

Universidad de Sonora

División de Ciencias Exactas y
Naturales

Departamento de Geología



**Determinación de índices ambientales y
evaluación de riesgo a la salud de
metales en suelos de tres poblaciones de
la cuenca del río Yaqui**

Tesis

Que para obtener el grado de:

Geólogo

Presenta

Lourdes Nalleli Martínez García



Hermosillo, Sonora

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



**"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"**



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

Hermosillo, Sonora, 07 de enero del 2022

DR. FRANCISCO JAVIER GRIJALVA NORIEGA
JEFE DEL DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA
UNIVERSIDAD DE SONORA
P r e s e n t e.-

Por este conducto y de la manera más atenta, nos permitimos someter a su consideración, para su aprobación el siguiente tema de tesis intitulado:

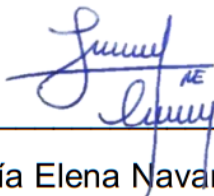
DETERMINACIÓN DE ÍNDICES AMBIENTALES Y EVALUACIÓN DE RIESGO A LA SALUD DE METALES EN SUELOS DE TRES POBLACIONES DE LA CUENCA DEL RIO YAQUI

Esto como requisito parcial para que la alumna: **Lourdes Nalleli Martínez García con Expediente No. 213201172**, presente su examen profesional, para la obtención de su título de Licenciatura en Geología.

Sin otro particular y agradeciendo de antemano su atención al presente, quedamos de usted.

A T E N T A M E N T E

“EL SABER DE MIS HIJOS HARA MI GRANDEZA”



M.C. Sofía Elena Navarro Espinoza
Directora de tesis



Dra. Diana María Meza Figueroa
Asesora de tesis



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"

UNIVERSIDAD DE SONORA

Departamento de Geología
División de Ciencias Exactas y Naturales

Hermosillo, Sonora, México a 10 de enero de 2022

MC SOFÍA ELENA NAVARRO ESPINOZA
DIRECTOR DE TESIS
DRA. DIANA MARÍA MEZA FIGUEROA
ASESORA DE TESIS
P R E S E N T E.-

Por este conducto les comunico que ha sido aprobado el tema de Tesis propuesto por ustedes intitulado:

**“DETERMINACIÓN DE ÍNDICES AMBIENTALES Y EVALUACIÓN DE RIESGO
A LA SALUD DE METALES EN SUELOS DE TRES POBLACIONES DE LA
CUENCA DEL RÍO YAQUI”**

Lo anterior con el fin de que la alumna **Lourdes Nalleli Martínez García**, con No. de Expediente **213201172**, pueda presentar su examen profesional para la obtención de su título de Licenciatura en Geología. Así mismo les comunico que han sido asignados los siguientes sinodales:

Presidente
Secretario
Vocal

Dra. Diana María Meza Figueroa
MC José Alfredo Ochoa Granillo
MC Sofía Elena Navarro Espinoza

Sin otro particular y agradeciendo de antemano su atención a la presente, quedo de ustedes

A T E N T A M E N T E
“EL SABER DE MIS HIJOS HARÁ MI GRANDEZA”

DR. FRANCISCO JAVIER GRIJALVA NORIEGA
JEFE DEL DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA



El saber de mis hijos
hará mi Grandeza
**DEPARTAMENTO
DE GEOLOGÍA**

c.c.p. archivo



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"

UNIVERSIDAD DE SONORA

Departamento de Geología
División de Ciencias Exactas y Naturales

NOMBRE DE LA TESIS

**"DETERMINACIÓN DE ÍNDICES AMBIENTALES Y EVALUACIÓN DE RIESGO
A LA SALUD DE METALES EN SUELOS DE TRES POBLACIONES DE LA
CUENCA DEL RÍO YAQUI"**

NOMBRE DEL SUSTENTANTE

LOURDES NALLELI MARTÍNEZ GARCÍA

El que suscribe, certifica que ha revisado esta tesis profesional y que la encuentra en forma y contenido adecuado, como requerimiento parcial para obtener el Título de licenciatura en la Universidad de Sonora.

DRA. DIANA MARÍA MEZA FIGUEROA

El que suscribe, certifica que ha revisado esta tesis profesional y que la encuentra en forma y contenido adecuado, como requerimiento parcial para obtener el Título de licenciatura en la Universidad de Sonora.

MC JOSÉ ALFREDO OCHOA GRANILLO

El que suscribe, certifica que ha revisado esta tesis profesional y que la encuentra en forma y contenido adecuado, como requerimiento parcial para obtener el Título de licenciatura en la Universidad de Sonora.

MC SOFÍA ELENA NAVARRO ESPINOZA

A T E N T A M E N T E
"EL SABER DE MIS HIJOS HARÁ MI GRANDEZA"

DR. FRANCISCO JAVIER GRIJALVA NORIEGA
JEFE DEL DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA



El saber de mis hijos
hará mi grandeza
**LICENCIATURA
EN GEOLOGIA**

c.c.p. archivo

Agradecimientos

Primeramente, agradezco a Dios y a mis padres Dulce y Gilberto, por ser mi apoyo incondicional, por guiarme por el mejor camino, a ellos que realizaron tantos esfuerzos por darme estudios, quiero decirles que mis triunfos son sus suyos porque su amor se reflejó en cada uno de mis pasos.

A mi bebé Joseline, que con su sonrisa me alegró y motivó cada día a superarme, y con su presencia me mantuvo firme hasta lograr este gran meta y el sueño de culminar mis estudios. A mi esposo Abelardo, por brindarme su apoyo y motivación para concluir exitosamente mis estudios. A Hernesto García, le agradezco su infinita paciencia y el regalo de conocimiento. El tiempo que me brindó desde niña y con su gran entusiasmo me enseñó el camino a mi sueño de geóloga. A mis hermanas Naomi y Lucesita, quienes me apoyaron con amor incondicional en el trayecto de mi logro profesional. A mi Maluz, mi segunda madre, que con su amor, consejos y sabiduría me brindó apoyo para ser la persona que soy y lograr esta maravillosa meta profesional.

A mi directora de tesis la Dra. Sofía Navarro, le agradezco por brindarme la oportunidad de elaborar este trabajo de investigación, por compartirme sus conocimientos, consejos y dedicarme su tiempo pacientemente en la elaboración de mi tesis, y la gran amabilidad que me mostró en todo momento, muchas gracias. A la Dra. Diana Meza Figueroa, por dedicarme su tiempo, y brindarme conocimiento en la elaboración y correcciones de esta investigación. Al M.C. Alfredo Ochoa Granillo, por apoyarme en las correcciones de mi tesis y por sus enseñanzas durante mi desarrollo académico. Al Dr. Martín Pedroza, le agradezco por haberme dado la oportunidad y confianza en el desarrollo de sus proyectos académicos, por el apoyo brindado durante mi estancia universitaria, muchas gracias.

A la Universidad de Sonora y al Departamento de Geología por brindarme la oportunidad de tener grandes experiencias que me servirán para crecer tanto personal como profesionalmente. Al Laboratorio de Cristalografía y Geoquímica (Geología, UNISON) a cargo de la Dra. Diana Meza, por el acceso al equipo de fluorescencia portátil de rayos X y los materiales requeridos para el tamizaje. También se agradece a al Instituto de Geología (ERNO-UNAM) y al Quim. Pablo Peñafior por el apoyo con el acceso al área de tamizaje.

RESUMEN

El suelo es la porción más superficial de la corteza terrestre, formado en su mayoría por residuos de roca provenientes de procesos erosivos y otras alteraciones físicas y químicas. El suelo se compone de minerales, agua, aire, materia orgánica y organismos vivos, no obstante, algunos también contienen metales tóxicos para los seres vivos. El exceso de metales tóxicos en los suelos es considerado un contaminante ambiental significativo que amenaza a la salud humana y los ecosistemas naturales; por lo tanto, es importante comprender sus impactos. El objetivo de este estudio fue evaluar la posible contaminación por metales en suelos de tres poblaciones ubicadas en la cuenca del río Yaqui. En ese sentido, se realizó un muestreo en Esqueda, San Pedro de la Cueva, y Pótam. Las muestras se secaron a 34°C por 24 horas y posteriormente se tamizaron. La fracción menor a la malla No. 635 fue analizada mediante fluorescencia portátil de rayos X. Las concentraciones obtenidas en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ para Esqueda fueron: As = 56.04, Cr = 160.18, Cu = 1260.94, Mn = 2504.77, Pb = 83.31, V = 113.52, W = 347.58, Zn = 383.50 y Zr = 301.45. En el caso de San Pedro de la Cueva se obtuvo: As = 34.28, Cr = 129.67, Cu = 127.90, Mn = 2305.65, Pb = 53.67, V = 94.19, W = 331.63, Zn = 362.83 y Zr = 338.46 en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Para la población de Pótam los resultados en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ indicaron: As = 23.96, Cr = 118.78, Cu = 99.01, Mn = 1894.55, Pb = 49.47, V = 143.55, W = 207.31, Zn = 269.93 y Zr = 263.49. Una vez obtenidas las concentraciones se realizaron los cálculos de indicadores ambientales y riesgo potencial. Los indicadores ambientales incluidos son factor de enriquecimiento (FE), índice de geoacumulación (I_{geo}), índice de contaminación (IC) e índice de carga de contaminación (ICC). El cálculo de FE indicó que As, Cr, Cu, V, W y Zr provienen de una fuente natural y Mn, Pb y Zn de una fuente antropogénica en suelos de Esqueda. En el caso de San Pedro de la Cueva, As, Cr, Mn, V, W, Zn y Zr demostraron ser de origen natural; mientras que para Cu y Pb el origen es antropogénico. Pótam presentó valores de FE de un aporte natural para Cr, Cu, Mn, V, W y Zr y antropogénico para As, Pb y Zn. Dentro de la clasificación de I_{geo} la mayoría de los elementos se encuentran en la clase 0 característico de un suelo no contaminando. A excepción de Ca, Pb y Sc (Esqueda), Cu, Pb y W (San Pedro de la Cueva) y Pb (Pótam) que se encuentran en el rango de no contaminado a moderadamente contaminado.

