo en forma de manantial permanente.

La composición iónica del agua de Los Peroles refleja una estrecha relación entre los procesos de disolución mineral y la interacción agua-roca en las unidades litológicas de la región, particularmente la Formación Guaxcamá, rica en yeso; así como la Formación El Abra, rica en calizas. La presencia dominante de sulfatos y carbonatos en las muestras se asocia con la disolución de minerales evaporíticos (yeso y anhidrita) y calcita, mientras que las concentraciones de magnesio, estroncio y bicarbonato derivan de la disolución de dolomita y calcita. A continuación, se presentan las principales reacciones geoquímicas que explican estos procesos:

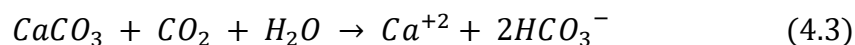
Disolución de yeso:



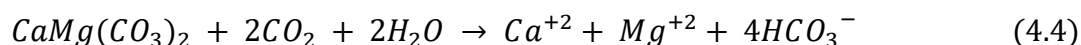
Disolución de anhidrita:



Disolución de calcita:



Disolución de dolomita:



4.6.4. Variabilidad del caudal y condiciones climáticas

La estabilidad en el comportamiento del manantial queda demostrada por la baja variación estacional del caudal, con un valor de 0.244 m³/s en época de estiaje y 0.267 m³/s durante la temporada de lluvias. Esta escasa diferencia entre periodos sugiere que la descarga del manantial no depende exclusivamente de la recarga superficial, sino que está controlada por un flujo subterráneo profundo, de carácter regional, con alta capacidad de almacenamiento y regulación, consistente con un acuífero kárstico maduro.

El análisis espacial de los valores de conductividad eléctrica (CE) en los manantiales distribuidos a lo largo de la llanura del Río Verde (Figura 55), permite inferir diferencias significativas en los tipos de flujo subterráneo que los alimentan. Como se muestra en el mapa, los manantiales localizados hacia el norte del área de estudio, como San Bartolo (CE = 2820 µS/cm), San Tiburcio (CE = 1861 µS/cm), y Tablas (CE = 1877 µS/cm), presentan valores de conductividad más elevados que los manantiales del sur y suroeste, como San Sebastián (CE = 1109 µS/cm). Este patrón indica que los primeros están alimentados predominantemente por flujos subterráneos de tipo regional, mientras que los segundos dependen en mayor medida de flujos locales de corta trayectoria.

En sistemas hidrogeológicos kársticos y fracturados, los flujos regionales suelen tener trayectorias largas, mayor tiempo de residencia y contacto prolongado con la roca matriz, lo que incrementa la mineralización del agua (Appelo & Postma, 2005; Domenico & Schwartz, 1998). A diferencia de los flujos locales, los regionales actúan como reservas subterráneas más estables y con mayor capacidad de amortiguamiento ante periodos de sequía prolongada (Fitts-Días et al., 2011).

En este contexto, los manantiales ubicados en el norte de la llanura del Río Verde muestran una mayor resiliencia al cambio climático, ya que dependen de fuentes más profundas y menos susceptibles a variaciones inmediatas en la precipitación. Diversos estudios han señalado que los acuíferos alimentados por flujos regionales mantienen caudales más constantes durante todo el año y son menos vulnerables al agotamiento durante eventos extremos de sequía (Alley et al., 2002; Scanlon & Cook, 2006). Por el contrario, los manantiales con baja mineralización, como los del sur y suroeste, están sujetos a mayor variabilidad estacional y pueden secarse rápidamente cuando disminuye la recarga superficial directa.

El entendimiento del tipo de flujo subterráneo que alimenta cada manantial no solo permite interpretar su composición hidroquímica, sino que también es fundamental para diseñar estrategias de gestión hídrica sustentables frente a escenarios de cambio climático. La dependencia de manantiales frágiles y poco resilientes puede representar un riesgo para las comunidades que dependen de ellos, mientras que los manantiales de alimentación regional podrían funcionar como fuentes estratégicas de agua en tiempos de crisis, siempre y cuando se asegure su conservación y monitoreo continuo.

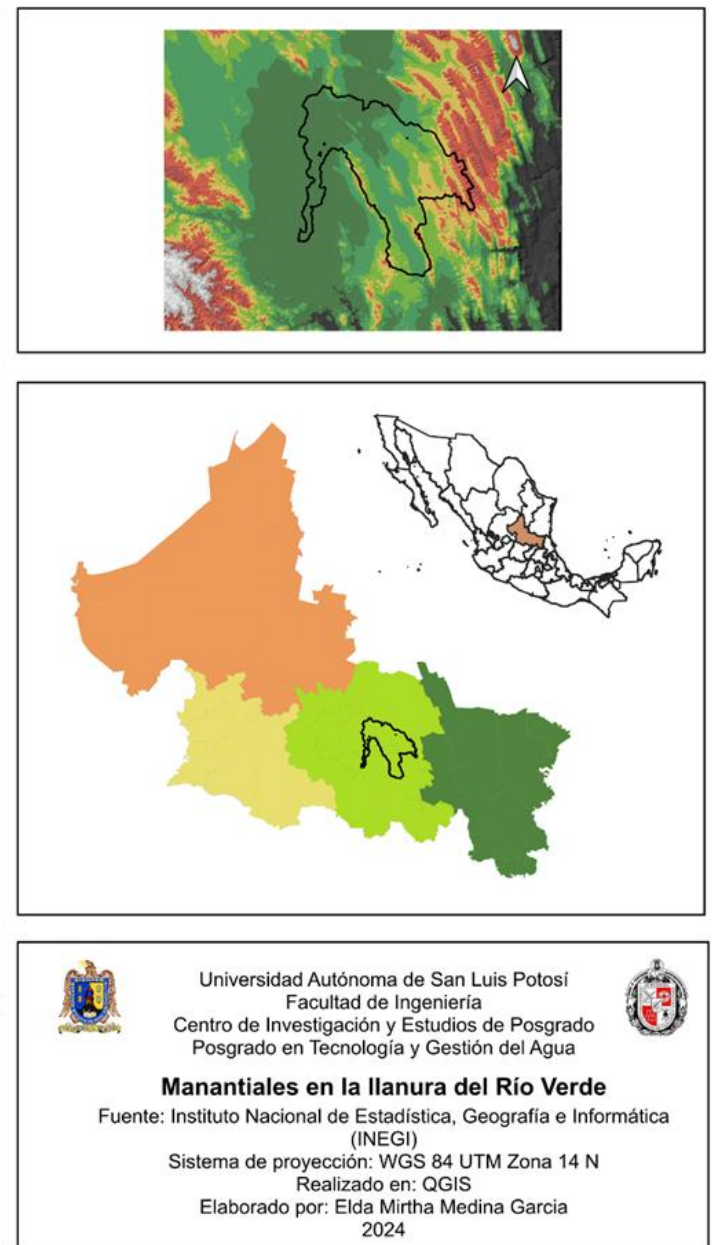
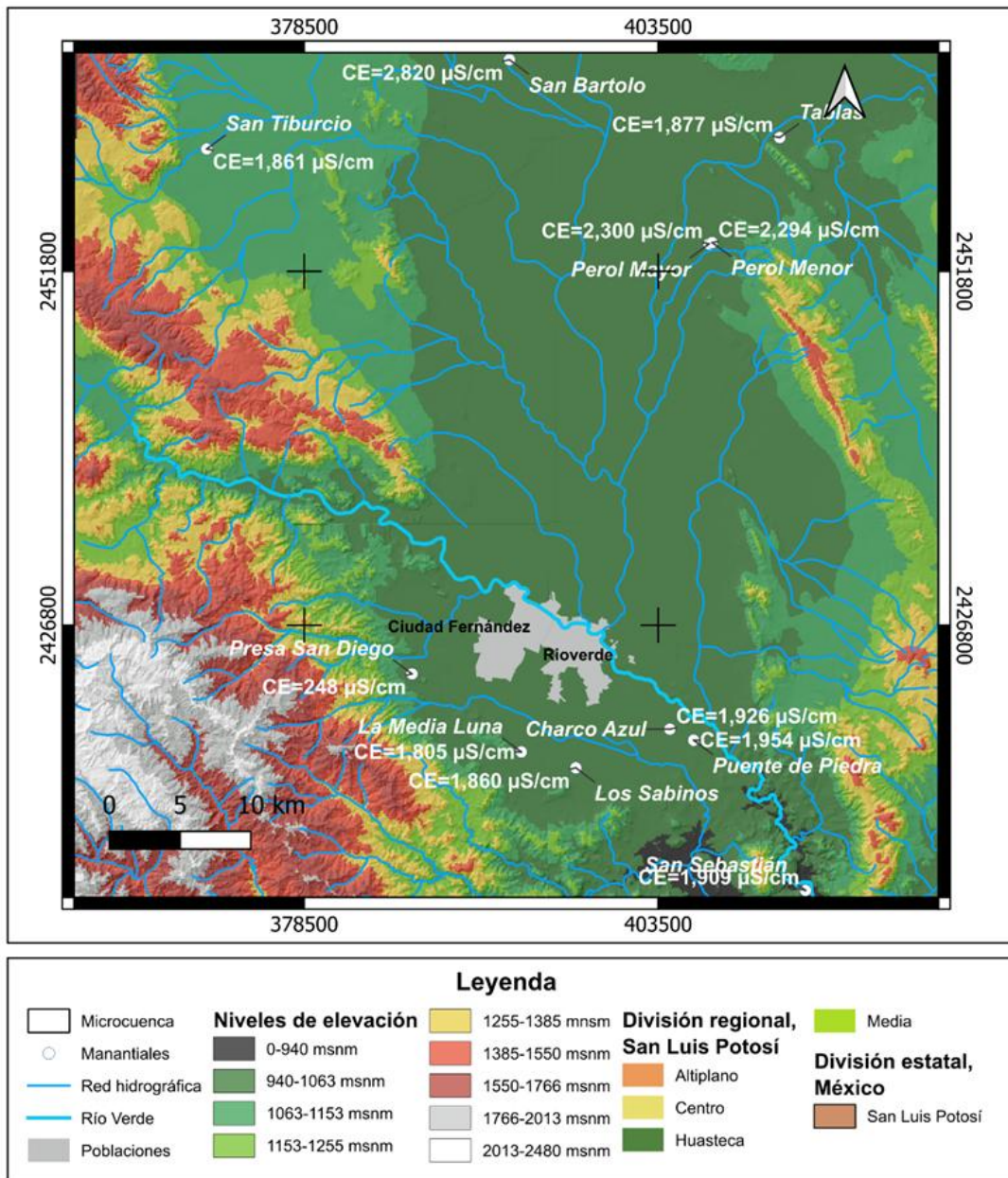


Figura 55. Valores de CE en los manantiales de la Llanura del Río Verde.

Como se ha mencionado, el manantial es alimentado por flujos regionales con aportes desde la Formación Guaxcamá. Esta configuración le confiere una cierta capacidad de amortiguamiento frente a la variabilidad climática, aunque no lo exime de los efectos acumulativos de eventos de sequía prolongada.

Los mapas del Monitor de Sequía (Figura 56-59) muestran la evolución de la sequía en la microcuenca en distintas fechas clave. En junio de 2024 (Figura 57), la región se encontraba bajo condiciones de sequía excepcional (D4), el nivel más alto en la clasificación del Servicio Meteorológico Nacional, afectando la totalidad de la microcuenca. Esta situación coincide con un periodo crítico de estrés hídrico a nivel nacional, caracterizado por déficits acumulados de precipitación y elevadas temperaturas, lo cual puede impactar directamente la recarga local y la presión sobre el sistema acuífero.

En contraste, para agosto de 2024 (Figura 58), el mapa muestra que la microcuenca se encontraba sin condiciones de sequía, lo que evidencia la estacionalidad del sistema y la rápida respuesta superficial a las lluvias de verano. Sin embargo, esta recuperación aparente no necesariamente implica una recarga efectiva del acuífero profundo, dado que los flujos regionales requieren tiempos más largos para responder a eventos de precipitación, como han señalado estudios sobre respuesta retardada en sistemas kársticos (White, 2002; Fitts, 2013).

En septiembre de 2023 (Figura 56), la microcuenca se encontraba bajo sequía moderada (D1), y en mayo de 2025 (Figura 59), al final del periodo seco, predominaba la categoría D0 (anormalmente seco). Esta variabilidad evidencia que, aunque existen pulsos de recarga temporal asociados a la temporada de lluvias, los déficits recurrentes de humedad afectan el balance hídrico anual. En consecuencia, los manantiales que dependen de flujos locales, como algunos ubicados en zonas más bajas o con menor cobertura geológica, presentan mayor vulnerabilidad y riesgo de agotamiento temporal, como se ha observado en otros manantiales de la región.

De acuerdo con la literatura, los sistemas alimentados por flujos intermedios y regionales son más resilientes frente a sequías de corto plazo, ya que almacenan agua en volúmenes mayores y presentan una respuesta retardada ante variaciones climáticas (Scanlon et al., 2006; Alley et al., 2002). No obstante, la presencia de sequías extremas y excepcionales, como la registrada en junio de 2024, puede comprometer la sustentabilidad del sistema si se prolongan durante varios ciclos hidrológicos consecutivos.

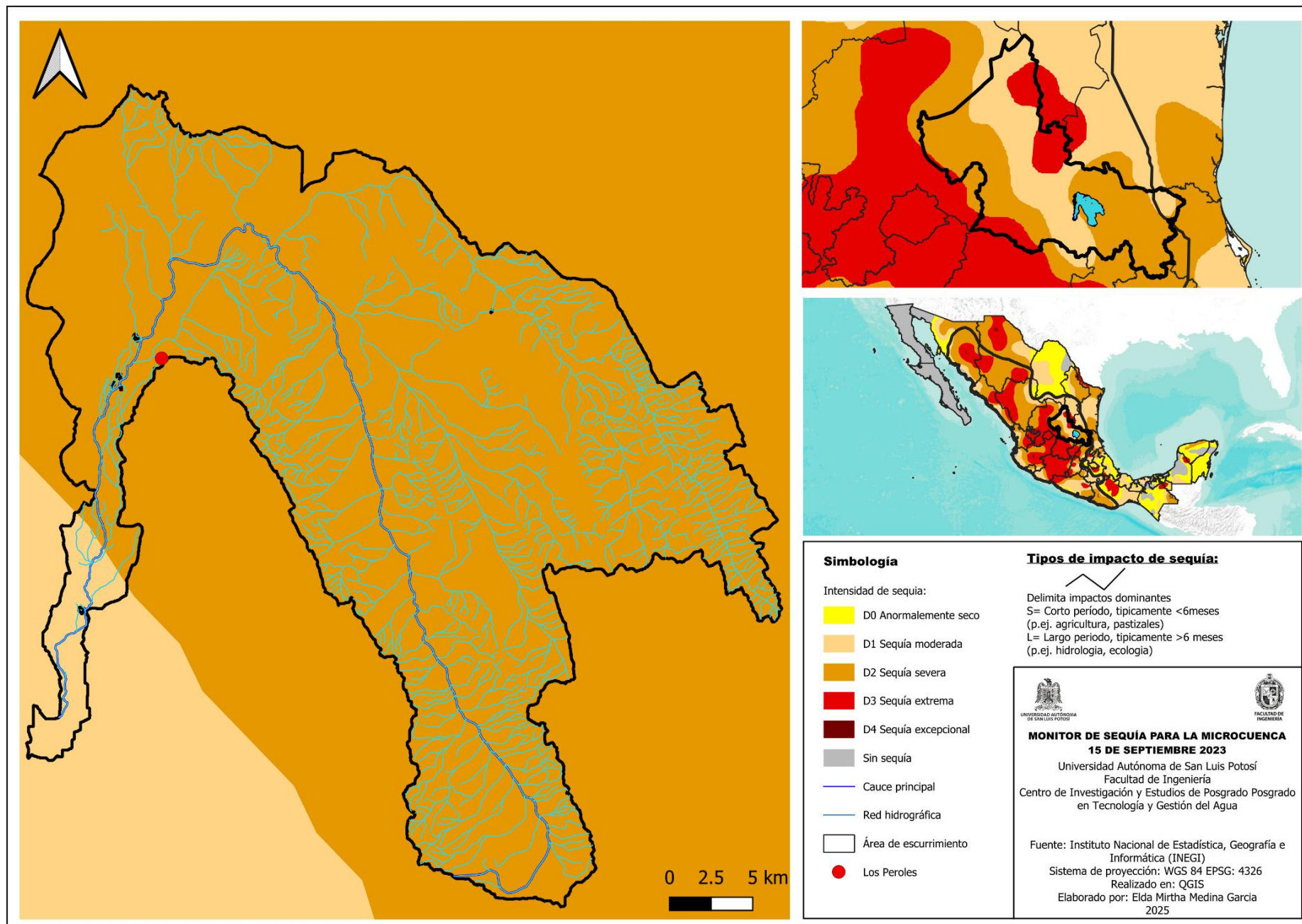


Figura 56. Monitor de sequía, 15-09-2023.