Con respecto al IC en suelos de Esqueda los elementos As, Cr, Cu, Pb, V, W y Zr se encuentran en un estado no contaminado; mientras que Mn y Zn se encontraron en un nivel bajo de contaminación. En San Pedro de la Cueva As, Cr, Cu, Mn, Pb, W, Zn y Zr se encuentran en un estado bajo de contaminación. Pótam presentó suelos con contaminación baja de As, Pb, W, Zn y Zr. Considerando el ICC, todas las poblaciones se encuentran en el rango de no contaminado. La evaluación de riesgo a la salud no cancerígena (HQ) reflejó la ausencia de riesgo en la mayoría de los elementos estudiados. Sin embargo, en el caso de As y Mn se obtuvo un valor mayor que 1 en la población infantil, indicando un riesgo elevado en todas las poblaciones. Los valores de HI fueron Esqueda > San Pedro de la Cueva > Esqueda para los dos elementos. Referente a la evaluación del riesgo cancerígeno total para As y Cr se considera alta para la población infantil de todas las localidades estudiadas. La población adulta de Esqueda presentó un alto riesgo de Cáncer por As y Cr, mientras que las otras dos poblaciones se encontraron en el rango aceptable de riesgo. Los hallazgos informados sugieren que no existe un alto grado de contaminación, sin embargo, los niños corren el riesgo de desarrollar enfermedades crónicas y Cáncer asociadas con la baja exposición al As, Mn y Cr a través de la ingesta involuntaria de suelos.

CONTENIDO

LISTA DE FIGURAS.....	X
LISTA DE TABLAS	xi
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Antecedentes	4
1.1.1 Generalidades de elementos potencialmente tóxicos y efectos en la salud	4
1.1.1.1 Arsénico.....	5
1.1.1.2 Cromo	5
1.1.1.3 Cobre.....	6
1.1.1.4 Manganeso.....	6
1.1.1.5 Plomo	7
1.1.1.6 Zinc.....	7
1.1.2 Índices ambientales.....	9
1.1.4. Evaluación de riesgo a la salud humana	12
1.2 Objetivos.....	16
1.2.1 Objetivo general.....	16
1.2.2 Objetivos específicos	16
CAPÍTULO 2: METODOLOGÍA.....	19
2.1 Área de estudio	19
2.1.1 Localización y datos demográficos	19
2.1.2 Geología.....	20
2.2 Colecta de muestras.....	25
2.3 Preparación de muestras.....	27
2.4 Análisis por fluorescencia de rayos X portátil	28
2.4.1 Control de calidad.....	29
2.6 Determinación de la distribución espacial de elementos	32
2.7 Cálculo de índices ambientales	32
2.7.1 Factor de enriquecimiento.....	32
2.7.2 Índice de geoacumulación.....	34
2.7.3 Índice de contaminación e índice de carga de contaminación	35

2.8 Evaluación de riesgo a la salud humana.....	37
CAPÍTULO 3 - RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
3.1 Concentración de elementos en suelos.....	41
3.2 Distribución espacial de elementos.....	47
3.3 Índices ambientales	63
3.3.1 Factor de enriquecimiento.....	63
3.3.2 Índice de geoacumulación.....	68
3.3.3 Índice de contaminación e índice de carga de contaminación	72
3.4 Evaluación de riesgo a la salud humana.....	76
CAPÍTULO 4 – CONCLUSIONES	82
REFERENCIAS.....	84

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Proceso de formación de suelo. Este inicia con la fragmentación y alteración de las rocas originales (d). Las primeras plantas se renuevan y mueren dejando compuestos orgánicos mientras se prolonga la fragmentación mineral (c). Las capas se vuelven más gruesas y otro tipo de vegetación podrá echar raíces (b). Los pasos anteriores continúan contribuyendo para dar como resultado un suelo fértil y profundo (a).	1
Figura 2. Esquema de etapas de la evaluación del riesgo a la salud humana	17
Figura 3. Localización de la población de Esqueda, Sonora.	22
Figura 4. Localización de la población de San Pedro de la Cueva, Sonora.	23
Figura 5. Localización de la población de Pótam, Sonora	24
Figura 6. Método de tresbolillo para colecta de muestras	27
Figura 7. Diagrama de producción de rayos X característicos	29
Figura 8. A) secado de muestras. B) Columna de tamices y equipo Ro-Tap para el tamizaje de muestras. C) muestras tamizadas y etiquetadas. D) Equipo portátil de fluorescencia.	31
Figura 9. Distribución de elementos en la población de Esqueda.	51
Figura 10. Distribución de elementos en la población de San Pedro de la Cueva.	56
Figura 11. Distribución de elementos en la población de Pótam	61
Figura 12. FE promedio para Esqueda con el eje y en el rango 0 – 3.	68
Figura 13. FE promedio para San Pedro de la Cueva con el eje y rango (0 – 3).....	69
Figura 14. FE promedio para Pótam con el eje y en el rango 0 – 3.	70
Figura 15. Índice de geoacumulación promedio para Esqueda.....	71
Figura 16. Índice de geoacumulación promedio para San Pedro de la Cueva.	73
Figura 17. Índice de geoacumulación promedio para Pótam	74
Figura 18. Índice de contaminación promedio para Esqueda.....	75
Figura 19. Índice de contaminación promedio para San Pedro de la Cueva.	76
Figura 20. Índice de contaminación promedio para Pótam.....	77

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos y otros metales en diferentes tipos de roca y suelo. Modificada de (Rudnick et al., 2003)	11
Tabla 2. Lista de puntos muestreados y de fondo local con coordenadas geográficas. El número de muestras obtenidas de cada población fue calculado en base a su superficie territorial.....	26
Tabla 3. Interpretación de los valores de factor de enriquecimiento en base a Jaffar et al. (2017).	33
Tabla 4. Interpretación de los valores de factor de enriquecimiento en base a Alves et al. (2020).....	34
Tabla 5. Interpretación de los valores de índice de geoacumulación en base a Alves et al. (2020)	35
Tabla 6. Interpretación de los valores de índice de contaminación en base a Men & Liu (2018).....	36
Tabla 7. Interpretación de los valores de índice de contaminación en base a Men & Wang (2018)	37
Tabla 8. Interpretación de los valores de índice de riesgo ecológico	38
Tabla 9. Interpretación de los valores de riesgo ecológico múltiple.....	39
Tabla 10. Dosis de referencia para distintos elementos potencialmente tóxicos.....	41
Tabla 11. Concentraciones promedio y otros datos estadísticos de metales en suelos de la población de Esqueda, Sonora	47
Tabla 12. Concentraciones promedio y otros datos estadísticos de metales en suelos de la población de San Pedro de la Cueva, Sonora	48
Tabla 13. Concentraciones promedio y otros datos estadísticos de metales en suelos de la población de Pótam, Sonora	49
Tabla 14. Valores de FE calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Esqueda. La discusión se realiza en base a EF_{prom}	68
Tabla 15. Valores de FE calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de San Pedro de la Cueva. La discusión se realiza en base a EF_{prom}	69
Tabla 16. Valores de factor de enriquecimiento calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Pótam, Sonora	70

Tabla 17. Valores de índice de geoacumulación calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Esqueda, Sonora.	72
Tabla 18. Valores de índice de geoacumulación calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de San Pedro de la Cueva, Sonora	73
Tabla 19. Valores de índice de geoacumulación calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Pótam, Sonora	74
Tabla 20. Valores de índice contaminación e índice de carga de contaminación para la población de Esqueda	76
Tabla 21. Valores de índice contaminación e índice de carga de contaminación para la población de San Pedro de la Cueva	77
Tabla 22. Valores de índice contaminación e índice de carga de contaminación para la población de Pótam	78
Tabla 23. Evaluación de riesgos a la salud humana (HI: no cancerígeno y RI: cancerígeno) en la población de Esqueda. Para el cálculo de riesgo no cancerígeno se consideró la dosis diaria de exposición por ingesta e inhalación (DDP)	81
Tabla 24. Evaluación de riesgos a la salud humana (HI: no cancerígeno y RI: cancerígeno) en la población de San Pedro de la Cueva. Para el cálculo de riesgo no cancerígeno se consideró la dosis diaria de exposición por ingesta e inhalación (DDP). Los valores en negrita indican un HI de alto riesgo	83
Tabla 25. Evaluación de riesgos a la salud humana (HI: no cancerígeno y RI: cancerígeno) en la población de Pótam. Para el cálculo de riesgo no cancerígeno se consideró la dosis diaria de exposición por ingesta e inhalación (DDP).	84

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

El suelo se define como la capa superior de la corteza terrestre, compuesta de partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos. Éste es conceptualizado como un producto de interfase entre la litósfera, hidrósfera, atmósfera y la biósfera, en el que se desarrollan diversas reacciones químicas. Por lo tanto, se le confiere un rol importante en los ciclos biogeoquímicos, pero también eso lo convierte en una matriz compleja de movilización o de permanencia de elementos. En ese sentido, el suelo se considera la porción ambiental más expuesta a la contaminación por metales y metaloides, ya que puede actuar como un sumidero de la mayor parte de estos contaminantes (Mazurek et al., 2017).