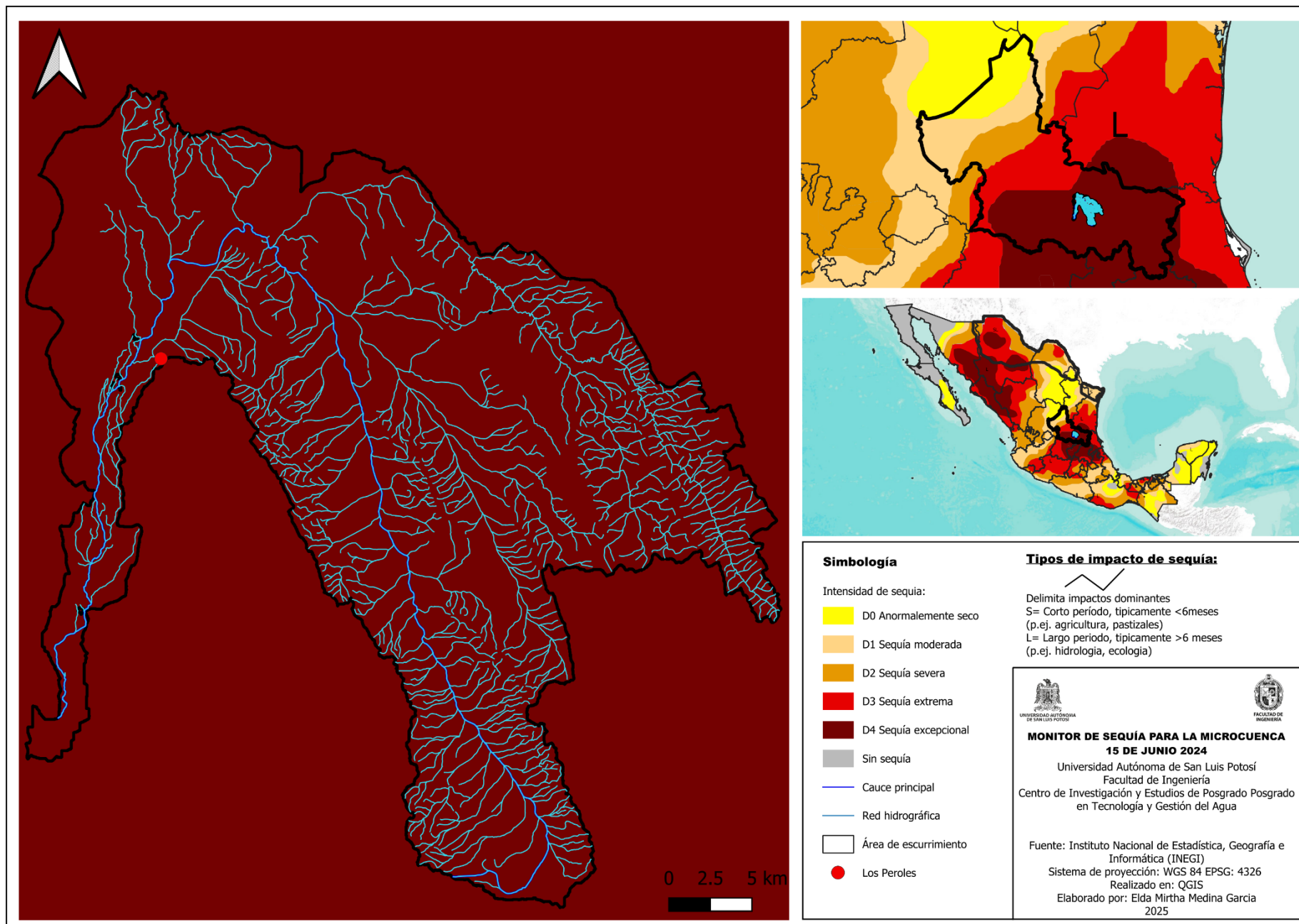


Figura 57. Monitor de sequía, 15-06-2024.

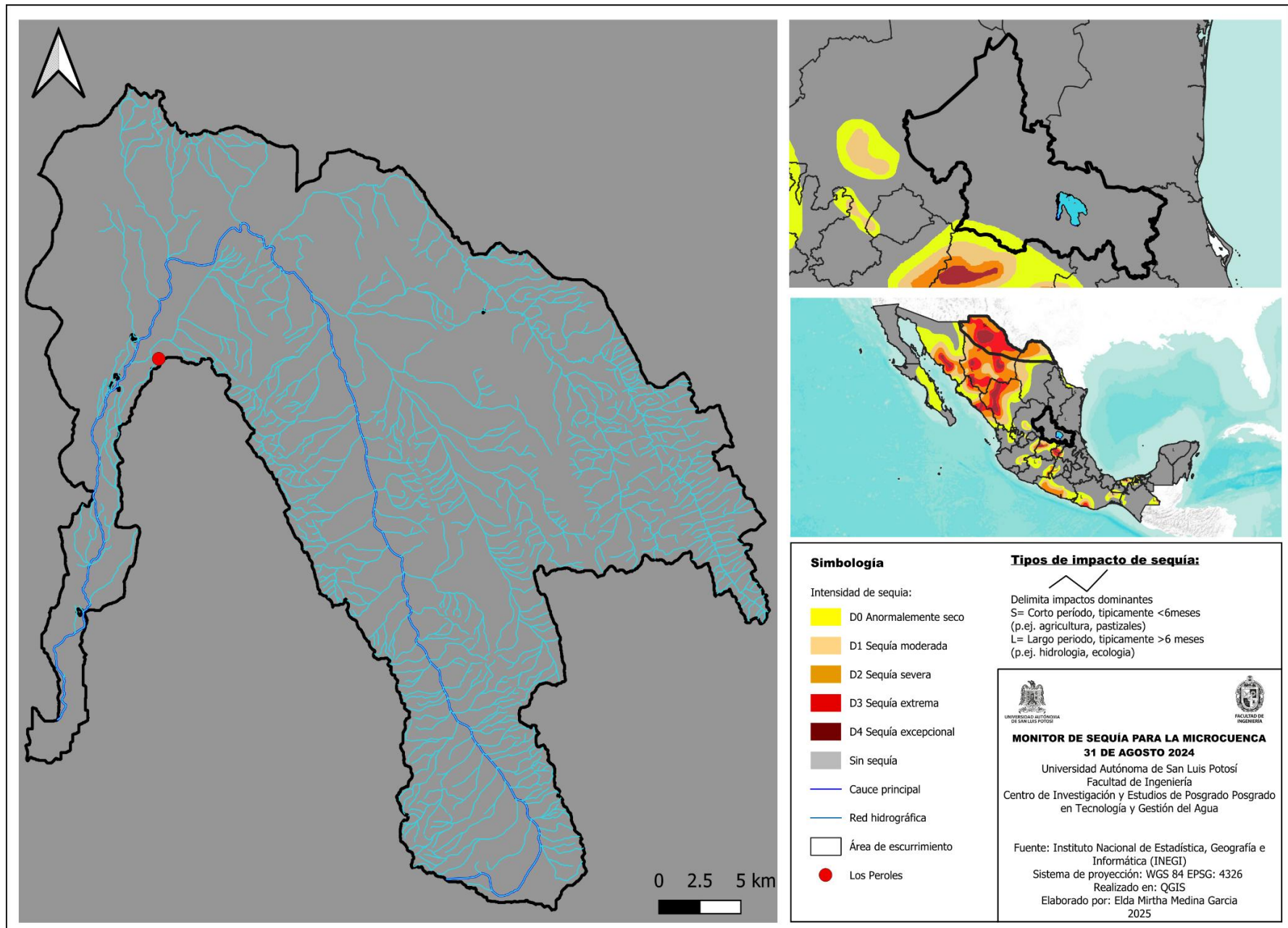


Figura 58. Monitor de sequía, 31-08-2024.

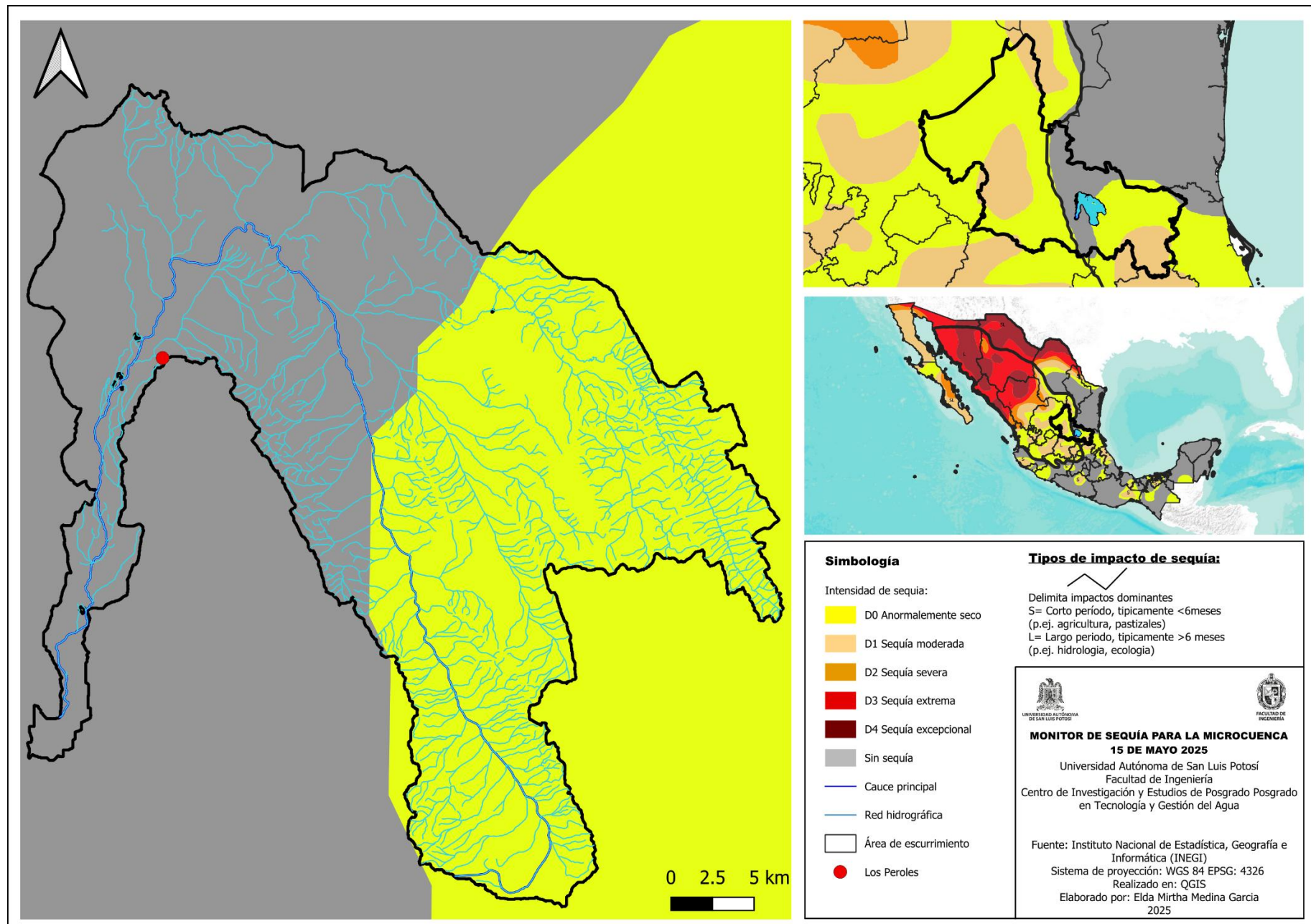


Figura 59. Monitor de sequía, 15-05-2025.

4.7. Vulnerabilidad en el área del manantial Los Peroles

La Figura 60 muestra la distribución espacial de los puntos seleccionados estratégicamente para cubrir de forma representativa el área de estudio. En cada uno de ellos se asignaron valores para los parámetros de la metodología GOD, los cuales fueron posteriormente utilizados para calcular el índice de vulnerabilidad hidrogeológica. La distribución homogénea de los puntos permite una interpolación confiable del índice en todo el entorno del manantial. Los valores obtenidos del índice GOD en los puntos marcados, varían entre 0.08 y 1.00, cubriendo todo el rango de vulnerabilidad según la clasificación de Foster y Hirata (1988), que se presenta a continuación:

Tabla 30. Clasificación del índice GOD de vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea (Foster & Hirata, 1988).

ÍNDICE GOD	CLASIFICACIÓN DE VULNERABILIDAD
0.0 -0.1	Muy baja
0.1-0.3	Baja
0.3-0.5	Moderada
0.5-0.7	Alta
>0.7	Extrema

En la Tabla 31 se presenta la distribución de los 121 puntos evaluados de acuerdo con su índice GOD. La Tabla completa con los valores de cada punto se encuentra en los anexos (Tabla A36).

Tabla 31. Número de puntos contenidos en cada categoría de vulnerabilidad.

Categoría de vulnerabilidad	Rango del índice GOD	Número de puntos
Muy baja	0.0-0.1	0
Baja	0.1-0.3	2
Moderada	0.3-0.5	91
Alta	0.5-0.7	23
Muy alta	>0.7	5

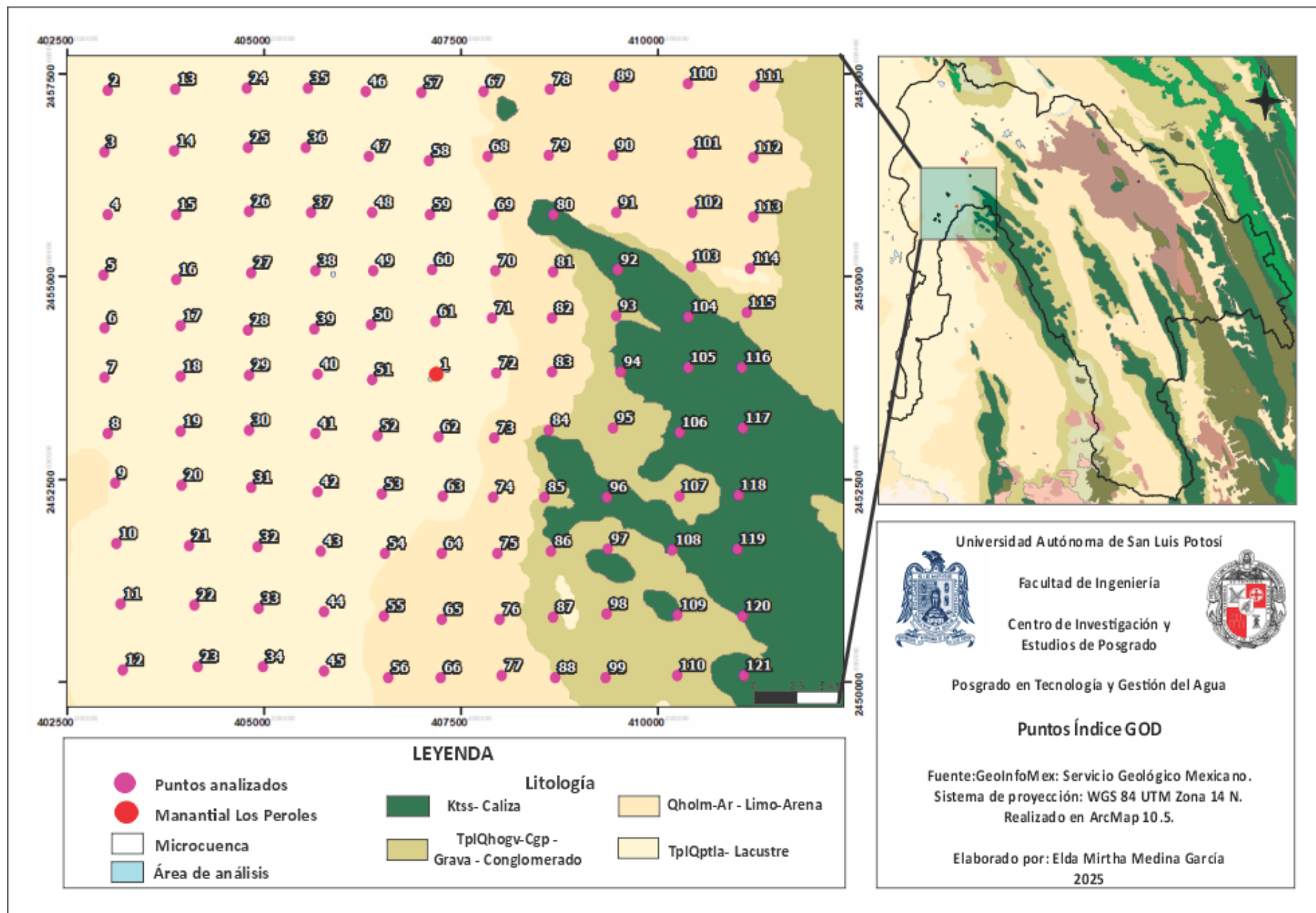


Figura 60. Puntos índice GOD.

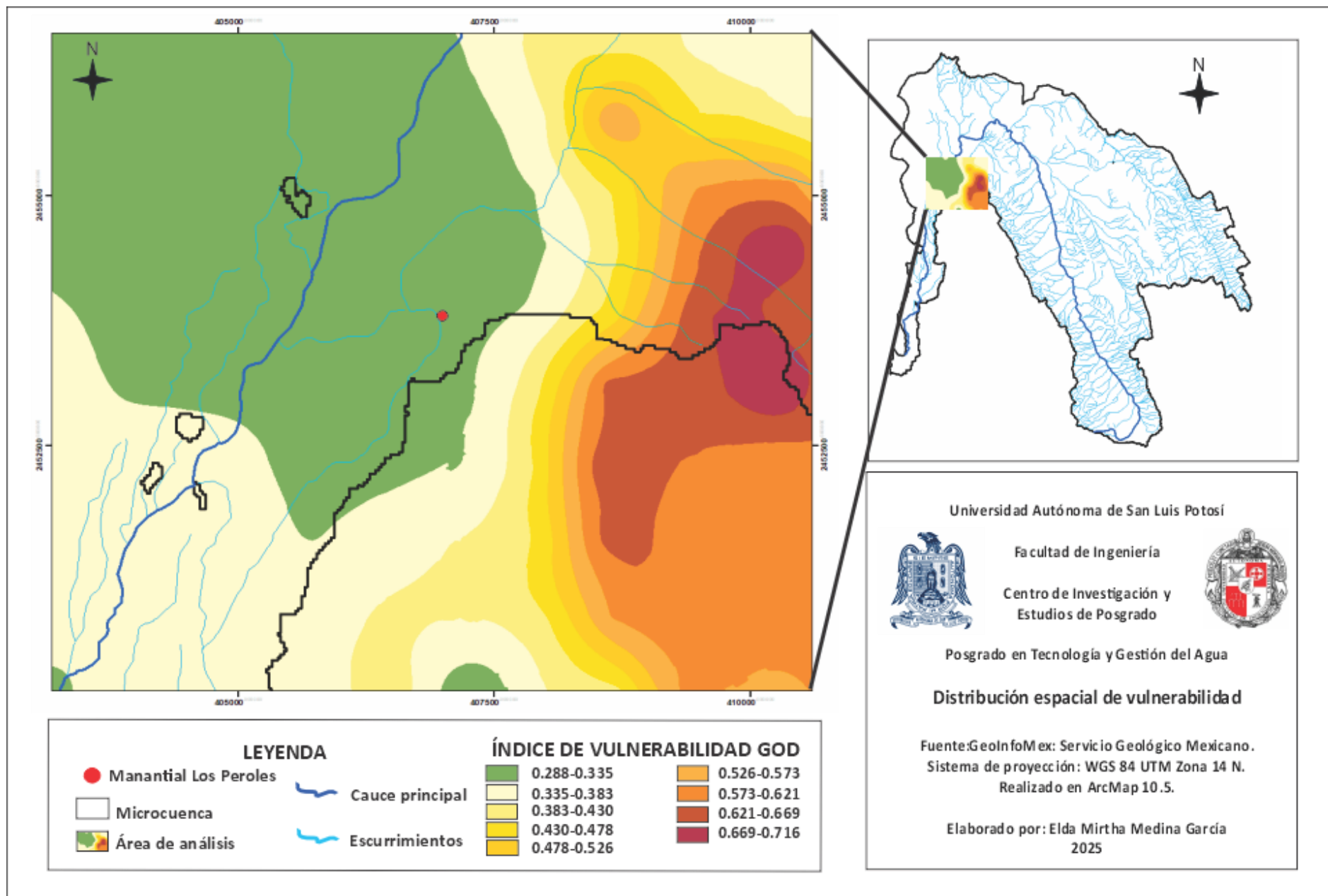


Figura 61. Distribución espacial de vulnerabilidad.

A partir de los valores calculados para los puntos, se aplicó una interpolación espacial utilizando el método de Kriging. La Figura 61 muestra la distribución espacial de la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación del agua subterránea en los alrededores del manantial; se muestran las cinco categorías (muy baja, baja, moderada, alta y extrema) facilitando la identificación de zonas con mayor susceptibilidad al ingreso de contaminantes.

Las zonas con mayor vulnerabilidad (índice entre 0.668 - 0.715) se concentran al este y al suroeste del área de análisis. Estas áreas coinciden con la presencia de materiales poco consolidados o escasa cobertura suprayacente. En contraste, la porción oeste y noroeste, donde predominan materiales lacustres, se presenta una vulnerabilidad baja a moderada (índices entre 0.288 – 0.403). Este patrón espacial indica que el flujo subterráneo desde la zona de mayor recarga hacia el manantial puede estar condicionado por zonas con alta susceptibilidad a la contaminación, lo cual representa un riesgo para la calidad del agua del manantial Los Peroles, especialmente bajo escenarios de presión antropogénica creciente.

4.8. Índices y factores

4.8.1. Índice de geoacumulación

En las gráficas de índice de geoacumulación no se incluye el mercurio debido a que el Servicio Geológico Mexicano (SGM) no reporta valores de fondo geoquímico para este elemento en sus bases de datos de referencia. La ausencia de dichos valores de comparación imposibilita calcular el Igeo y, por lo tanto, el mercurio no puede representarse en los diagramas.

En los sedimentos del manantial Los Peroles, el Igeo muestra que para los micronutrientes (Figura 62), la mayoría de los elementos (Fe, Mn, Zn, Cu) se ubican en la categoría de sin contaminación. Por otro lado, el Ni y el Co destacan valores positivos entrando en la categoría de moderadamente contaminado, estos valores sugieren una ligera acumulación. El Cu es el elemento que refleja valores negativos más marcados.

Asimismo, los metales y metaloides (Figura 63) presentan una tendencia generalizada a valores negativos de Igeo, lo que significa ausencia de contaminación significativa en la mayoría de los elementos evaluados (Cr, Al, Pb, Ba). No obstante, elementos como el Sr, As y Cd muestran valores cercanos a 1, lo que refleja una ligera acumulación que puede estar asociada a aportes naturales o procesos de movilidad geoquímica en el sistema.

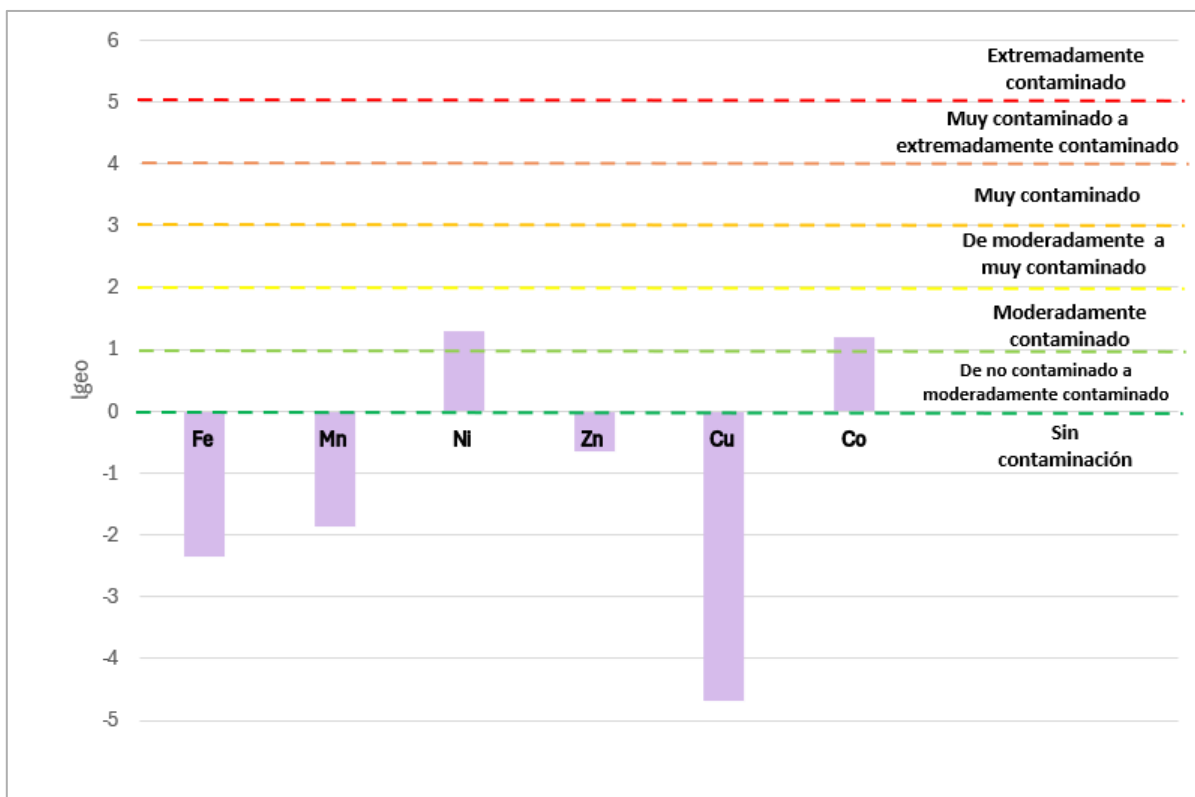


Figura 62. Índice de geoacumulación de micronutrientes en el sedimento del manantial Los Peroles.

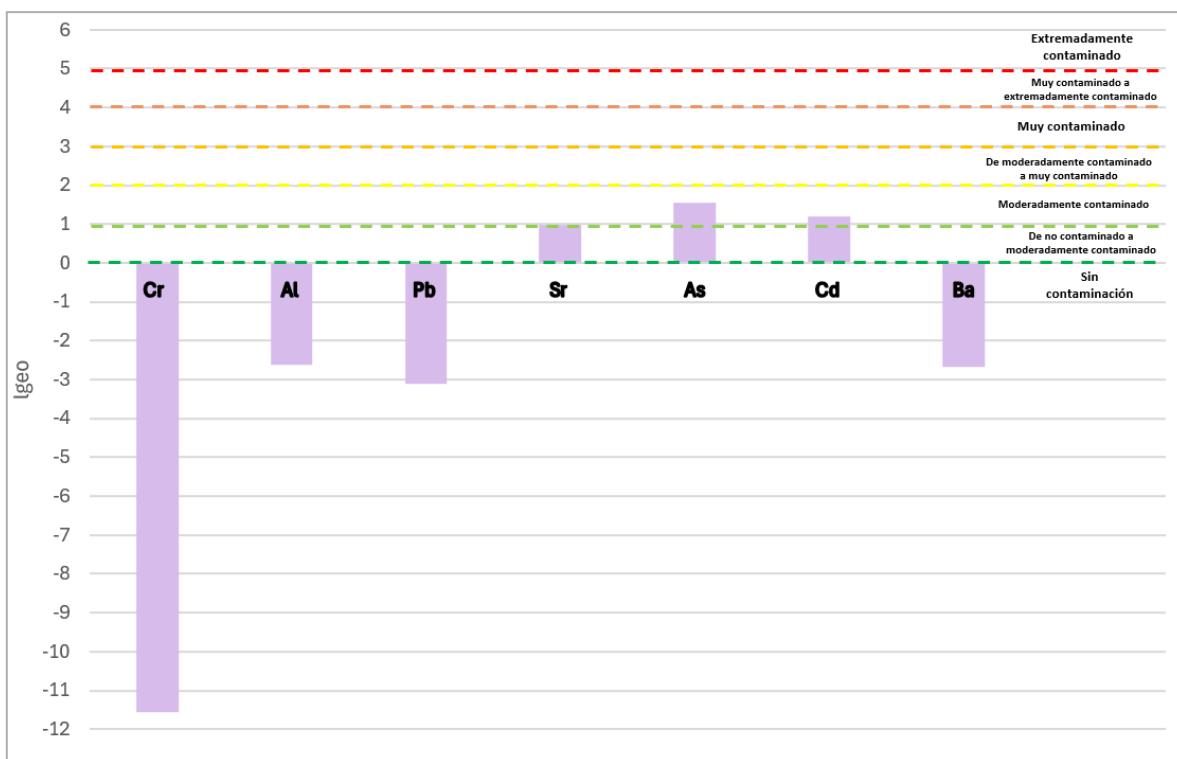


Figura 63. Índice de geoacumulación de metales y metaloides en el sedimento del manantial Los Peroles.