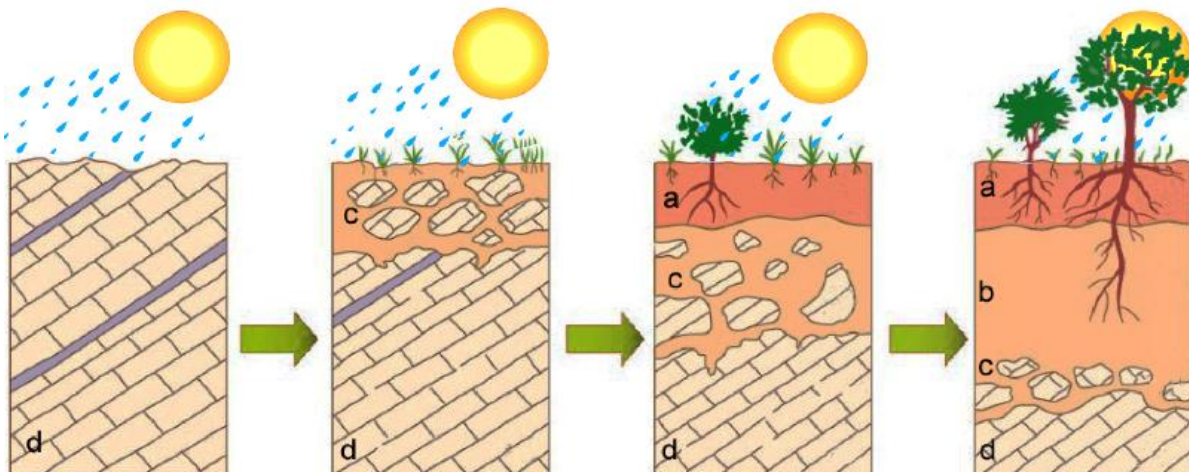


Figura 1. Proceso de formación de suelo. Este inicia con la fragmentación y alteración de las rocas originales (d). Las primeras plantas se renuevan y mueren dejando compuestos orgánicos mientras se prolonga la fragmentación mineral (c). Las capas se vuelven más gruesas y otro tipo de vegetación podrá echar raíces (b). Los pasos anteriores continúan contribuyendo para dar como resultado un suelo fértil y profundo (a).

Los elementos catalogados como potencialmente tóxicos (EPT) son: Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Estaño (Sn) y Zinc (Zn) (Sparks, 2005). Estos elementos se convierten esencialmente en contaminantes en el medio ambiente del suelo debido a que:

- (i) Sus tasas de generación a través de ciclos artificiales son más rápidas en comparación con los naturales.
- (ii) Se transfieren de las minas o sectores agrícolas a ubicaciones ambientales aleatorias donde ocurren mayores potenciales de exposición directa.
- (iii) Las concentraciones de metales en los productos desechados son relativamente altas en comparación con las del ambiente receptor.
- (iv) La forma química (especie) en la que se encuentra un metal en el sistema ambiental receptor puede hacer que sea más biodisponible (D'amore et al., 2005).

De acuerdo con su origen, los EPT provienen de dos fuentes: geológicas o antropogénicas. La primera se refiere a la presencia de los metales en minerales y rocas que se liberan por procesos de erosión y desgaste (Kabata-Pendias, 2000). La segunda surge por actividades productivas de los sectores agropecuario, industrial y urbano. Estos metales tóxicos de origen antropogénico pueden transportarse en el aire y depositarse en la superficie del suelo, por lo que el enriquecimiento del suelo puede estar relacionado con la ubicación en las proximidades de áreas donde se generan estas actividades. De manera general, la distribución de metales tóxicos dentro del perfil del suelo es diversa y depende de varios procesos que tienen lugar en esta matriz como: la pedogénesis, la meteorización del material parental y la capacidad partículas de un

metal de ser adsorbido por la materia orgánica (Kabata-Pendias, 2000; Słowik et al., 2008). Por lo regular, el mayor contenido de EPT se presenta en la capa más superficial el suelo, particularmente los que contienen más materia orgánica (Gu et al., 2016). La capacidad del suelo para acumular EPT está asociada con su clasificación, sus propiedades físicas (es decir, la textura, especialmente el contenido de fracción de arcilla) y químicas, así como la naturaleza del elemento individual (Kabata-Pendias, 2000). Los EPT se caracterizan por una alta estabilidad en el medio ambiente y generalmente no son biodegradables, ni fácilmente lixiviados por lo que tienden a persistir (Mmolawa et al., 2011). De tal manera, que el riesgo potencial para la salud pública asociado con la exposición a suelos contaminados ha generado preocupación en los últimos años, debido a que los niveles elevados de los elementos mencionados pueden afectar directamente a la salud humana (Yadav et al., 2017). Conjuntamente, la acumulación de estos metales y metaloides en el suelo también altera los procesos biogeoquímicos habituales que tienen lugar en él, y en consecuencia, puede tener un efecto negativo sobre la actividad biológica y el ecosistema (Zawadzka et al., 2010). El suelo juega un papel muy significativo dentro de los ecosistemas, contribuyendo directa o indirectamente a la calidad de vida, y por lo tanto es importante obtener información sobre su posible estado de contaminación.

En este estudio se medirán las concentraciones de metales tóxicos en suelos de tres poblaciones a lo largo de la cuenca del río Yaqui. Con esta información, se determinará la distribución espacial utilizando sistemas de información geográfica. También se calcularán los índices ambientales que permiten conocer la fuente de elementos y el

grado de contaminación. Lo anterior es con el principal objetivo de evaluar el posible riesgo a la salud humana.

1.1 Antecedentes

1.1.1 Generalidades de elementos potencialmente tóxicos y efectos en la salud

La contaminación del suelo por EPT representa un peligro para los seres humanos. La exposición puede generarse a través de: ingestión directa o contacto con suelo contaminado, la cadena alimentaria (suelo-planta-humano o suelo-planta-animal-humano), beber agua subterránea contaminada y reducción de la calidad de los alimentos a través de la fitotoxicidad (reducción de la usabilidad de la tierra para la producción agrícola que causa inseguridad alimentaria). Como se mencionó antes, los EPT se producen naturalmente en el medio ambiente del suelo a partir de los procesos pedogenéticos de meteorización de los materiales parentales a niveles que se consideran trazas ($<1000 \text{ mg kg}^{-1}$) (Pierzynski et al., 2005). Sin embargo, debido a la perturbación y aceleración del ciclo geoquímico de metales que se produce en la naturaleza por el hombre, algunos suelos de entornos urbanos y rurales pueden acumular uno o más de los metales por encima de los valores de fondo definidos. Por ejemplo, en el sector minero las diferentes etapas del proceso de extracción de minerales pueden producir emisiones ambientales EPT (hacia la atmósfera, suelos, aguas superficiales y subterráneas). Otras actividades que generan la emisión de EPT son la agricultura con el uso de pesticidas y el tráfico vehicular en zonas urbanas. Los EPT se encuentran en minerales específicos que se describen a continuación en conjunto con los efectos a la salud de algunos EPT.

1.1.1.1 Arsénico

El As es un elemento químico de la tabla periódica con número atómico 33 que pertenece al grupo de los metaloides. En el ambiente se combina con oxígeno, cloro y azufre para formar compuestos inorgánicos (ATSDR, 2007). Los principales minerales con As son arsenopirita (FeAsS), oropimente (As_2S_3), rejalgar (AsS), cobaltina (CoAsS), enargita (Cu_3AsS_4), gersdorffita (NiAsS), etc. Los síntomas inmediatos de intoxicación aguda por arsénico incluyen vómitos, dolor abdominal y diarrea. Seguidamente, aparecen otros efectos, como entumecimiento u hormigueo en las manos y los pies o calambres musculares y, en casos extremos, la muerte. La exposición a dosis bajas por un periodo de tiempo largo, que pueden tener un efecto acumulativo, provoca náuseas, sangrado, vómitos y diarrea. También, la exposición a As se relaciona con un mayor riesgo del desarrollo de diabetes, enfermedades cardiovasculares, y problemas neurológicos como la disminución de la función intelectual de los niños (Bjørklund et al., 2018).

1.1.1.2 Cromo

El Cr es un elemento químico de número atómico 24, color blanco plateado, duro y quebradizo. Sin embargo, es relativamente suave y dúctil cuando no está tensionado o cuando está muy puro. Su mineral más importante por abundancia es la cromita (FeCr_2O_4). El Cromo (III) es un nutriente esencial para los humanos y su deficiencia puede causar condiciones del corazón, trastornos metabólicos y diabetes (Maret, 2019). Pero altas concentraciones de Cromo (III) pueden causar efectos negativos en la salud como erupciones cutáneas. El Cromo (VI) es un peligro para la salud de los humanos que después de ser respirado el Cromo (VI) puede causar irritación del nariz y sangrado

de la nariz. Otros efectos negativos del Cromo (VI) son: malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, alteración del material genético, daño al sistema inmune, riñones e hígado (DesMarias et al., 2019).