4.8.2. Factor de enriquecimiento

Para determinar el factor de enriquecimiento, se tomó al Mn como referencia, por lo cual su valor, en ambos casos es igual a 1.

Para el caso de los metales y metaloides en sedimento (Figura 65), destacan los altos valores de As con FE cercano a 11, lo que lo ubica en un rango de enriquecimiento severo, y el Sr y Cd con valores cercanos a 7 y 9, respectivamente; correspondiente a enriquecimiento moderado a severo. Por su parte, los demás elementos presentan valores menores a 1, lo que indica que no existe un enriquecimiento apreciable y que su presencia responde principalmente a aportes naturales.

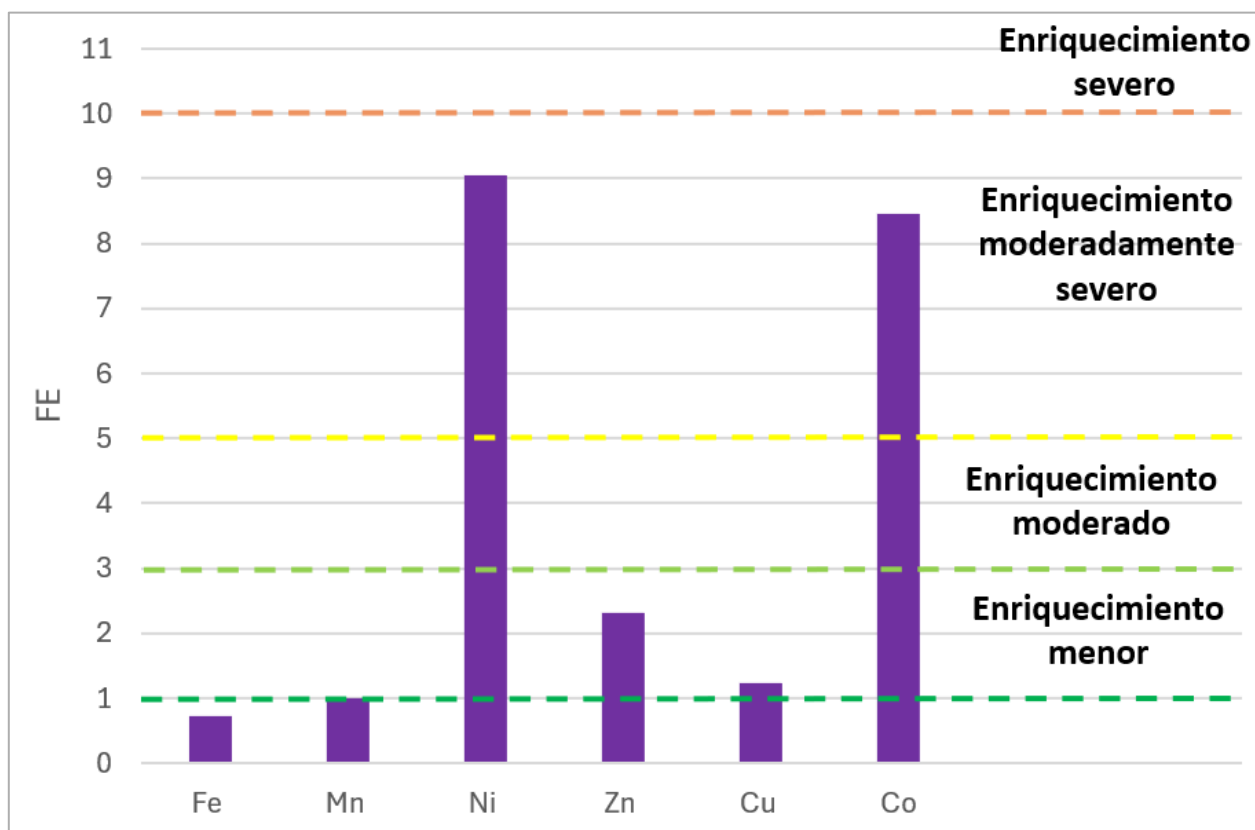


Figura 64. Factor de enriquecimiento en micronutrientes del sedimento del manantial Los Peroles.

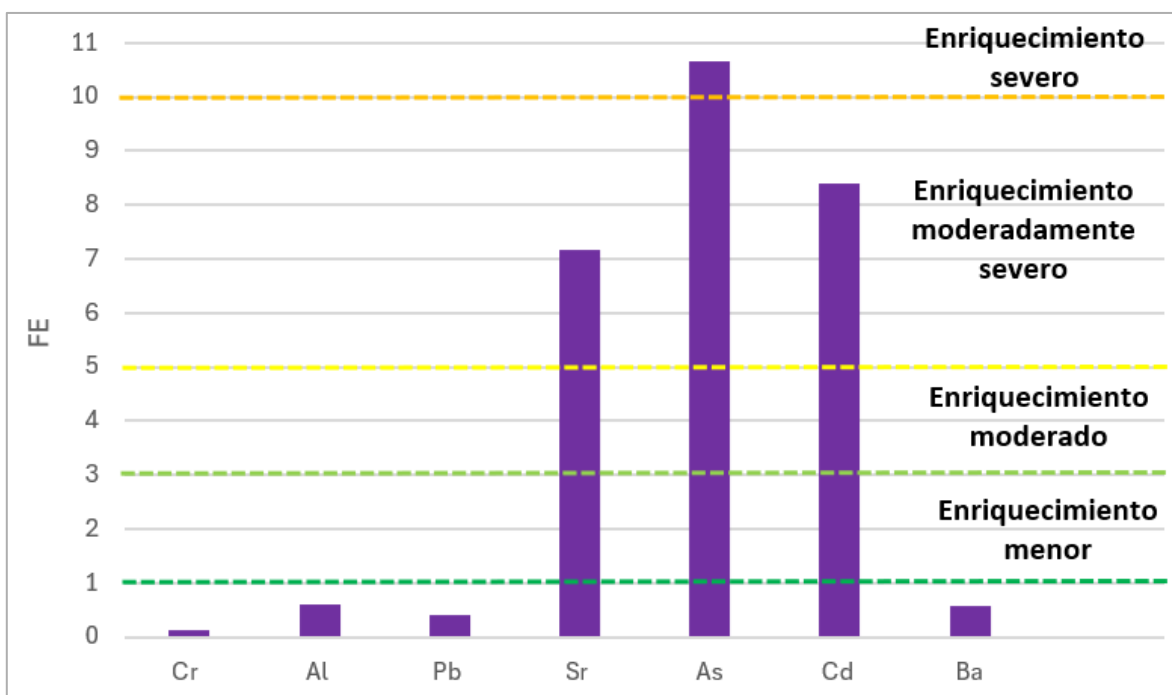


Figura 65. Factor de enriquecimiento en metales y metaloides del sedimento del manantial Los Peroles.

4.8.3. Factor de bioconcentración

4.8.3.1. Nenúfar

El análisis del factor de bioconcentración (FBC) permite identificar la capacidad de *Nymphaea ampla* para absorber y acumular metales y metaloides presentes en el sedimento del manantial Los Peroles, diferenciando su distribución en los distintos órganos de la planta (tallo, raíz y hoja). La Tabla 32 muestra los valores obtenidos para micronutrientes y la tabla 33 para metales y metaloides.

Tabla 32. Factor de bioconcentración de micronutrientes en tallo, raíz y hoja.

Elemento	FBC		
	Tallo	Raíz	Hoja
Fe	0.120	0.154	0.161
Mn	0.554	0.455	1.016
Ni	0.041	0.070	0.092
Zn	0.236	0.454	0.328
Se	0.115	0.179	0.141
Cu	0.115	0.142	0.092
Co	0.045	0.068	0.083

Tabla 33. Factor de bioconcentración de metales y metaloides en tallo, raíz y hoja.

Elemento	FBC		
	Tallo	Raíz	Hoja
Cr	0.323	0.339	0.290
Pb	0.132	0.264	0.295
Sr	11.178	19.084	15.040
As	0.001	0.001	0.002
Cd	0.059	0.134	0.082
Ba	0.011	0.078	0.076
Hg	0.345	1.483	0.828

En el tallo, los valores de FBC muestran una marcada acumulación de estroncio (11.17), seguido por concentraciones moderadas de manganeso (0.55), mercurio (0.34) y cromo (0.32), siendo el Sr el único con bioacumulación significativa. Este comportamiento se explica porque el Sr puede sustituir al Ca en tejidos vasculares y de sostén, lo que favorece su incorporación en tallos (Reimann & de Caritat, 1998). El Hg, aunque en valores moderados puede movilizarse hacia tallos en forma de complejos orgánicos estables (Patra & Sharma, 2000). El resto de los elementos mantienen valores bajos (<0.2).

En la raíz se observa la mayor acumulación de metales y metaloides, destacando el Sr (19.08), Hg (1.48), u en menor medida el Zn (0.45) y Mn (0.45). Esto concuerda con el papel de las raíces como principal sitio de retención de contaminantes, debido a procesos de adsorción en la rizosfera y barreras fisiológicas que restringen la translocación hacia los otros órganos (Kabata-Pendias, 2010; Ali et al., 2019) El Hg, por su afinidad a los grupos sulfhidrido en proteínas de la membrana, tiende a inmovilizarse en raíces (Patra & Sharma, 2000).

En las hojas, resalta la acumulación de Sr (15.03), Mn (1.01), únicos elementos con FBC > 1.0 en este órgano. Esto sugiere que los elementos absorbidos son retenidos mayormente en los órganos sumergidos y solo una fracción es translocada a la parte interna.

En conjunto, la distribución evidencia un patrón difuso de raíz>tallo>hoja.

4.8.3.2. Caracol

Para el caracol se calculó el factor de bioconcentración considerando dos relaciones principales: por un lado, los valores obtenidos entre el caparazón y el agua (BWAf), y por otro, los valores entre el caparazón y el sedimento (BSAf), medio en el que el organismo se encuentra directamente inmerso. Posteriormente, se evaluó el coeficiente de variación de estos resultados con el fin de analizar su consistencia y dispersión.

Tabla 34. Factor de bioconcentración de micronutrientes en caracol respecto al agua (BWAf) y sedimento (BSAF). (ND=No Detectado, NA=No Aplica, CV= Coeficiente de variación).

Elemento	BWAf	BSAF	CV (%)
Fe	126.230	0.203	140.967
Mn	ND	0.479	NA
Se	0.522	0.154	77.012
Ni	1,081.000	0.359	141.328
Zn	ND	0.189	NA
Cu	1,135.710	0.052	141.408
Co	ND	0.930	NA

Tabla 35. Factor de bioconcentración de metales y metaloides en caracol respecto al agua (BWAf) y sedimento (BSAF). (ND=No Detectado, NA=No Aplica, CV= Coeficiente de variación).

Elemento	BWAf	BSAF	CV (%)
Pb	ND	1.930	NA
Sr	1,081.000	0.359	141.328
As	85.000	0.039	141.293
Cd	2,085.000	0.194	141.395
Ba	711.000	0.488	141.227
Hg	100	0.414	140.25

Los resultados del BWAf muestran una fuerte bioacumulación en el caracol a partir del agua para elementos como Cu (1,135.7), Cd (2,085), Ni (1,081) y Ba (711), lo que indica que estos metales se encuentran biodisponibles en agua. Por otro lado, el As (85) y el Hg (0.093) muestran una baja acumulación desde el agua, lo que sugiere que permanecen mayormente asociados a fracciones menos móviles, como la materia orgánica o el sedimento (Förstner & Wittmann, 2012).

En cuanto al BSAF, los valores son en general bajos (0.038-1.93), lo que indica una menor incorporación desde el sedimento hacia el caparazón. Los altos coeficientes de variación (cerca de o superiores a 100%) reflejan que la biodisponibilidad de los elementos no es uniforme, sino que depende de condiciones ambientales como el pH, presencia de materia orgánica, factores que influyen en la movilidad de los metales (Kabata-Pendias, 2010).

4.8.4. Factor de translocación

Se calculó el factor de translocación (FT) con el propósito de evaluar la capacidad de la planta para movilizar los elementos absorbidos en la raíz hacia los demás órganos. Para este estudio se consideró la translocación de raíz a tallo y de tallo a hoja, ya que estos procesos permiten comprender la eficiencia con la que los nutrientes y metales son redistribuidos dentro de la planta.

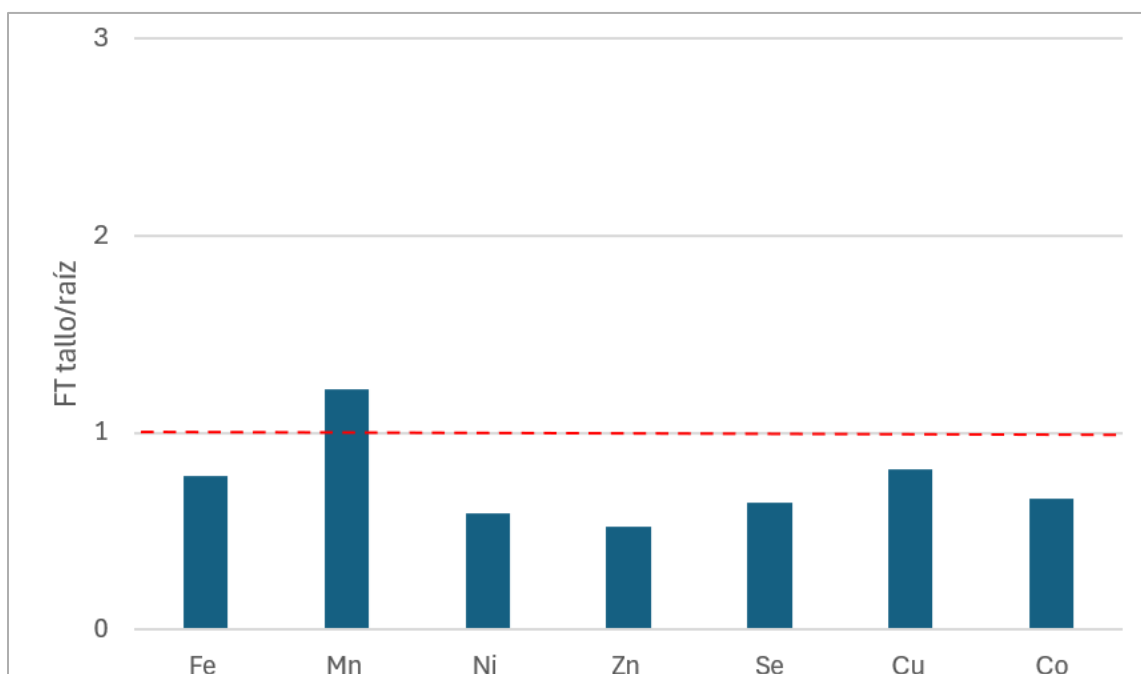


Figura 66. Factor de translocación de micronutrientes tallo/raíz.

En el caso de los micronutrientes (Figura 66), el Mn muestra el valor más alto (1.2), lo que indica una alta movilidad desde la raíz hacia el tallo, lo cual es consistente con la literatura (Kabata-Pendias, 2010). Otros micronutrientes como Fe, Cu y Co presentan valores intermedios, lo que sugiere una translocación moderada, mientras que Ni, Zn y Se muestran valores más bajos, reflejando una retención relativamente mayor en la raíz y una menor movilidad hacia el tallo.

En cuanto a los metales y metaloides (Figura 67), los valores son en general menores a 1, lo que implica que la raíz actúa como filtro importante, limitando la movilidad hacia el tallo. El Cr destaca con un valor cercano a 1, indicando una translocación relativamente eficiente. En contraste, elementos como Ba y Hg presentan valores más bajos (>0.3), lo que evidencia una fuerte inmovilización en la raíz. Elementos como Pb, Sr, As y Cd, muestran valores intermedios, lo que indica una translocación parcial, aunque aún limitada.

En conjunto, los resultados sugieren que la planta favorece la movilidad de nutrientes esenciales como el Mn, aunque restringe la de algunos elementos potencialmente tóxicos como Pb, Cd y Hg, lo cual puede interpretarse como un mecanismo de tolerancia para reducir riesgos de toxicidad en los tejidos aéreos (Yoon et al., 2006).

Para el FT de tallo a hoja, en el caso de los micronutrientes (Figura 68), la mayoría de los elementos muestran $FT > 1$, lo que indica que tienden a acumularse en mayor proporción en la hoja que en el tallo. El Ni presenta el valor más alto (2.3), lo que muestra una elevada movilidad hacia los órganos internos. También el Mn y el Co registran valores altos, lo cual

refuerza su importancia fisiológica en las hojas, particularmente en la fotosíntesis y activación enzimática. El Fe, Zn y Se muestran valores intermedios indicando una translocación moderada, mientras que el Cu es el único con $FT < 1$.

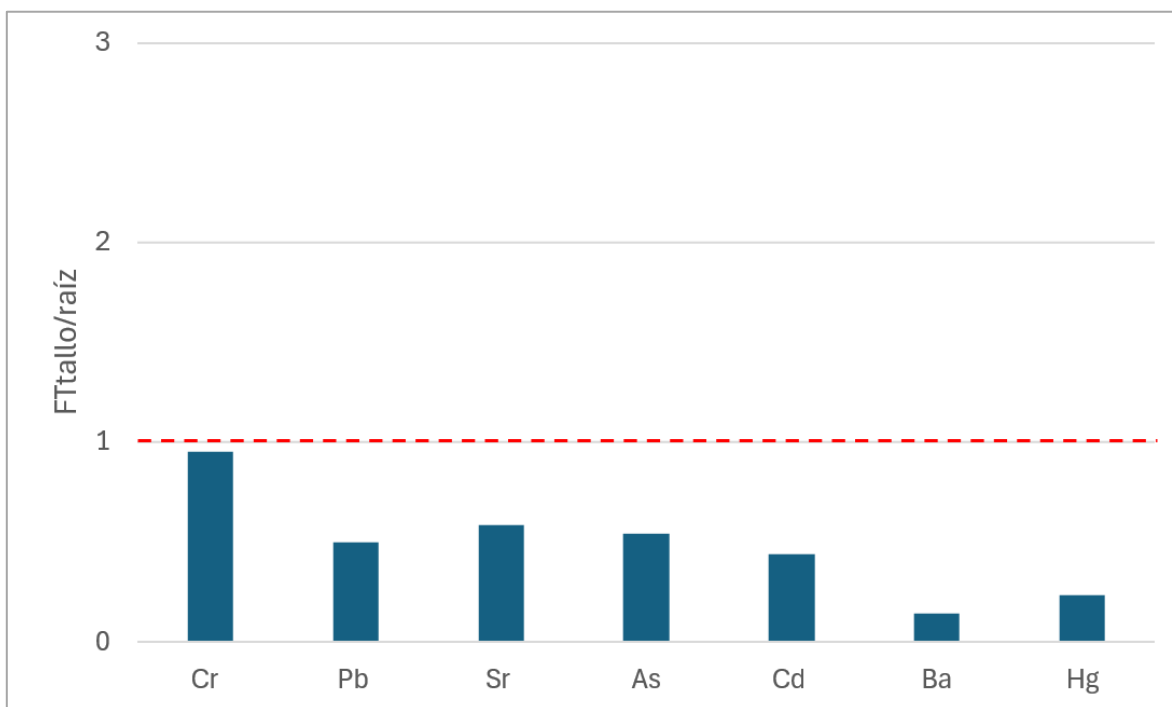


Figura 67. Factor de translocación de metales y metaloides tallo/raíz.

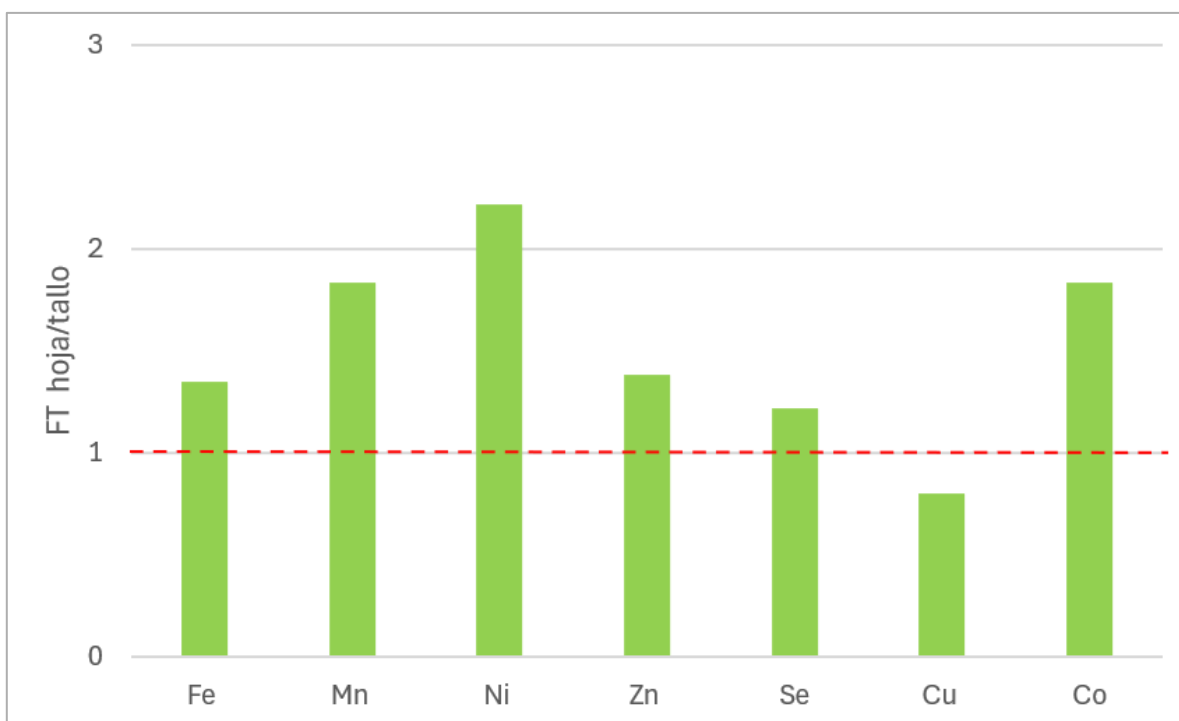


Figura 68. Factor de translocación de micronutrientes hoja/tallo.

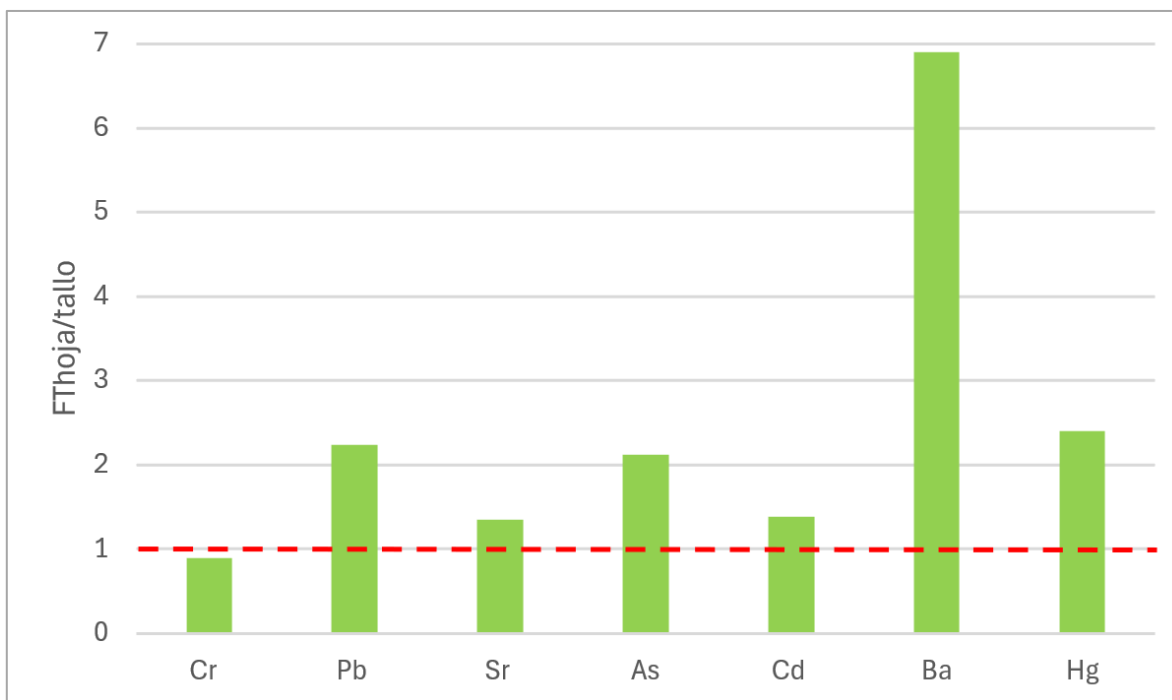


Figura 69. Factor de translocación de metales y metaloides hoja/tallo.

En los metales y metaloides (Figura 69), el (Ba) destaca por su notable movilidad, con un valor cercano a 7, lo que indica que se transloca eficientemente hacia las hojas. Este comportamiento se explica por su similitud química con el calcio, lo que permite que sea transportado en el xilema y acumulado en tejido foliar pese a ser un elemento no esencial (Wallace & Romney, 1971). Otros elementos como Pb, As y Hg presentan valores entre 2.0 y 2.5, lo cual refleja una acumulación importante en las hojas. En cambio, el Cr muestra un valor inferior a 1, lo que indica baja movilidad y una fuerte retención en la raíz,

4.9. Condiciones de la calidad del aire alrededor del manantial Los Peroles

El análisis de la calidad del aire en la zona del manantial Los Peroles sugiere que las condiciones atmosféricas son, en términos generales, favorables. No se identificaron fuentes industriales de gran escala, y las actividades predominantes corresponden a la agricultura de temporal y la ganadería, las cuales no generan contaminantes atmosféricos relevantes. La red vial está conformada principalmente por caminos de terracería con bajo flujo vehicular (Figura 74), lo que implica una mínima generación de partículas suspendidas por transporte. Asimismo, las comunidades rurales cercanas, como La Muralla y El Sabinito, presentan baja densidad poblacional, lo que reduce la carga contaminante en el ambiente y contribuye a la preservación de una atmósfera con bajos niveles de afectación.

No obstante, se identificó que en algunas viviendas aún se utiliza leña para cocinar, lo cual constituye una fuente doméstica de emisión de partículas finas y compuestos orgánicos volátiles. Aunque estas emisiones no alcanzan un impacto regional, sí pueden afectar la calidad del aire a nivel local o intradomiciliario, incrementando riesgos para la salud de los habitantes (INSP, 2016).

Adicionalmente, en los alrededores del manantial existen bancos de materiales pétreos, los cuales representan una fuente puntual de emisiones asociadas a la extracción, trituración y transporte de agregados. Estas actividades suelen liberar partículas suspendidas, polvo sedimentable y, en menor medida, gases provenientes de la maquinaria empleada en las actividades de extracción. Dichas emisiones, si bien suelen ser intermitentes y localizadas, pueden afectar la calidad del aire en áreas cercanas, generar molestias a la población local y contribuir a la deposición de polvo sobre suelos, vegetación y cuerpos de agua.

4.10. Presión antrópica en el entorno del manantial

Después de analizar los aspectos antrópicos, se muestra que el grado de presión sobre el manantial Los Peroles es limitado y responde principalmente a prácticas tradicionales y a dinámicas de movilidad cotidiana.

Las localidades cercanas, como La Muralla (aproximadamente 300 habitantes) y El Sabinito (alrededor de 388 habitantes), son comunidades rurales con poca infraestructura y sin actividades industriales relevantes que pudieran representar una amenaza directa al ecosistema. En estas comunidades se identificó únicamente la presencia de una escuela primaria y un preescolar, mientras que no existen instituciones de nivel medio o superior, situación que obliga a los jóvenes y adultos a desplazarse hacia localidades mayores, como la ciudad de Rioverde, para continuar con su formación académica. Esta carencia de servicios educativos también se asocia a limitaciones en el acceso a oportunidades de desarrollo local, reforzando la dependencia de los centros urbanos.

En cuanto a las actividades económicas, predomina la agricultura de temporal y la ganadería, ambas practicadas en parcelas de pequeña escala y bajo un esquema tradicional, con uso limitado de agroquímicos, fertilizantes y maquinaria pesada. Estas prácticas productivas, aunque de bajo impacto comparadas con la agricultura intensiva, ejercen cierta presión sobre los recursos naturales, especialmente el suelo y el agua, pero sin llegar a niveles críticos. Por otro lado, si bien el número de visitantes al manantial ha incrementado en los últimos años, el sitio no suele ser muy concurrido debido a que el acceso se realiza principalmente por caminos de terracería, se encuentra más alejado de zonas urbanas que otros manantiales de la región y carece de infraestructura turística básica, lo que limita su afluencia.