1.1.1.3 Cobre

El Cu es un elemento químico de número atómico 29 que consiste en un metal rojizo. Ocurre naturalmente en las rocas, el agua, los sedimentos. Los principales minerales de cobre son calcopirita (CuFeS_2), calcocita (Cu_2S), covelita (CuS), bornita (Cu_5FeS_4), tetraedrita ($(\text{Cu,Fe})_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$) y enargita (Cu_3AsS_4) (Pellant et al., 2020). El cobre es considerado un elemento esencial en concentraciones bajas satisfaciendo varias necesidades fisiológicas, al ser parte integral de muchas enzimas que funcionan como catalizadores redox o transportadoras de dioxígeno. En exposiciones crónicas y altas concentraciones el cobre puede encontrarse libre para catalizar la formación de radicales de hidroxilo altamente reactivos, lo cual conlleva a iniciar daños oxidativos y la interferencia con funciones celulares importantes (Kalita et al., 2018). En humanos se han reportado que concentraciones elevadas de cobre afectan la reproducción, así como el sistema respiratorio, gastrointestinal, hematológico y endocrino, además de causar Alzheimer, daños hepáticos y oculares, así como cáncer (Ejaz et al., 2020).

1.1.1.4 Manganeso

El manganeso es un elemento químico de número atómico 25 situado en el grupo 7 de la tabla periódica de los elementos. Existe de forma natural en el ambiente como sólidos en suelos y en partículas en agua y aire (polvo), estas últimas se depositan en tierra en pocos días. Se encuentra en cientos de minerales, pero destacan pirolusita (MnO_2), psilomelana ($\text{MnO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$), manganita ($\text{MnO}(\text{OH})$), braunita ($3\text{Mn}_2\text{O}_3 \cdot \text{MnSiO}_3$), rodonita

(MnSiO_3), rodocrosita (MnCO_3), hübnerita (MnWO_4) (Pellant et al., 2020). El Mn se encuentra presente en varias reacciones químicas de los seres vivos actuando como un micronutriente esencial, sin embargo, concentraciones elevadas de manganeso en el organismo pueden resultar tóxicas. La exposición a niveles elevados de manganeso causa anemia, micromelia, hemorragias, enanismo, desordenes de comportamiento y daños al sistema nervioso (Francisco et al., 2021).

1.1.1.5 Plomo

El plomo es un metal con número atómico 82 que se encuentra de forma natural en la corteza terrestre y se ha distribuido en el ambiente, debido a fuentes fijas o móviles contaminantes antropogénica o naturales. Los principales minerales que contienen plomo son: galena (PbS), cerusita (PbCO_3), anglesita (PbSO_4), crocoíta (PbCrO_4) y stolzita (PbWO_4), entre otros (Pellant et al., 2020). El Pb es un elemento no esencial que se utiliza como indicador de la contaminación ambiental. La exposición a este elemento puede causar varios efectos no deseados, como son: perturbación de la biosíntesis de hemoglobina y anemia, incremento de la presión sanguínea, daño a los riñones, perturbación del sistema nervioso, perturbación en el comportamiento de los niños, como es agresión, comportamiento impulsivo e hipersensibilidad (Andjelkovic et al., 2019).

1.1.1.6 Zinc

El zinc es un elemento esencial con número atómico 30, que juega un rol importante en el metabolismo. Puede encontrarse aire, suelo y agua, pudiendo combinarse con otros elementos como el cloro, oxígeno y azufre, siendo el compuesto de zinc más abundante es el sulfuro de zinc. Algunos minerales con Zinc son: Smithsonita (ZnCO_3), hemimorfita

($Zn_4Si_2O_7(OH)_2 \cdot H_2O$), wurtzita (ZnS) e, hidrocincita ($Zn_5(CO_3)_2(OH)_6$), entre otros (Pellant et al., 2020). El Zinc es una sustancia muy común que ocurre naturalmente. El agua potable y algunos alimentos contienen ciertas concentraciones de Zinc. Actualmente se han observado efectos adversos en animales (afectando al sector ganadero) y plantas, pero no hay registro de daños en humanos.

Elemento	Roca madre			Suelo (ppm)
	Granito (ppm)	Basalto (ppm)	Caliza (ppm)	
Arsénico*	1.5	1.5	1	6
Circonio	185	68	35	190
Cobre*	13	90	5.5	30
Estroncio	281	348	160	320
Manganeso	400	1500	620	1000
Molibdeno	2	1	0.16	1.2
Plomo*	24	3	5.7	35
Rubidio	112	11	1.5	84
Tungsteno	2	1.4	0.02	1.9
Uranio	4.4	0.43	2.2	2
Vanadio	72	250	45	90
Zinc*	52	100	20	90

*Elementos potencialmente tóxicos

Tabla 1. Concentración promedio de elementos potencialmente tóxicos y otros metales en diferentes tipos de roca y suelo. Modificada de (Rudnick et al., 2003).

1.1.2 Índices ambientales

Los índices ambientales permiten analizar y describir un aspecto relevante del estado del suelo y su relación con las actividades humanas; aportan información científicamente sustentada sobre las condiciones y tendencias ambientales (Barbieri, 2016). Los índices ambientales más utilizados son: factor de enriquecimiento (FE), índice de geoacumulación (I_{geo}) e índice de contaminación (IC)(Aguilar-Hinojosa et al., 2016; Meza-Figueroa et al., 2007; Schiavo et al., 2021). Conocer estos parámetros es útil para tomar las medidas de prevención y remediación en caso de ser necesarias o descartar la relación de posibles daños a la salud por exposición a estos suelos (Barbieri, 2016; Gómez-Álvarez, Valenzuela-García, Meza-Figueroa, et al., 2011). Debido a su persistencia y toxicidad potencial, el As, Cd, Cr, Pb, Cu, Zn y Ni han sido incluidos como contaminantes de control prioritario por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) y han recibido más atención en muchas partes del mundo (Adimalla et al., 2018). Recientemente los índices ambientales se han utilizado de manera efectiva para evaluar la contaminación en suelos de zonas urbanas (García-Rico et al., 2016; Men, Liu, Wang, et al., 2018; Meza-Figueroa et al., 2007; Mihankhah et al., 2020), rurales (Li et al., 2016), agrícolas (Meza-Montenegro et al., 2012; Varol et al., 2020) y mineras (Aguilar-Hinojosa et al., 2016; D. Meza-Figueroa et al., 2009; Wu et al., 2014), así como en sedimentos de ríos (Mondal et al., 2021), lagos (Karthikeyan et al., 2020), costas (Hasan et al., 2013; Williams et al., 2020) y presas (Gómez-Álvarez, Valenzuela-García, Villalba-Atondob, et al., 2011).

En el estado de Sonora se han realizado varios estudios de evaluación de suelos. Por ejemplo, en la ciudad de Hermosillo se determinó un nivel extremadamente alto de

contaminación ($IC > 5$) para Cd, Cu, Pb y Zn en suelos de calles y parques. En este mismo trabajo, se detectó mediante el cálculo de FE que el origen de Cu es antropogénico, mientras que el de Pb y Zn es geogénico (Castillo-Morales, 2013). Meza-Figueroa et al. 2007 evaluaron muestras de polvo depositado en techos de 25 escuelas primarias. Los resultados de FE indicaron un origen principalmente natural con una ligera a moderada influencia antropogénica para V-Ni-Cu-Fe-Co-Ba y antropogénica para Cd-Pb-Cr-Zn (Meza-Figueroa et al., 2007). La presa Abelardo L. Rodríguez ubicada al oeste de Hermosillo, presentó niveles bajos de FE de Cr, Fe, Mn y Zn por lo que su origen es natural; mientras que Cd, Cu y Pb mostraron un origen antropogénico. Además, I_{geo} demostró, una contaminación de moderada a fuerte por Cd, Cu y Pb (Gómez-Álvarez, Valenzuela-García, Villalba-Atondob, et al., 2011). También en Hermosillo se realizó un análisis que arrojó valores de I_{geo} correspondientes a un suelo de bajo a moderadamente contaminado con Pb, Zn, Th y de altamente a extremadamente contaminado con Ti, V y Rb. Además, se encontró que estos dos últimos elementos provienen de una fuente antropogénica (Hernández-Valdez, 2019). Al norte-centro del Estado se evaluaron sedimentos de los ríos Bacanuchi y Sonora. Aquí se obtuvo un valor de FE para Cu, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn que indicó un enriquecimiento antropogénico atribuido a la actividad minera de la región. Respecto al I_{geo} , los valores señalaron una contaminación de moderada a fuerte para Cu y Pb en sedimentos del río Bacanuchi; mientras que fue nula para Cr, Mn Ni y Zn. En el caso del río Sonora el cálculo de I_{geo} arrojó valores característicos de un suelo con contaminación nula para Cu, Cr, Pb, Mn Ni y Zn (León-García et al., 2018). También se calculó el I_{geo} en sedimentos del distrito minero de Cananea. Las muestras del arroyo

Jaralito resultaron no contaminados por Cr, Fe, Mn y Zn (los cuales provienen de una fuente litogénica). No obstante, existe una contaminación de moderada a fuerte por Ni y Pb, y también una fuerte contaminación por Cu. En los sedimentos del arroyo La Mexicana existe moderada contaminación por Ni, y Zn y fuerte contaminación por Cd, Cu, Pb (Aguilar-Hinojosa et al., 2016). Además, se han realizado estudios en el Río San Pedro, que ha recibido descargas ácidas de una presa de relaves de la ciudad de Cananea. Se observaron valores muy altos de FE para Cd, Cu y Pb, lo que indica que son de origen antropogénico. El Fe y el Zn tenían valores de EF <10, lo que indica que son de origen litogénico con un aporte antropogénico moderado, mientras que el Mn se origina predominantemente en material litogénico (Gómez-Álvarez, Valenzuela-García, Meza-Figueroa, et al., 2011).