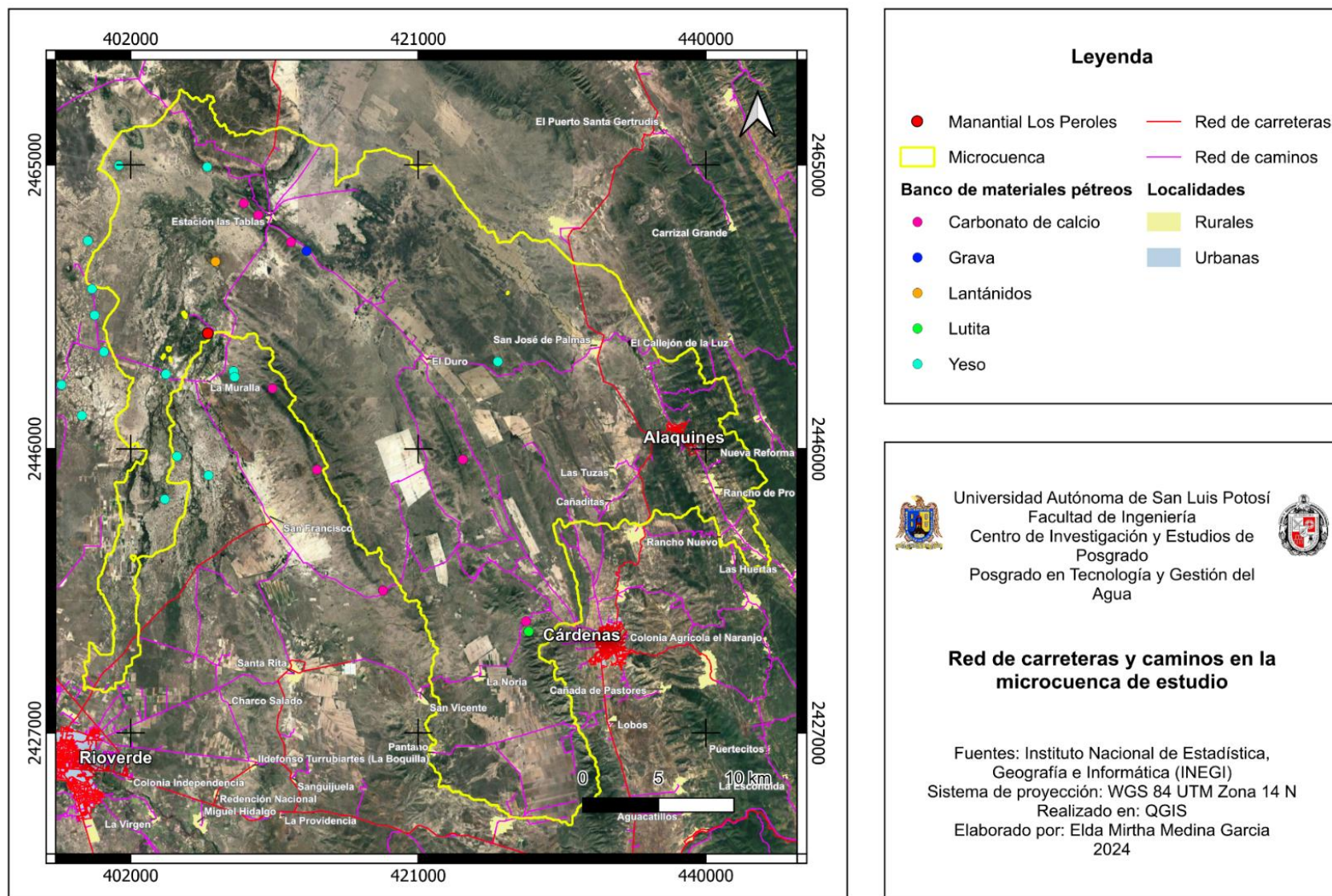


Figura 70. Red de carreteras y caminos en la microcuenca de estudio.

Además, se observó que parte de la población económicamente activa trabaja o estudia en la cabecera municipal de Rioverde, lo que implica desplazamientos cotidianos y genera una interacción constante entre la zona rural de Los Peroles y el entorno urbano. Esta movilidad diaria, aunque representa una presión indirecta, también refleja la integración socioeconómica de la microcuenca en una dinámica regional más amplia.

5. CONCLUSIONES

El análisis de la calidad del agua en el manantial Los Peroles la clasifica dentro de una facies hidroquímica sulfatada cálcica (Ca-SO_4). Los valores elevados de sulfatos, cloruros y conductividad eléctrica reflejan la interacción del flujo subterráneo con materiales evaporíticos de la Formación Guaxcamá y con las calizas de la Formación El Abra. Los resultados para los parámetros fisicoquímicos en campo y en laboratorio fueron consistentes entre ambos Peroles. En el análisis por espectrometría se observó que el hierro superó el límite máximo permisible establecido en la normativa. No obstante, los parámetros fisicoquímicos en su conjunto señalan condiciones adecuadas para sostener la vida de la biota acuática, en particular de los peces, al encontrarse en rangos que favorecen la estabilidad del ecosistema. En cuanto a los nutrientes, los niveles de nitrógeno clasifican a ambos cuerpos como hipertróficos, mientras que los de fósforo indican condiciones mesotróficas en el Perol Mayor y eutróficas en el Perol Menor.

En el suelo de la microcuenca, la mayoría de los elementos se mantienen dentro de la categoría sin contaminación, reflejando concentraciones cercanas a los valores de fondo natural. El suelo de Los Peroles presenta una textura franca, mientras que en La Muralla predomina una textura franco arcillosa, lo que influye en la retención y movilidad de los elementos. En La Muralla se detectaron acumulaciones de Mn y Co que alcanzaron niveles de moderadamente a muy contaminado, además de la presencia de Cd y As en la categoría de contaminación moderada. En contraste, en Los Peroles, aunque la mayoría de los elementos no superaron niveles críticos, el Co mostró valores de acumulación moderada y el Sr alcanzó concentraciones muy elevadas, asociadas a la disolución de minerales evaporíticos. En términos generales, los valores de concentración fueron más altos en La Muralla que en Los Peroles.

En el caso de los sedimentos, predominan valores negativos de Igeo que indican ausencia de contaminación significativa en la mayoría de los elementos, salvo Ni y Co, que mostraron un enriquecimiento moderado, y la presencia de As, Cd y Sr con una ligera a fuerte acumulación. La evaluación con los criterios TEL y PEL de Persaud et al. (1993) mostró que, aunque la mayoría de los elementos se encuentran por debajo del nivel de efecto umbral (TEL), algunos alcanzan valores cercanos o superiores al nivel de efecto probable (PEL), lo que implica riesgos potenciales para la biota acuática.

El análisis del factor de bioconcentración (FBC) y de translocación (FT) en *Nymphaea ampla* mostró que esta especie tiene una notable capacidad para acumular estroncio en todos sus órganos (raíz, tallo y hoja), así como manganeso en las hojas, donde alcanzó valores superiores a 1.0. En las raíces se concentraron la mayoría de los metales y metaloides, en especial Sr y Hg, lo que confirma el papel de este órgano como principal sitio de retención. La translocación hacia tallo y hojas fue más evidente en micronutrientes esenciales como Mn, Ni y Co, mientras que elementos no esenciales como el Hg o el Ba mostraron una

movilidad más restringida. Los valores obtenidos difieren de los reportados en otros estudios, lo que se explica por las diferencias en la calidad ambiental del entorno donde fueron recolectadas las muestras. En conjunto, estos resultados confirman el valor de *N. ampla* como bioindicador, ya que refleja la disponibilidad de metales en el ambiente acuático y evidencia los procesos de acumulación y movilidad interna dentro de la planta.

El análisis del caparazón de caracol mostró una fuerte acumulación de metales desde el agua, especialmente de Al, Cu, Cd, Ni y Ba, lo que indica que estos elementos se encuentran disponibles para ser absorbidos. En cambio, el arsénico y el mercurio presentaron valores bajos, lo que sugiere que se mantienen más ligados a la materia orgánica o al sedimento. Desde el sedimento, la incorporación fue limitada, con valores bajos que reflejan poca movilidad hacia el organismo. Además, se observaron coeficientes de variación muy altos, lo que indica que la disponibilidad de los metales cambia de un punto a otro según las condiciones del ambiente, como el pH o la presencia de materia orgánica. Estos resultados confirman que el caracol es un bioindicador útil para conocer qué metales están realmente disponibles

La hidrogeología de Los Peroles confirma su origen en un sistema kárstico controlado por fallas normales, donde convergen flujos locales, intermedios y regionales que favorecen una descarga permanente en dolinas formadas en la Formación El Abra. El registro de caudales en estiaje y lluvias mostró variaciones mínimas, lo que indica que la descarga del manantial está regulada principalmente por flujos intermedios y regionales, capaces de amortiguar los cambios estacionales y mantener una descarga estable. En este contexto, el análisis de vulnerabilidad mediante el método GOD se aplicó en un área alrededor de Los Peroles y evidenció categorías de vulnerabilidad media a alta, reflejando una alta susceptibilidad a la infiltración de contaminantes en la zona inmediata del manantial.

El análisis de la zona de Los Peroles indica que la calidad del aire es favorable y con bajos niveles de contaminación, ya que no existen fuentes industriales y las actividades predominantes son de tipo agrícola y ganadero en pequeña escala. La baja densidad poblacional y el reducido tránsito vehicular limitan la generación de emisiones, aunque persiste el uso de leña en algunas viviendas como fuente doméstica de partículas y compuestos orgánicos. En conjunto, la presión antrópica sobre el manantial es baja y responde principalmente a prácticas tradicionales y a la movilidad cotidiana hacia localidades cercanas.

La evaluación integral de agua, suelo, sedimento y bioindicadores en los alrededores del manantial Los Peroles permitió determinar el estado ambiental del ecosistema y evidenciar su vulnerabilidad frente a procesos naturales y presiones antrópicas. El agua del manantial se clasifica dentro de una facies sulfatada cálcica (Ca-SO_4), influida por la interacción con materiales evaporíticos y calizas, y si bien presenta estabilidad hidrogeoquímica, la detección de hierro en concentraciones superiores a los límites normativos representa un riesgo para su aprovechamiento. En el suelo, las diferencias texturales entre Los Peroles y

La Muralla condicionan la movilidad y retención de elementos, destacando en esta última la geoacumulación de metales como Co y Cd, que alcanzan categorías de contaminación moderada a muy contaminada. Los sedimentos mostraron en general bajos niveles de contaminación, aunque algunos elementos como Ni, Co, As y Cd se aproximan o superan umbrales de riesgo ecológico, lo que podría impactar a la biota acuática.

El nenúfar (*Nymphaea ampla*) reflejó la alta biodisponibilidad de Sr y Mn, mostrando patrones claros de acumulación y translocación, mientras que los caracoles evidenciaron la disponibilidad diferencial de metales desde el agua y el sedimento, con una fuerte acumulación de Al, Cu, Cd y Ni. En conjunto, estos resultados sugieren que, aunque el sistema mantiene una descarga relativamente estable debido a su control hidrogeológico kárstico y a la baja presión antrópica en la zona, existe una vulnerabilidad ambiental media a alta frente a la infiltración y dispersión de contaminantes. Estas dos especies confirmaron así su utilidad como herramientas de diagnóstico ambiental:

El estado ambiental de Los Peroles puede considerarse relativamente conservado y sin riesgos para la biota. Las especies presentes en el manantial están adaptadas a altos contenidos de sales. Los bioindicadores empleados confirmaron su valor como herramientas de diagnóstico ambiental, reflejando la disponibilidad y movilidad de los elementos en el ecosistema. Sin embargo, el recurso hídrico pudiera verse comprometido por el uso que se le da, ya que se carece de un plan de manejo sustentable.

RECOMENDACIONES

1. Realizar un análisis batimétrico para determinar las profundidades y modelar la morfología del fondo de los manantiales.
2. Catalogar taxonómicamente todas las especies del caracol presentes en el manantial para evaluar su viabilidad como bioindicadores de la calidad del agua.
3. Analizar la distribución de los sabinos (*Taxodium mucronatum*) en relación con el manantial para utilizarse como indicadores ecológicos de la permanencia somera del agua subterránea.
4. Identificar las especies vegetales de los tres estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo) del entorno del manantial, dado que su estructura y diversidad reflejan el grado de conservación, la heterogeneidad de hábitats y la capacidad de resiliencia del ecosistema.
5. Caracterizar mineralógicamente los sedimentos mediante técnicas analíticas para identificar las fases minerales dominantes y trazar procesos de proveniencia y potencial liberación de elementos traza al medio acuático.
6. Determinar la capacidad de carga turística en el sitio de manera que se establezcan límites máximos de visitantes compatibles con la preservación de la calidad del agua, la integridad del paisaje y la experiencia recreativa.

7. Desarrollar infraestructura turística controlada que regule el tránsito de visitantes, disminuya el impacto sobre los ecosistemas circundantes y favorezca un uso recreativo sostenible del manantial.
8. Diseñar un Plan de Manejo del recurso hídrico que contemple balances de extracción- recarga, control de fuentes de contaminación difusa y puntual y lineamientos de uso sustentable para garantizar la permanencia del recurso.
9. Replicar la metodología propuesta en otros manantiales de la región para generar comparativas, identificar patrones comunes y establecer estrategias de gestión hídrica y conservación.

REFERENCIAS

- Abdel Gawad, S. S. (2018). *Concentrations of heavy metals in water, sediment and mollusk gastropod, *Lanistes carinatus* from Lake Manzala, Egypt*. Egyptian Journal of Aquatic Research, 44(2), 77–82.
- Afify, D.G. Al-Afify, Amaal M. Abdel-Satar (2020). *Risk assessment of heavy metal pollution in water, sediment and plants in the Nile River in the Cairo region, Egypt*. Oceneanological and Hydrobiological studies. International Journal of Oceanography and Hydrobiology.
- Alahabadi, A. & Malvandi, H. (2018). *Contamination and ecological risk assessment of heavy metals and metalloids in surface sediments of the Tajan River, Iran*. Mar.
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). *Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation*. Journal of Chemistry, 2019, Article ID 6730305. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
- Alikhani, S., Kisi, O., Kim, S., & Kim, N. (2021). *Urban wetlands: A review on ecological and cultural ecosystem services*. Water, 13(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: Structure and function of running waters (2nd ed.)*. Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- APHA, AWWA, & WEF. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd ed.)*. American Public Health Association.
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2005). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. CRC Press.

ATSDR. (1999). *Toxicological profile for mercury*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services.

ATSDR. (2007). *Toxicological profile for arsenic*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services

Baker, A. J. M., & Brooks, R. R. (1989). *Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—A review of their distribution, ecology and phytochemistry*. Biorecovery, 1(2), 81–126.

Basáñez, L. M. A., R. Fernández T., y C. Rosales, D. (1992) Cretaceous Platform of Valles-San Luis Potosí Northeastern Central México. Cretaceous Carbonate Platforms. AAPG Memoir 56. Edited by J. A. Simó, Robert W. Scott and Jean-Pierre Masse, p. 51-59.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). *Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches*. Annual Review of Entomology, 51, 495–523.

Bonanno, G., & Orlando-Bonaca, M. (2018). *Trace element accumulation and biomonitoring in the seagrass Posidonia oceanica and the macroalga Dictyota dichotoma in the Mediterranean Sea*. Marine Pollution Bulletin, 135, 808–817.

Boss, C. B., & Fredeen, K. J. (2004). *Concepts, Instrumentation and Techniques in Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*. PerkinElmer.

Bouyoucos, G. J. (1962). *Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils*. Agronomy Journal, 54, 464–465.