También se analizaron muestras de relaves mineros, sales de eflorescencia, suelos residenciales y polvo de caminos del sitio minero de Nacozari. Los suelos residenciales y el polvo de las carreteras mostraron un enriquecimiento significativo de Cu y Hg, y un enriquecimiento moderado de As. Las sales de eflorescencia muestran un enriquecimiento extremadamente alto de Cu, As, Mn y Hg, y un enriquecimiento muy alto de As. Asimismo, se estima que Ba, Rb, Sr, Mn, Pb y Zr proceden principalmente de fuentes naturales (Diana Meza-Figueroa et al., 2009). Con respecto al I_{geo} los elementos identificados en los suelos residenciales de Nacozari se pueden dividir en los siguientes grupos: i) no contaminados para Pb y Zn, ii) moderadamente contaminados para As y Pb, iii) fuertemente contaminados principalmente por Cu y As, y iv) extremadamente contaminados por Hg (Diana Meza-Figueroa et al., 2009).

1.1.4. Evaluación de riesgo a la salud humana

El modelo de evaluación de riesgos para la salud fue desarrollado por la USEPA para cuantificar los riesgos para la salud humana (no cancerígenos y cancerígenos) como consecuencia de la exposición a metales (USEPA, 2002). Con este puede establecerse si el grado de contaminación presente en una zona puede generar efectos nocivos para la salud humana. Cuanto mayor sea el riesgo de que la contaminación afecte a los seres vivos, mayor será la necesidad de implementar programas de restauración. Los procedimientos de evaluación de riesgos para los productos químicos tóxicos se utilizan habitualmente por las agencias reguladoras y consisten en la estimación mediante el análisis sistemático de cuatro componentes esenciales.

- (i) **Identificación de peligros:** es la identificación de la capacidad de una sustancia para causar efectos adversos. El propósito de la identificación de peligros es evaluar los efectos adversos en humanos en base a un análisis exhaustivo de todos los datos disponibles sobre toxicidad y modo de acción. Está diseñado para abordar principalmente dos preguntas: (a) si un agente puede plantear un peligro para la salud humana, y (b) bajo qué circunstancias puede expresarse el peligro identificado.
- (ii) **Evaluación de la relación dosis-respuesta:** implica la caracterización de la relación entre la dosis de un agente administrado o recibido y la incidencia de un efecto adverso. Los enfoques para la cuantificación de la dosis-respuesta varían según el efecto. Generalmente se considera que existe una dosis de referencia (DdR) o concentración por debajo de la cual no se producirán efectos adversos (es decir, un umbral).

- (iii) **Evaluación de la exposición:** es la evaluación de la naturaleza química, forma y concentración de una sustancia química a la que una población identificada está expuesta. La exposición a un elemento o compuesto es el contacto de esa sustancia química con el cuerpo humano a través de la piel, la boca, las fosas nasales, los ojos y lesiones. Una evaluación de exposición de ese contacto, que incluye la consideración de la intensidad, frecuencia y duración del contacto, la vía de exposición (ejemplo: cutánea, oral o respiratoria), tasas de ingesta o absorción de sustancias químicas. Como resultado se estima la cantidad que realmente cruza el límite (una dosis), y la cantidad absorbida (dosis interna).
- (iv) **Caracterización del riesgo:** tiene como objetivo proporcionar una síntesis de estimaciones de niveles de exposición y riesgos para la salud. También resume las fuentes de incertidumbre en los datos científicos y proporciona la base primaria para tomar decisiones de gestión de riesgos. Los resultados de una evaluación de riesgos son la base de la identificación de la exposición química que no representan una amenaza significativa para la salud y aquellas que presentan riesgos importantes. Además, en la medida permitida y según los datos disponibles, la caracterización del riesgo puede indicar cómo varía con la exposición y a nivel espacial, para ayudar a los funcionarios de gestión de riesgos en la toma de decisiones (Organization, 1999).

En base a las etapas del análisis sistemático, los efectos adversos para la salud se pueden evaluar utilizando el valor umbral de dosis de referencia (DR_f). El cociente de peligro potencial no carcinogénico (HQ) se obtiene mediante la comparación de la dosis diaria media (DDM) con DR_f . Las posibilidades de efectos graves en la salud serán

mínimas si el valor de la dosis diaria media (DDM) es menor que el de DR_f ($HQ < 1$); mientras que serán máximas si supera dicho valor ($HQ > 1$) (Meza-Montenegro et al., 2012). El riesgo por exposición a mezclas de metales (HI) se obtiene cuando se suman los HQ; el valor de HI seguro es ≤ 1 (García-Rico et al., 2016). En Hermosillo, Sonora, un estudio demostró la asociación entre la DDM de As ingerida por niños en patios de escuelas y el aumento de los niveles séricos de MMP-9 (García-Rico et al., 2020). Se ha encontrado que MMP-9 está asociado con numerosos procesos patológicos (como enfermedades inmunológicas, cardiovasculares y pulmonares) (Rowell et al., 2002), indicando así que la exposición al As en el polvo donde los niños pasan mucho tiempo puede tener efectos tóxicos (García-Rico et al., 2016). En los últimos años se han implementado estudios de evaluación de riesgos para la salud humana sobre diversas rutas de exposición en entornos urbanos de muchos lugares del mundo (Isley et al., 2021). Por ejemplo, en Hermosillo, Sonora se realizó una evaluación de riesgos (no cancerígenos y cancerígenos) por exposición As, Cr, Mn y Pb en suelos de tres fuentes: parques, techos residenciales y calles. Para todas las fuentes, Pb mostró los valores más altos de HQ seguido por As y Cr. Para Mn, los valores de HQ fueron similares en las tres fuentes estudiadas. Las muestras de polvo de la carretera arrojaron los valores promedio de HQ más altos para todos los metales estudiados. El Pb en el polvo de la carretera ($HQ = 2.6$) fue el único elemento que superó el valor seguro ($HQ = 1$), lo que representa un riesgo potencial para la salud. Igualmente en Hermosillo, los cálculos de riesgo por exposición a Mn resultaron en $HI > 1$, es decir, un riesgo no cancerígeno nulo para los niños (Schiavo et al., 2021). En la región del Valle del Yaqui, se realizó un estudio por la exposición a As a través de la ingesta de polvo y agua. Los valores de HI

estaban por encima de 1 y el riesgo carcinogénico (CR) era mayor que 1×10^{-4} , lo que indica los niños tienen un alto riesgo potencial de desarrollar enfermedades crónicas, incluido el cáncer (García-Rico et al., 2019). Recientemente se evaluó el riesgo a la salud humana por exposición a suelos y sedimentos contaminados de una zona con más de 200 años de actividades mineras intermitentes. Los resultados indicaron un alto riesgo para el desarrollo de cáncer en niños de San Antonio y El Triunfo en La Paz, Baja California Sur, México (Hernández-Mendiola et al., 2022).

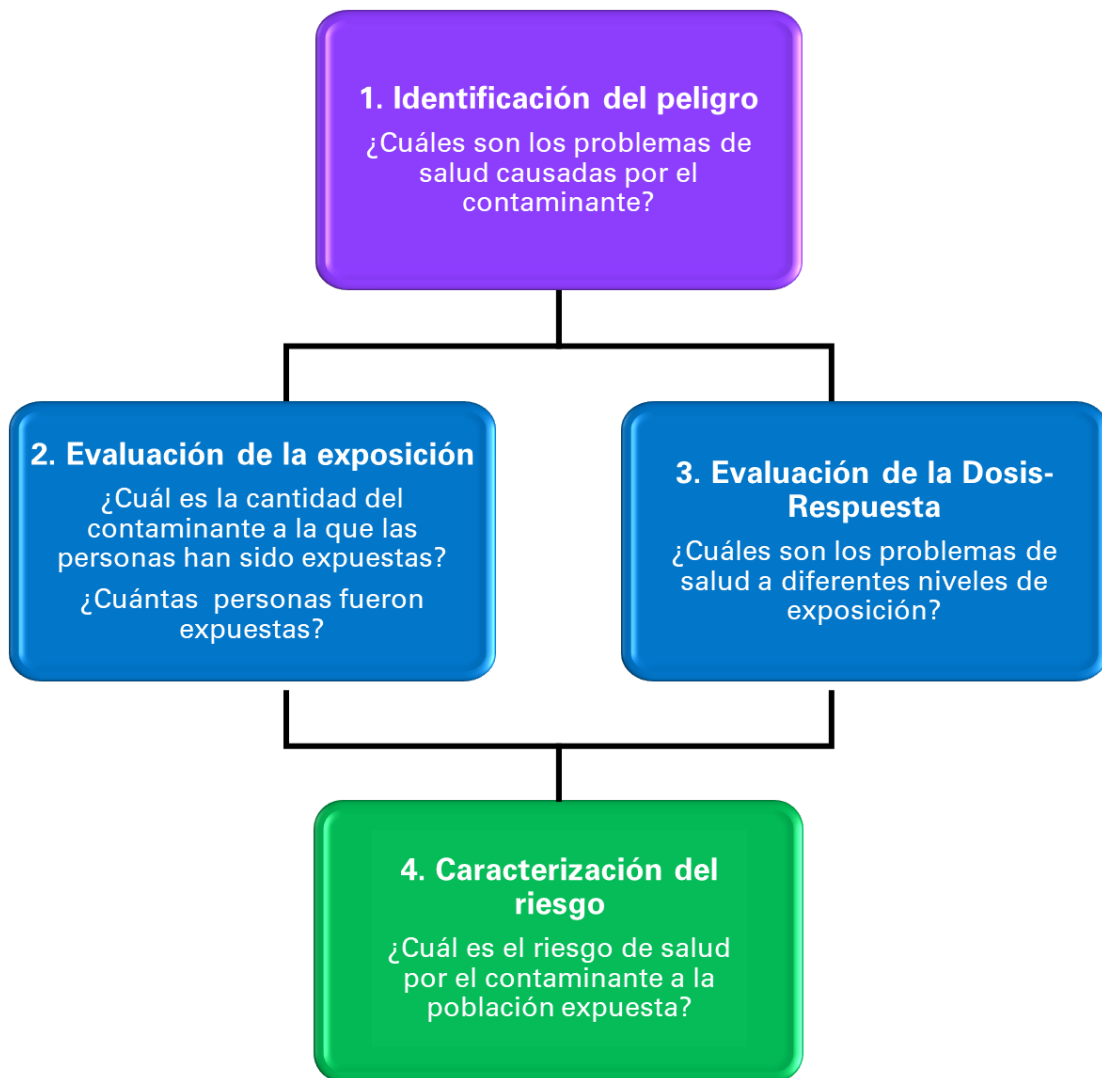


Figura 2. Esquema de etapas de la evaluación del riesgo a la salud humana.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar el riesgo a la salud humana por ingesta de suelo y estimar el grado de contaminación en base a los índices ambientales en tres zonas rurales de la cuenca del río yaqui.

1.2.2 Objetivos específicos

- (i) Realizar el muestreo de suelos superficiales de tres núcleos poblacionales ubicados en la cuenca del río Yaqui.
- (ii) Analizar las concentraciones de en metales y metaloides mediante fluorescencia portátil de rayos X.
- (iii) Determinar la distribución espacial de elementos mediante sistemas de información geográfica.
- (iv) Calcular los índices geoquímicos (factor de enriquecimiento, factor de contaminación e índice de geoacumulación).
- (v) Calcular el riesgo a la salud humana (no cancerígeno y cancerígeno).

CAPÍTULO 2: METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

2.1.1 Localización y datos demográficos

Las poblaciones estudiadas en esta tesis se localizan a lo largo de la cuenca del río Yaqui. Al norte de la cuenca se encuentra el municipio de Esqueda, ubicado en las coordenadas geográficas 635194.65 de latitud Este y 3400078.98 de latitud Norte, a una altura media de 1,211 metros sobre el nivel del mar. Según los datos del Censo de Población y Vivienda realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Esqueda tiene un total de 6,749 habitantes.

Al centro de la cuenca se encuentra el municipio de San Pedro de la Cueva que se localiza en las coordenadas geográficas 621635.87 de latitud Este y 3240724.22 de latitud Norte; los Presenta una altitud de 500 metros sobre el nivel del mar y una población total de 1,429 habitantes según el INEGI.

Al sur de la cuenca se ubica la población de Pótam, que forma parte del municipio de Guaymas y es una de las principales poblaciones de la etnia Yaqui. Se localiza en el extremo sur del municipio en las coordenadas geográficas 557616.52 de latitud Este y 3055946.49 de latitud Norte y a una altitud de 10 metros sobre el nivel del mar. Se encuentra a una distancia aproximada de 11 kilómetros de la autopista de la Carretera Federal 15 que lo comunica al norte de Guaymas y Hermosillo, y al sur a Ciudad Obregón y Navojoa. De acuerdo con el INEGI, la población total de Pótam es de 6,417 habitantes.

2.1.2 Geología

La geología de Esqueda, Sonora esta descrita en la carta H12-B65 editada por el Servicio Geológico Mexicano (SGM). La región de Esqueda, Sonora se ubica sobre sedimentos de la cuenca del río Yaqui. En las partes más altas se tiene una gran incidencia de depósitos vetiformes epitermales y mesotermiales asociados por lo general a fallas y fracturas emplazadas principalmente en rocas andesíticas y calcáreas. Al Este de la zona de estudio se tiene un paquete de rocas del cretácico superior de carácter volcánico-sedimentario, constituido de la base a la cima y de forma gradual por lutitas, areniscas, tobas riolíticas, estratos calcáreos y conglomeráticos, lentes de tobas andesíticas. En la cima contiene flujos riolíticos y horizontes piroclásticos. La secuencia anterior es sobreyacida por tobas riolíticas del paleógeno. A las unidades anteriores le siguen sedimentos que principian como conglomerados gruesos, pero que gradúan lateralmente a limolitas y areniscas. La última unidad es del Plioceno y aflora al Este y Oeste de Esqueda.

La geología de San Pedro de la Cueva esta descrita en la carta H12-D34 editada por el SGM. Esta población se ubica sobre la Formación Tarahumara, conformada por tobas en estratos delgados, aglomerados y lavas andesíticas y dacíticas en la base. La parte media y la cima de la formación tarahumara contienen predominantemente tobas andesíticas. Al Este de la zona de estudio afloran rocas del Grupo Agua Verde de edad Ordovícico-Pérmico, compuestas esencialmente por caliza y arenisca, y se divide en dos miembros (inferior y superior). El miembro inferior incluye las formaciones El Boquinete y El Pollo, constituida por una alternancia de arenisca cuarzo-feldespática y caliza de estratificación gruesa a masiva. El miembro superior lo conforman las

unidades Santiago, La Joya y Tuntunude, en las que predomina caliza masiva con esporádicas intercalaciones de arenisca y lutita. El Grupo descrito está en contacto por falla de gravedad o de comprensión con rocas sedimentarias del Jurásico y Cretácico. También al Este aflora un pórfido andesítico intensamente brechado y fracturado, con alteración argílica, oxidación, silicificación y foliación incipiente. Al Norte y Suroeste de la zona de estudio se encuentran rocas de la Formación Báucarit que consisten en conglomerados y areniscas. Mientras que hacia el oeste se tiene rocas generadas por material continental producto de la erosión de unidades preexistentes conformando un conglomerado polimíctico mal consolidado y clasificado del Pleistoceno.

La geología de Pótam esta descrita en la carta H12-D34 editada por el SGM. Esta población Yaqui se encuentra asentada sobre material aluvial (limo-arena) depositado durante el Holoceno. Al Noroeste de esta población aflora una unidad de basaltos del Mioceno, caracterizados por presentarse como derrames y brechas que varían a andesita basáltica, la textura es afanítica con poco olivino en pequeños cristales. La carta presenta también la presencia de aluvión, ya que se encuentra en el delta del río Yaqui.

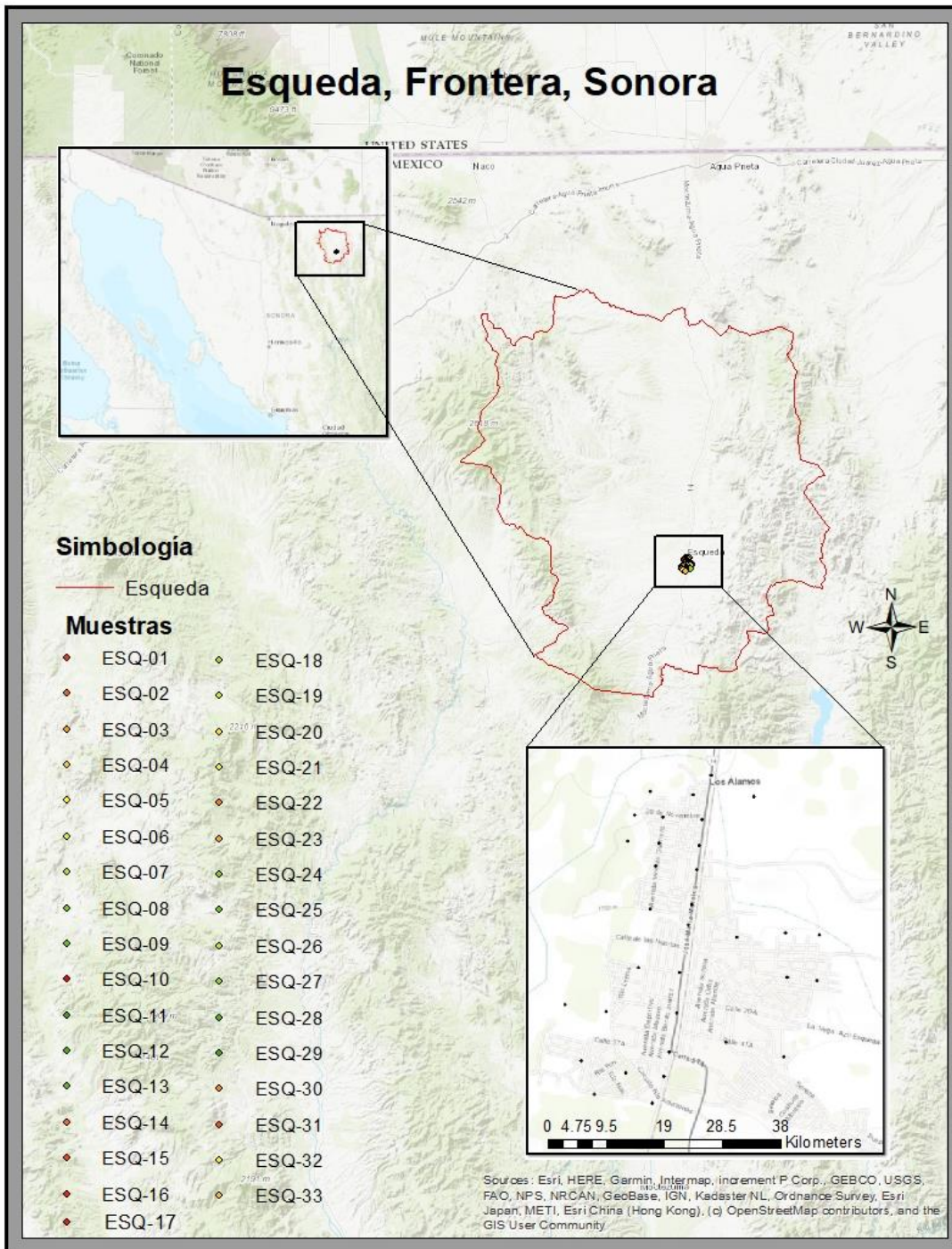


Figura 3. Localización de la población de Esqueda, Sonora.