<https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>

- Burrough, P. A., & McDonnell, R. A. (1998). *Principles of geographical information systems* (2nd ed.). Oxford University Press.
- Campa, M.F., Coney, P.J. (1984). *Terrenos sospechosos de aloctonía y acreción del Occidente y Sur del continente americano: Departamento de Geología, Universidad de Sonora*, 1 (1), 1-24.
- Canadian Council of Ministers of the Environment [CCME]. (2001). *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. Environment Canada, Ottawa.
- Cantagrel, J. M., & Robin, C. (1979). *K-Ar dating on eastern Mexican volcanic rocks—relations between the andesitic and the alkaline provinces*. Journal of volcanology and geothermal research, 5(1-2), 99-114
- Castro, G. N. P., Calderón S. F., Moreno R. R., Tamariz F. J. V., Reyes C. E. (2019). *Nivel de contaminación de metales y arsénico en aguas residuales y suelos en la subcuenca del alto balsas en Tlaxcala y Puebla, México*.
- Carrillo-Bravo, J. (1971), La Plataforma Valles San Luis Potosí, Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros, V. 13
- Carrión, C., León Ponce-de, C., Cram, S., Sommer, I., Hernández, M., & Vanegas, C., (2012). *Aprovechamiento potencial del lirio acuático (Eichhornia crassipes) en xochimilco para fitorremediación de metales*. Agrociencia, 46(6), 609–620.
- Cartwright, J., Copeland, R., & Stewart, M. (2018). *Springs as hydrologic refugia in a changing climate?* Ecosphere, 9(3), e02155. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2155>

- Castro-López, D., Rodríguez-Lozano, P., Arias-Real, R., Guerra-Cobián, V., & Prat, N. (2019). *The influence of riparian corridor land use on the Pesquería River's macroinvertebrate community (N.E. Mexico)*. *Water*, 11(9), 1930.
- Cauich-Kau, D., Rüdè, T. R., Cardona-Benavides, A., & Castro-Larragoitia, J. (2022). *Natural occurrence and controls of arsenic in groundwater in a semiarid basin in the Mexican Altiplano*. *Hydrogeology Journal*, 30, 2459–2477.
- Chang, W., Wan, J., Tan, J., Wang, Z., Jiang, C., & Huang, K. (2021). *Responses of spring discharge to different rainfall events for single-conduit karst aquifers in western Hunan Province, China*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(11), 5775.
- Charcas-Salazar, Hilario, Juan Rogelio Aguirre-Rivera, y Durán-García Héctor Martín. 2018. «Suelos Irrigados En La región De Rioverde, San Luis Potosí, México». *Revista Mexicana De Ciencias Agrícolas* 3 (3). *México*, ME:509-23.
<https://doi.org/10.29312/remexca.v3i3.1445>.
- Charcas Salazar, H., Olivares Sáenz, E., & Aguirre Rivera, J. R. (2002). *Agua de riego en la región de Rioverde, San Luis Potosí, México*. *Ingeniería Hidráulica en México*, XVII(4), 37–56.
- Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y. & Wang, J. (2015). *Contamination features and health risk of soil heavy metals in China*. *Sci. Total Environ*.
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (1994). *Applied hydrology*. McGraw-Hill.
- Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2024). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Río Verde (2415), estado de San Luis Potosí [PDF]*.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/sanluispotosi/DR_2415.pdf

Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2020). *Estadísticas del agua en México 2020*.

Comisión Nacional del Agua

Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2018). *Regiones Hidrológicas de México*.

Gobierno de México.

Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. (2019). *Estrategia Nacional para el Incremento de la Cobertura Forestal*.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], &

Secretaría de Ecología y Gestión Ambiental [SEGAM]. (2019). *La biodiversidad en San Luis Potosí, Volumen II: Estudio de Estado*. CONABIO.

Coordinación Estatal para el Fortalecimiento Institucional de los Municipios (CEFiM SLP).

(2012). Monografía municipal de Rioverde [PDF]. Gobierno del Estado de San Luis Potosí.

https://www.cefimslp.gob.mx/monografias_municipales/2012/rioverde/files/rioverde.12.pdf

Correa-Díaz, A., Gómez-Guerrero, A., Villanueva-Díaz, J., Castruita-Esparza, L. U., &

Martínez-Trinidad, T. (2014). *Análisis dendroclimático de ahuehuete (Taxodium mucronatum Ten.) en el centro de México*. Agrociencia, 48(5), 537–551.

Craig, R. F. (2004). *Soil Mechanics (7th ed.)*. Spon Press

Custodio, E., & Llamas, M. R. (1996). *Hidrología subterránea (2.ª ed.)*. Omega.

- Das, B. M. (2019). *Principles of Geotechnical Engineering (9th ed.)*. Cengage Learning.
- De Cserna-Gombos, E., Bello-Barradas, A. (1963). *Geología de La Sierra de Álvarez, Municipio de Zaragoza, Estado de San Luis Potosí: Univ. Nac. Aut. de México Inst. de Geología Bol. 71 pte. 2, p. 23-63.*
- Diario Oficial de la Federación [DOF]. (2002, 31 de diciembre). *NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.*
- Dickinson, W.R., Coney, P.J. (1980). *Plate tectonic constraints on the origin of the Gulf of México and the early opening of the central north Atlantic, Baton Rouge, Louisiana State University, p. 27- 36.*
- Dodds, W. K. (2006). *Eutrophication and trophic state in rivers and streams*. Limnology and Oceanography, 51(1), 671–680. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671
- Dodds, W. K., & Smith, V. H. (2016). *Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams*. Inland Waters, 6(2), 155–164.
- Domenico, P. A., y Schwartz, F. W. (1990). *Physical and chemical hydrogeology/Patrick A. Domenico, Franklin W. Schwartz. -2nd ed. New York.*
- Diario Oficial de la Federación [DOF]. (2022). *NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.*
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y*

clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Diario Oficial de la Federación [DOF]. (2007). *Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004: Criterios para determinar concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y vanadio*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Secretaría de Salud.

DOF. (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización* (pp. 1–21). Secretaría de Salud.

http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=2063863&fecha=22/11/2000

Droppelmann, G. (2018). *Pruebas de normalidad*. Revista Actualizaciones Clínica MEDS, 2(1), 39–43.

Dumalagan, F. A., Escote, M. J. V., & Boyles, L. Z. (2022). *Bioaccumulation of heavy metals in water lilies (Nymphaea sp.) and water analysis in Lake Leonard and Lake PBCC, Mindanao Island, Philippines*. International Journal of Biosciences, 21(6), 140–150. <https://doi.org/10.12692/ijb/21.6.140-150>

EPA. (2007). *METHOD 3051A Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils*. In Environmental Protection Agency (pp. 1–30).

FAO. (2007). *Guía para la elaboración de planes de manejo de microcuencas*. FAO.

FAO. (2015). *World reference base for soil resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. FAO.

- Fitz-Días, E., Hudleston, P., Tolson, G. (2011). *Comparison of tectonic style in the Mexican and Canadian Rocky Mountain Fold Thrust Belt*, in: Poblet, J. y Lisle, R. special publication on Kinematics y Tectonics Styles of Fold-Thrust Belts, Geological Society of London, 349, 149-167.
- Flores-Cano, J.A., Rodríguez-Ortiz, O. I., Hernández-Méndez, R., Pérez-Carranco, L. F., Puente-Ipiña, M.V., Govea-Huerta, G., Meléndez-Orozco, A., García-Bustos, C.A., Zetina-Luna, M.A. 2019. Estudio Técnico Justificativo Manantial “Los Peroles”, Municipio de Rioverde, S.L.P.
- Flores-Tapia, C. E., & Flores-Cevallos, K. L. (2021). *Pruebas para comprobar la normalidad de los datos en procesos productivos: Anderson-Darling, Ryan-Joiner, Shapiro-Wilk y Kolmogórov-Smirnov*. Societas, 23(2), 83–106.
- Förstner, U., (1979). *Sources and sediment associations of heavy metals in polluted coastal regions*. Physics and Chemistry of the Earth, 11, 849–866.
- Förstner, U., & Wittmann, G. T. W. (2012). *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-69385-4>
- Foster, S., & Chilton, P. (2003). *Groundwater: The processes and global significance of aquifer degradation*. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 358(1440), 1957–1972.
- Foster, S y Hirata, R. 1987. Análisis de contaminación de aguas subterráneas por sistemas de saneamiento básico, documento del CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente), con la OMS y la OPS, Lima, Perú. Traducción al Español.

- Foster, S y Hirata, R. 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas, documento del CEPIS, con la OMS y la OPS, Lima, Perú.
- Foth, H. D. (1990). *Fundamentals of Soil Science (8th ed.)*. John Wiley & Sons.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice Hall.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice Hall.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (5ª ed.)*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gobierno del Estado de San Luis Potosí. (2022). *Plan Estatal de Desarrollo 2021–2027*. Gobierno del Estado de San Luis Potosí.
- Goldhammer, R. K., Lehmann, P. J., Todd, R. G., Wilson, J. L., Ward, W. C., Johnson, C. R. (1991). *Sequence stratigraphy and cyclostratigraphy of the Mesozoic of the Sierra Madre Oriental, northeast Mexico, a field guidebook*. Gulf Coast Section, Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, 85 pag.
- Gómez-Tuena, A., Orozco-Esquivel, M., y Ferrari, L. (2005). *Petrogénesis ígnea de la faja volcánica transmexicana*. Boletín de la Sociedad geológica Mexicana, 57(3), 227-283
- Gonzalez, A. C., & Choquette, J. S., (2018a). *Certificate of analisis Standard Reference Material 2710a Montana I Soil (pp. 1–8)*. <https://www-s.nist.gov/srmors/certificates/2710a.pdf>
- Gonzalez, A. C., & Choquette, J. S., (2018b). *Standard Reference Material 1573a Tomato Leaves (pp. 1–6)*. National Institute of Standards and Technology (NIST).

- González-Bucio, J. L., Carrión-Jiménez, J. M., Delgado-Blas, V. H., Rivero-Rodríguez, J. M., Yam-Gamboa, J. O., Pérez-Vargas, J., & Calva-Calva, G. (2013). *Evaluación de la acumulación de Hg, Pb, Cd y Zn en sedimentos y lirio acuático (Nymphaea ampla) en el Río Hondo de Quintana Roo*. *Tecnocultura*, 11(30), 45–57.
- Gurung, D. P., Githinji, L. J. M., & Ankumah, R. O., (2012). *Assessing the nitrogen and phosphorus loading in the Alabama (USA) River Basin using PLOAD model*. *Air, Soil and Water Research*, 6(1), 23–36. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S10548>
- Hem, J. D. (1985). *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, P. (1997). *Metodología de la investigación* (3.^a ed.). McGraw-Hill.
- Herrera, N. J., Rodríguez, C. J., Coto, C. J. M., Salgado, S. V., & Borbón, A. H., (2013). *Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro*. *Revista Tecnología En Marcha*, 26(1), 27. <https://doi.org/10.18845/tm.v26i1.1119>
- ICF (Instituto de Conservación Forestal). (2024). *Plan de Acción Hídrica de la Microcuenca El Presidente*. ICF.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC]. (2019). *Tercer Informe Bienal de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. INECC.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010: Rioverde, San Luis Potosí*.

https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/24/24024.pdf

INEGI. (2017). *Conjunto de datos climáticos de México*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2017). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1:250,000, Serie VI*. INEGI.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2017). *Conjunto de datos vectoriales edafológicos, escala 1:250 000, serie II (Continuo nacional)*. INEGI.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2002). *Síntesis de información geográfica del estado de San Luis Potosí*. INEGI.

IUSS Working Group WRB. (2015). *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015*. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO.

Jacobo-Marín, D. (2013). *Agua para San Luis Potosí: una mirada desde el derecho humano al agua en dos sectores del ámbito urbano [Tesis de maestría, El Colegio de San Luis]*. ResearchGate. .

Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace elements in soils and plants (4th ed.)*. CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/b10158>

Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). *Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments*. Environmental Management, 19(1), 81–97.
<https://doi.org/10.1007/BF02472006>

- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). *Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39(1), 20–31.
<https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- Martínez, P., & Patiño, C. (2012). *Gestión integrada de los recursos hídricos en México: fundamentos, experiencias y propuestas*. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).
- Medina, J., & Montaña, A. (2014). *Fitorremediación: Uso de plantas en la remoción de contaminantes*. En A. Montaña (Ed.), *Biotecnología ambiental* (pp. 45–67). Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Montes, A. I., (2019). *Comportamiento geoquímico-ambiental de elementos potencialmente tóxicos derivados de un residuo minero- metalúrgico antiguo y su relación con el agua subterránea*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Montaser, A. (1998). *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*. Wiley-VCH.
- Msimbira, L. A., Angulo, J., & Smith, D. L. (2020). *Los roles de los microbios promotores del crecimiento vegetal en la mejora de la disponibilidad de nutrientes: la influencia del pH en la solubilidad, movilidad y biodisponibilidad de los oligoelementos*. Frontiers in Sustainable Food Systems, 4, 106. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00106>
- Müller, G. (1969). *Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River*. Geol.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J. M., & Braña, J. (2011). *Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results*. Ecological Economics, 65(4), 725–736. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.031>

- OMS (2017). *Guidelines for Drinking-water Quality*, 4th edition incorporating the 1st addendum. World Health Organization
- Ortiz, B. A. M. (2023). *Hidrología y calidad del agua del manantial Los Antejitos, Rioverde, S.L.P., hábitat del pez cachorrito de La Media Luna, Cualac tessellatus*. Tesis de licenciatura. Ingeniería Ambiental-UASLP.
- Persaud, D., Jaagumagi, R., & Hayton, A. (1993). *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ontario Ministry of the Environment.
- REMMA. (2023). *NexION 300 ICP-MS: Espectrómetro de masas de plasma [Imagen]*. REMMA.
- Padilla y Sánchez, R. J. (1982), Geologic evolution of the Sierra Madre Oriental between Linares, Concepción del Oro, Saltillo, and Monterrey, México. Ph.D. Dissertation, The University of Texas at Austin, p. 217.
- Palacio–Núñez, J., Martínez-Montoya, J., Olmos, G., Martínez, J., 2015. Distribución poblacional y abundancia de los peces endémicos de la Llanura de Rioverde, S.L.P., México.
- Parveen, S., Chakraborty, A., Chanda, D. K., Pramanik, S., Barik, A., & Aditya, G. (2020). *Microstructure Analysis and Chemical and Mechanical Characterization of the Shells of Three Freshwater Snails*. ACS Omega, 5(40), 25757–25771.
- Patra, M., & Sharma, A. (2000). *Mercury Toxicity in Plants*. The Botanical Review, 66(3), 379–422.

- PEMEX. (1988b). *Estratigrafía de la República Mexicana; Mesozoico, Subdirección de Producción Primaria, Coordinación Ejecutiva de Exploración*, p. 229.
- Pereira, L. S., Cordery, I., & Iacovides, I. (2009). *Coping with water scarcity: Addressing the challenges*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9579-5>
- Pindell, J.L., and Dewey, J.F. (1982). *Permo-Triassic reconstruction of western Pangea and the evolution of the Gulf of Mexico/Caribbean region*. *Tectonics*, v. 1, p. 179-212.
- Piper, A.M. (1944). *A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses*. transactions, American Geophysical Union
- PULSO S.L.P. (2023, 18 de abril). *Detectan pozos artesanales en la zona de Ciudad Fernández y Rioverde*. Pulso Diario de San Luis.
- Razo, I., Carrizales, L., Castro, J., Díaz-Barriga, F., & Monroy, M. (2004). *Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 152(1–4), 129–152.
<https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000015350.14520.c1>
- Regoli, F., & Orlando, E. (1994). *Accumulation and subcellular distribution of metals in the gills of *Mytilus galloprovincialis*: A model for environmental monitoring*. *Science of the Total Environment*, 138(1–3), 135–146.
- Reimann, C., & de Caritat, P. (1998). *Chemical elements in the environment: Factsheets for the geochemist and environmental scientist*. Springer.
<https://doi.org/10.1007/978-3-642-72016-1>

- Rocha, M. (2008). *Yacimientos de celestina en la Plataforma Valles–San Luis Potosí (Capítulo II: Geografía y Geología Regional)*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Instituto de Geología.
- Rodríguez, J., Martínez-Madrid, M., & Arrate, J. A. (2019). *Los gasterópodos como indicadores de calidad del medio acuático: Una revisión*. *Limnetica*, 38(2), 385–402.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall.
- Salvador, A., & Green, P. (1980). *Opening of the Gulf of Mexico basin*.
- Sánchez del Pino, I., Flores Olvera, H., & Valdés, J. (2009). *La familia Amaranthaceae en la flora halófila y gipsófila de México*. *Anales del Instituto de Biología, Serie Botánica*, 70(1).
- Sánchez-González, M., Perdomo, G., & Romero, M. E. (2021). *Evaluación del potencial bioacumulador de Nymphaea ampla en cuerpos de agua dulce del trópico mexicano*. *Revista Mexicana de Ciencias Ambientales*, 12(1), 21–34.
- Santamaría–Orozco, D., Arenas, P. R. y Escamilla, H. (1990). *Normalización de la Nomenclatura Estratigráfica en las Cuencas Mesozoicas de México (Etapa I: Zona Norte. Cretácico)*. *Inst. Mex. Petr. Proyecto CAO-3052*. p.140.
- Sarkar, B., Mukhopadhyay, R., Ramanayaka, S., Bolan, N. S., & Ok, Y. S. (2021). *The role of soils in the disposition, sequestration and decontamination of environmental contaminants*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376(1834), 20200177.