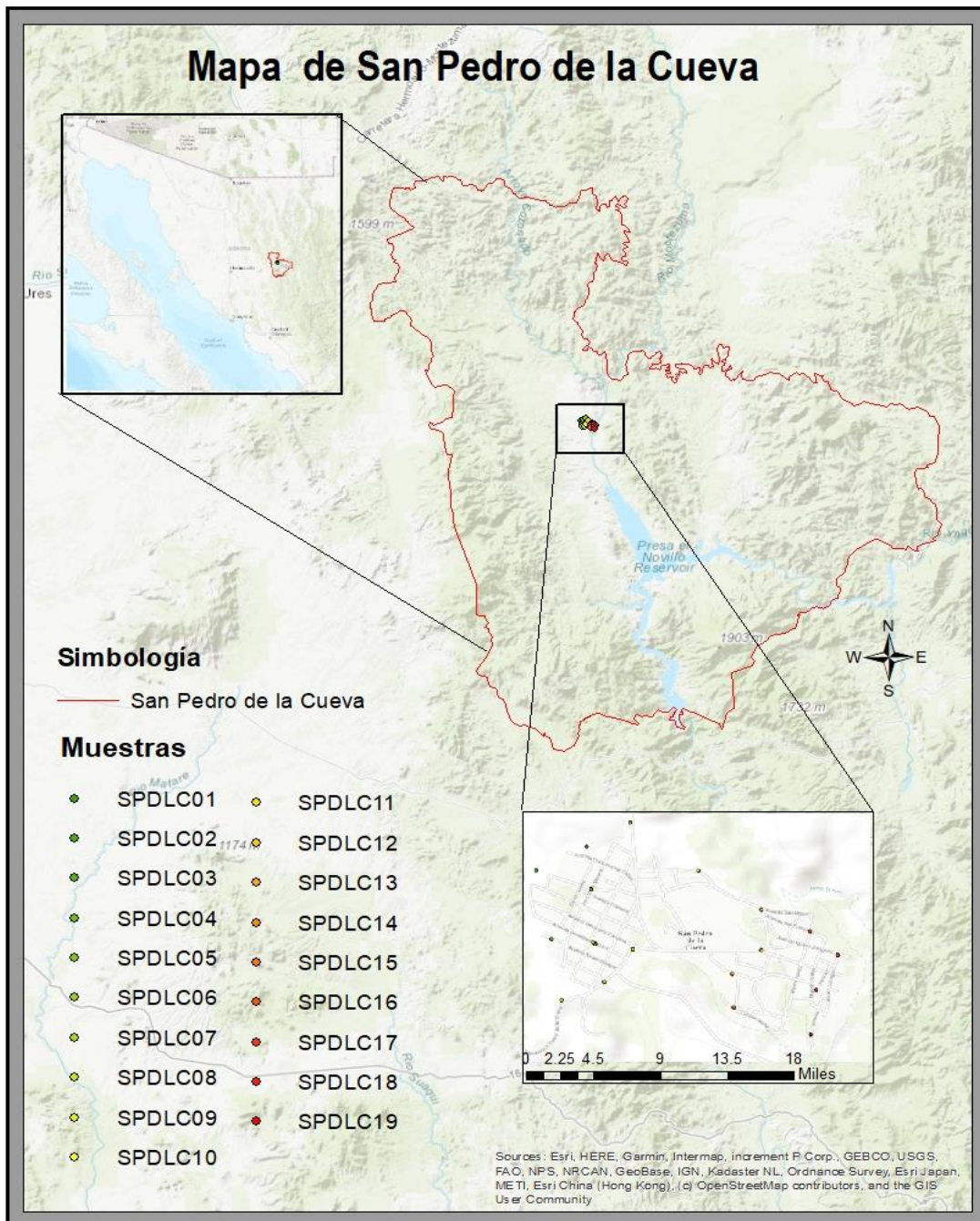


Figura 4. Localización de la población de San Pedro de la Cueva, Sonora.

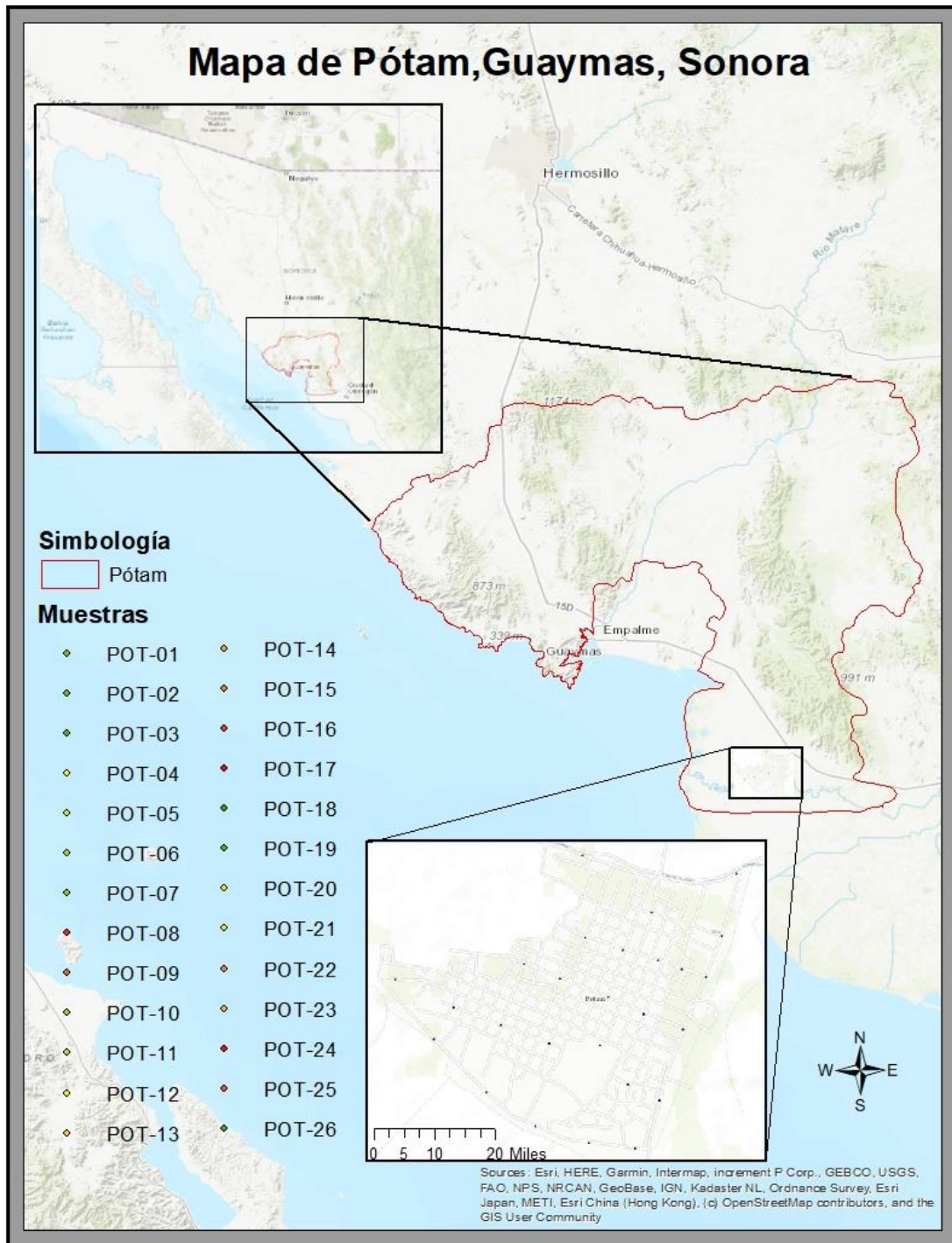


Figura 5. Localización de la población de Pótam, Sonora.

2.2 Colecta de muestras

El muestreo de suelos se realizó siguiendo los lineamientos establecidos en la Norma Mexicana: *Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra* (NMX-AA-132-SCFI-, 2006). Esta Norma establece las especificaciones técnicas para la obtención y el manejo de muestras, cuantificación de As, Ba, Be, Cd, Cr, Hg, Ni, Ag, Pb, Se, Tl y V. El número de muestras colectadas para cada sitio se calculó a partir de la fórmula establecida en la misma norma y determinando la superficie de cada localidad mediante el programa Google Earth Pro. De esta manera, se colectaron un total de 33 muestras para Esqueda, 19 muestras para San Pedro de la Cueva y 26 muestras para Pótam. Adicionalmente, se colectaron 3 muestras alrededor de cada población, asegurando la mínima influencia antrópica para obtener el fondo local. La colecta se realizó de dos maneras en función de la presencia o no de banquetas o calles. Las muestras de suelos sin pavimento se obtuvieron de los últimos 10 cm de la superficie obteniendo el material con una pala pequeña de acero inoxidable utilizando el método de tresbolillo. Las muestras de suelos recubiertos con materiales de construcción (pavimentos y banquetas) se obtuvieron realizando un barrido de una sección de la calle utilizando una escoba y una pala recogedora de plástico. Se tomó aproximadamente 1 kg de cada muestra para asegurar que la muestra obtenida una vez tamizada contenga por lo menos 2 g de la fracción fina para su análisis. Para prevenir la contaminación, los materiales se limpiaron con una brocha de cerdas finas y se enjuagaron con agua desionizada. Todas las muestras fueron etiquetadas y almacenadas en bolsas de plástico con cierre hermético y transportadas al laboratorio para su preparación y posterior análisis.