Scanlon, B. R., & Cook, P. G. (2006). *Theme issue on groundwater recharge*. Hydrogeology Journal, 10(1), 3.

Secretaría de la Convención Ramsar. (2008). *Arroyos y manantiales de Tanchachín; Ciénaga de Tamasopo*. Ficha Informativa Ramsar sobre Humedales (FIRH). Convención Ramsar sobre los Humedales.

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial [SCFI]. (2001). *NMX-AA-029-SCFI-2001- Análisis de aguas - determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba*. In Diario Oficial de la Federación (p. 21).

Servicio Geológico Mexicano [SGM]. (2025). *Geochemistry*.
https://www.sgm.gob.mx/Gobmx/en/About_SGM/Geochemistry.html

Servicio Geológico Mexicano (SGM). (2012). Panorama Minero del Estado de San Luis Potosí. Secretaría de Economía. Disponible en:
<http://www.sgm.gob.mx/panorama-minero>

Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). *A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters*. Applied Geochemistry, 17(5), 517–568.
[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)

Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems*. Environmental Pollution, 100(1-3), 179–196.

Strahler, A. N. (1957). *Quantitative analysis of watershed geomorphology*. Transactions of the American Geophysical Union, 38(6), 913–920.
<https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>

- Stevens, L. E., & Meretsky, V. J. (Eds.). (2008). *Aridland Springs in North America: Ecology and Conservation* (ArizonaSonora Desert Museum Studies in Natural History). University of Arizona Press
- Suter, M. (1984). *Geología de la Sierra Madre Oriental en San Luis Potosí*. Revista del Instituto de Geología, UNAM, 5(1), 1–33.
- Suter, M. (1990). *Stratigraphy and paleogeography of the Upper Cretaceous carbonate platform of northeastern Mexico*. Geological Society of America Bulletin, 102, 622–631.
- Szymanek, M., Harasimiuk, M., Zatoń, M., & Pezy, J.-P. (2018). *Elemental geochemistry of freshwater snail shells*. Boreas, 47(3), 872–884.
- Torres-Rivera, S., Ramos-Leal, J. A., Morán-Ramírez, J., Torres-Hernández, J. R., Padilla-Sánchez, L., Carranco-Lozada, S. E., & García-Arreola, M. E. (2019). *Hydrogeochemical characterization and quantification of the groundwater mixture in a hydrogeological basin of the middle zone of San Luis Potosí*. Geofísica Internacional, 58(4), 2056–2072.
<https://doi.org/10.22201/igeof.00167169p.2019.58.4.2056>
- Turner, A. & Simmonds L. (2006). *Elemental concentrations and metal bioaccessibility in UK household dust*. Sci. Total Environ
- United States Department of Agriculture. (1987). *Soil Mechanics Level 1 Module 3: USDA Soil Textural Classification Study Guide*. Soil Conservation Service.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (2022). *Reactive nitrogen in the United States: An analysis of inputs, flows, consequences, and sources* (p. 2). EPA.

Vrba, J., & Zaporozec, A. (Eds.). (1994). Guidebook on mapping groundwater vulnerability.

International Contributions to Hydrogeology, Vol. 16. Heise Verlag / UNESCO–IAH.

Vukašinović-Pešić, V., Blagojević, N., Vukanović, S., Savić, A., & Pešić, V. (2017). *Heavy metal concentrations in different tissues of the snail Viviparus mamillatus (Küster, 1852) from lacustrine and riverine environments in Montenegro*. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 17(3), 557–563. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v17_3_12

Wallace, A., & Romney, E. M. (1971). *Some interactions of Ca, Sr, and Ba in plants*.

Agronomy Journal, 63(2), 245–248.

<https://doi.org/10.2134/agronj1971.00021962006300020015x>

Wojtkowska, M., Kołos, A., & Grajewska, A. (2021). *Assessing trophic state of surface waters of Służewiecki stream (Warsaw, Poland)*. Applied Water Science, 11, 186.

<https://doi.org/10.1007/s13201-021-01446-w>

Yáñez, M., 2019. Caracterización del Acuífero Río verde, San Luis Potosí con el Método Magnetotelúrico. San Luis Potosí, S.L.P., México. [Tesis de Maestría, IPICYT].

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). *Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site*. Science of the Total Environment, 368(2–3), 456–464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>

Zeng, Z., Ma, Y., Wang, X., Chen, C.-T. A., Yin, X., Zhang, S., et al. (2018). *Elemental compositions of crab and snail shells from the Kueishantao hydrothermal field in the southwestern Okinawa Trough*. Journal of Marine Systems, 180, 90–101.

ANEXOS

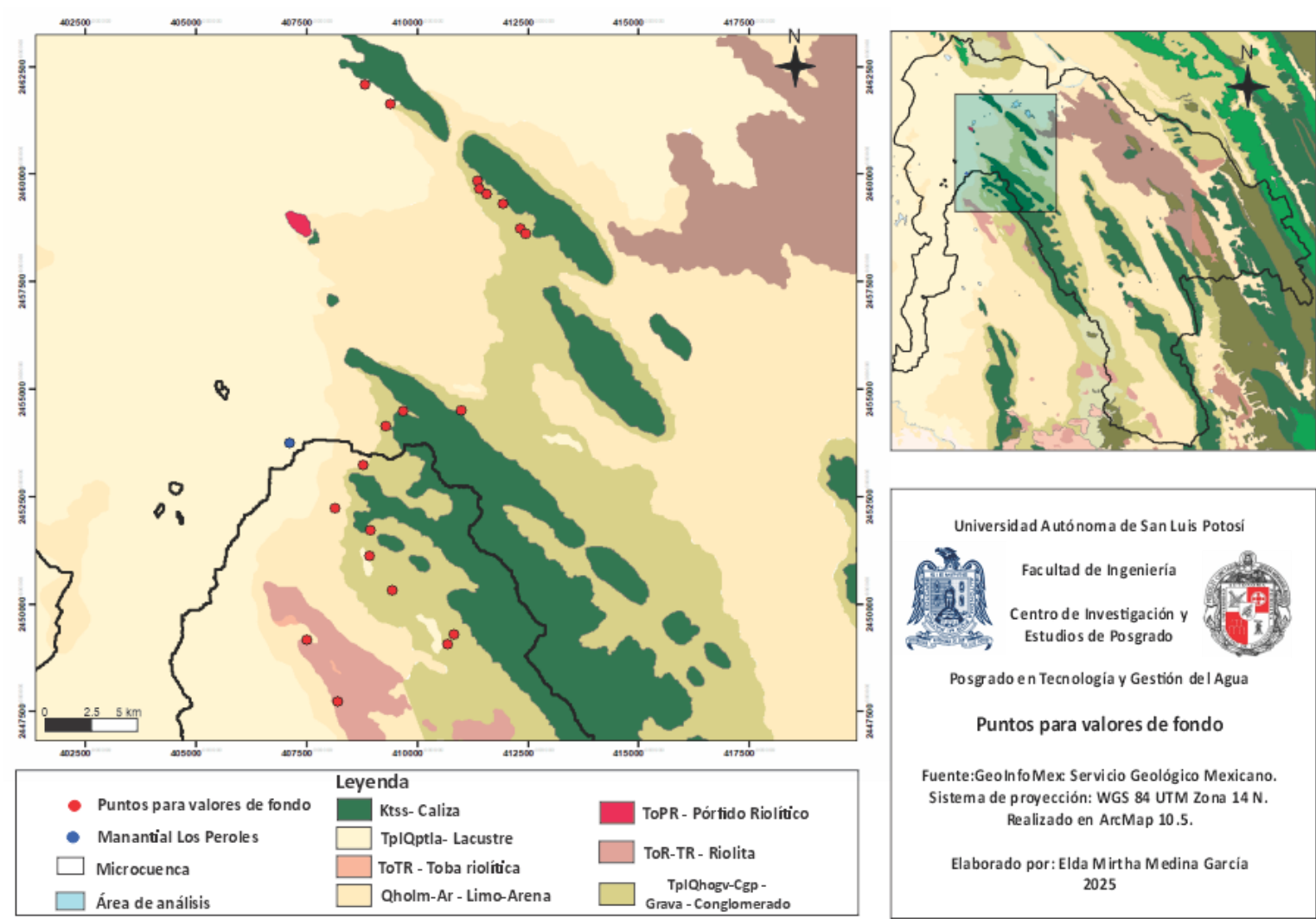


Figura A71. Localización de los puntos de datos geoquímicos cercanos al manantial Los Peroles disponibles en la plataforma GeoInfoMex (SGM, 2025).

Tabla A36. Clasificación de vulnerabilidad según el índice GOD.

ID	G	O	D	Índice GOD	Clasificación de vulnerabilidad
1	1	0.4	0.6	0.24	Baja
2	1	0.4	0.6	0.24	Baja
3	1	0.4	0.6	0.24	Baja
4	1	0.4	0.6	0.24	Baja
5	1	0.4	0.6	0.24	Baja
6	1	0.4	1	0.4	Moderada
7	1	0.4	1	0.4	Moderada
8	1	0.4	1	0.4	Moderada
9	1	0.4	1	0.4	Moderada
10	1	0.4	1	0.4	Moderada
11	1	0.4	1	0.4	Moderada
12	1	0.4	0.6	0.24	Baja
13	1	0.4	0.6	0.24	Baja
14	1	0.4	1	0.4	Moderada
15	1	0.4	1	0.4	Moderada
16	1	0.4	0.6	0.24	Baja
17	1	0.4	0.6	0.24	Baja
18	1	0.4	1	0.4	Moderada
19	1	0.4	1	0.4	Moderada
20	1	0.4	1	0.4	Moderada
21	1	0.4	1	0.4	Moderada
22	1	0.4	1	0.4	Moderada
23	1	0.4	1	0.4	Moderada
24	1	0.4	1	0.4	Moderada
25	1	0.4	0.6	0.24	Baja
26	1	0.4	0.6	0.24	Baja
27	1	0.4	0.6	0.24	Baja
28	1	0.4	1	0.4	Moderada
29	1	0.4	1	0.4	Moderada
30	1	0.4	1	0.4	Moderada
31	1	0.4	1	0.4	Moderada
32	1	0.4	1	0.4	Moderada
33	1	0.4	1	0.4	Moderada
34	1	0.4	1	0.4	Moderada
35	1	0.4	1	0.4	Moderada
36	1	0.4	1	0.4	Moderada
37	1	0.4	0.6	0.24	Baja

38	1	0.4	1	0.4	Moderada
39	1	0.4	1	0.4	Moderada
40	1	0.4	0.6	0.24	Baja
41	1	0.4	1	0.4	Moderada
42	1	0.4	1	0.4	Moderada
43	1	0.4	0.6	0.24	Baja
44	1	0.4	1	0.4	Moderada
45	1	0.4	1	0.4	Moderada
46	1	0.4	0.6	0.24	Baja
47	1	0.4	0.6	0.24	Baja
48	1	0.4	0.6	0.24	Baja
49	1	0.4	0.6	0.24	Baja
50	1	0.4	0.6	0.24	Baja
51	1	0.4	1	0.4	Moderada
52	1	0.4	0.6	0.24	Baja
53	1	0.4	1	0.4	Moderada
54	1	0.4	1	0.4	Moderada
55	1	0.6	1	0.6	Alta
56	1	0.6	1	0.6	Alta
57	1	0.4	0.6	0.24	Baja
58	1	0.4	0.4	0.16	Baja
59	1	0.4	1	0.4	Moderada
60	1	0.4	0.6	0.24	Baja
61	1	0.4	0.6	0.24	Baja
62	1	0.4	0.6	0.24	Baja
63	1	0.4	0.6	0.24	Baja
64	1	0.6	0.6	0.36	Moderada
65	1	0.6	0.4	0.24	Baja
66	1	0.5	0.2	0.1	Muy baja
67	1	0.6	0.6	0.36	Moderada
68	1	0.6	0.4	0.24	Baja
69	1	0.4	0.4	0.16	Baja
70	1	0.4	0.4	0.16	Baja
71	1	0.4	0.6	0.24	Baja
72	1	0.4	0.6	0.24	Baja
73	1	0.6	0.4	0.24	Baja
74	1	0.6	0.4	0.24	Baja
75	1	0.6	0.6	0.36	Baja
76	1	0.6	0.4	0.24	Baja
77	1	0.6	0.4	0.24	Baja

78	1	0.6	0.4	0.24	Baja
79	1	0.6	0.4	0.24	Baja
80	1	1	0.2	0.2	Baja
81	1	0.6	0.4	0.24	Baja
82	1	0.6	0.4	0.24	Baja
83	1	0.6	0.4	0.24	Baja
84	1	0.9	0.4	0.36	Moderada
85	1	0.9	0.4	0.36	Moderada
86	1	0.9	0.4	0.36	Moderada
87	1	0.9	0.4	0.36	Moderada
88	1	0.6	0.4	0.24	Baja
89	1	0.6	0.4	0.24	Baja
90	1	0.6	0.4	0.24	Baja
91	1	0.6	0.4	0.24	Baja
92	1	1	0.2	0.2	Baja
93	1	0.9	0.2	0.18	Baja
94	1	1	0.2	0.2	Baja
95	1	0.9	0.2	0.18	Baja
96	1	1	0.2	0.2	Baja
97	1	0.9	0.2	0.18	Baja
98	1	0.9	0.2	0.18	Baja
99	1	0.9	0.2	0.18	Baja
100	1	0.6	0.4	0.24	Baja
101	1	0.6	0.2	0.12	Baja
102	1	0.6	0.2	0.12	Baja
103	1	0.9	0.2	0.18	Baja
104	1	1	0.6	0.6	Alta
105	1	1	0.2	0.2	Baja
106	1	1	1	1	Extrema
107	1	0.9	0.2	0.18	Baja
108	1	1	0.2	0.2	Baja
109	1	1	0.2	0.2	Baja
110	1	0.9	0.2	0.18	Baja
111	1	0.6	0.4	0.24	Baja
112	1	0.6	0.2	0.12	Baja
113	1	0.6	0.2	0.12	Baja
114	1	0.4	0.2	0.08	Muy baja
115	1	0.9	0.2	0.18	Baja
116	1	1	0.2	0.2	Baja
117	1	1	0.2	0.2	Baja

118	1	1	0.2	0.2	Baja
119	1	1	0.2	0.2	Baja
120	1	1	0.2	0.2	Baja
121	1	1	0.2	0.2	Baja