Esqueda			San Pedro de la Cueva			Pótam		
Clave	coordenadas		Clave	coordenadas		Clave	coordenadas	
	x	y		x	y		x	y
ESQ-01	635349	3401268	SPDLC-01	621377	3240960	POT-01	557732	3055014
ESQ-02	635635	3401125	SPDLC-02	621454	3240601	POT-02	557483	3055045
ESQ-03	635228	3401134	SPDLC-03	621649	3240862	POT-03	557192	3055133
ESQ-04	634945	3401159	SPDLC-04	621626	3241082	POT-04	556926	3055316
ESQ-05	634841	3401001	SPDLC-05	621842	3241206	POT-05	556641	3055606
ESQ-06	635027	3400985	SPDLC-06	621669	3240578	POT-06	556435	3055925
ESQ-07	635290	3400970	SPDLC-07	621660	3240584	POT-07	556749	3055773
ESQ-08	635270	3400800	SPDLC-08	621505	3240286	POT-08	557005	3055681
ESQ-09	635004	3400814	SPDLC-09	621714	3240378	POT-09	557266	3055583
ESQ-10	634791	3400827	SPDLC-10	621855	3240549	POT-10	557542	3055573
ESQ-11	634979	3400660	SPDLC-11	622178	3240957	POT-11	557694	3055360
ESQ-12	635253	3400637	SPDLC-12	622489	3240754	POT-12	557865	3055272
ESQ-13	635222	3400403	SPDLC-13	622490	3240545	POT-13	557993	3055655
ESQ-14	634942	3400374	SPDLC-14	622345	3240419	POT-14	557779	3055741
ESQ-15	635197	3400265	SPDLC-15	622355	3240246	POT-15	557585	3055831
ESQ-16	635520	3400184	SPDLC-16	622731	3240642	POT-16	557323	3055932
ESQ-17	635845	3400217	SPDLC-17	622867	3240517	POT-17	557129	3056010
ESQ-18	636069	3400198	SPDLC-18	622760	3240338	POT-18	557461	3056154
ESQ-19	636053	3399895	SPDLC-19	622735	3240104	POT-19	557665	3056087
eSQ-20	635856	3399916	FONDO-S1	622447	3239941	POT-20	557856	3056030
ESQ-21	635139	3399949	FONDO-S2	622466	3242250	POT-21	557983	3055981
ESQ-22	634863	3399982	FONDO-S3	620924	3239860	POT-22	558113	3055939
ESQ-23	634375	3399733				POT-23	558200	3056161
ESQ-24	634650	3399687				POT-24	557820	3056289
ESQ-25	635118	3399680				POT-25	557446	3056596
ESQ-26	635446	3399485				POT-26	558279	3056498
ESQ-27	635831	3399387				FONDO-P1	559052	3069221
ESQ-28	635072	3399417				FONDO-P2	563298	3062990
ESQ-29	635037	3399256				FONDO-P3	553811	3076226
ESQ-30	634780	3399278						
ESQ-31	634483	3399355						
ESQ-32	634570	3399134						
ESQ-33	634956	3399076						
FONDO-E1	633094	3399203						
FONDO-E2	637594	3398885						
FONDO-E3	638794	3398801						

Tabla 2. Lista de puntos muestreados y de fondo local con coordenadas geográficas. El número de muestras obtenidas de cada población fue calculado en base a su superficie territorial.

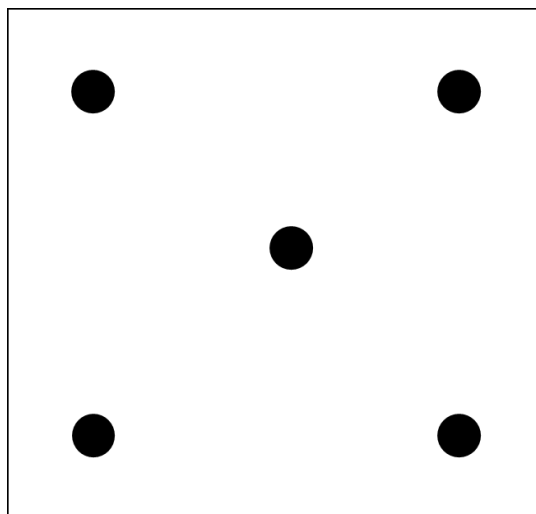


Figura 6. Método de tresbolillo para colecta de muestras.

2.3 Preparación de muestras

Una vez obtenidas las muestras estas se secaron con el objetivo de mejorar la homogeneización y disminuir los cambios químicos indeseados. Para este propósito las muestras se extendieron en las charolas y se colocaron en un horno convencional marca VWR de Scientific Products (HAFO series 1600). El tiempo de secado consistió en un lapso de 24 horas a 34°C. Posteriormente se realizó el proceso de tamizado utilizando las mallas: #18 (1 mm), #35 (0.5 mm), #60 (0.25 mm), #120 (0.125 mm), #230 (0.063 mm), #325 (0.044 mm) y #635 (0.020 mm). Los tamices fueron cuidadosamente lavados entre cada muestra en un baño ultrasónico cole parmer 8899 para evitar la contaminación. Para mejorar la eficiencia del tamizado, se utilizó un agitador de tamices Ro-Tap Haver & Boecker durante 10 minutos por muestra. Cada fracción se pesó, etiqueto y almaceno en bolsas herméticas. Las muestras resultantes del tamizaje con

la malla más fina (malla <635) se colocaron en bolsas de polietileno de 1 pulgada para su posterior análisis por fluorescencia de rayos X portátil.

2.4 Análisis por fluorescencia de rayos X portátil

Las concentraciones elementales de las muestras se obtuvieron mediante el análisis de fluorescencia portátil de rayos X (FPRX). Esta técnica utiliza una fuente de rayos X para irradiar las muestras. Los rayos X incidentes pueden ser dispersados o absorbidos por los átomos de la muestra. Este último proceso se conoce como el efecto fotoeléctrico, y la radiación incidente expulsa los electrones de las capas más internas del átomo, creando vacantes. Las vacantes de electrones son llenadas por electrones de los orbitales más externos. Los electrones en las capas externas tienen estados de energía más altos que los electrones internos, y para ocupar un orbital más interno desprenden energía. Esta reorganización energética resulta en la emisión de rayos X característicos. La emisión de rayos X, de esta manera, se denomina fluorescencia de rayos X y es captada a través de un detector. Dentro del detector, las energías de los rayos X característicos se convierten en un tren de pulsos eléctricos, cuyas amplitudes son proporcionales a la energía de los rayos X. Un analizador electrónico multicanal mide las amplitudes de pulso, que es la base del análisis cualitativo de rayos X. El número de recuentos a una energía dada por unidad de tiempo es representativo de la concentración de elementos en una muestra y es la base para el análisis cuantitativo.

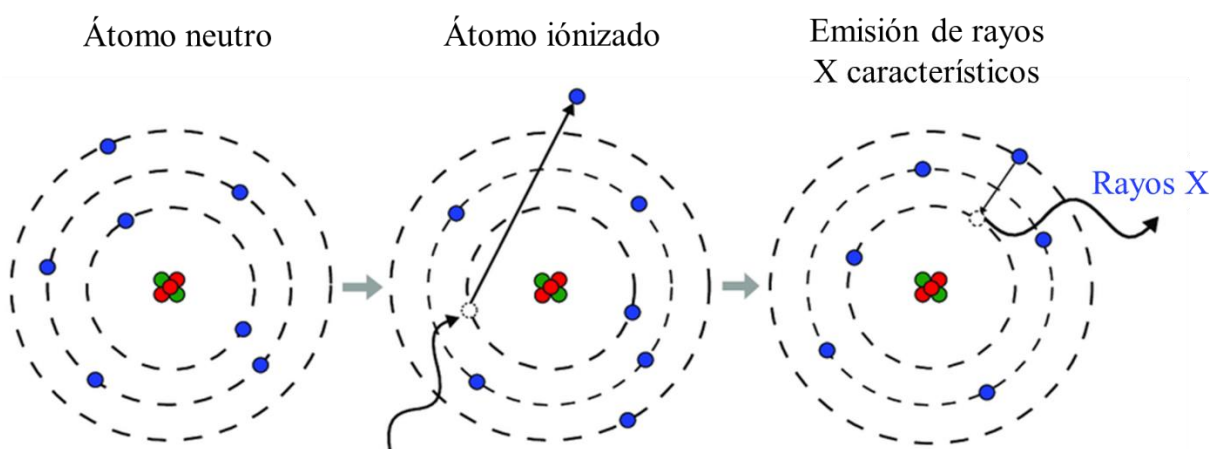


Figura 7. Diagrama de producción de rayos X característicos.

Las mediciones se realizaron en un analizador portátil de fluorescencia de rayos X NITON FXL (Thermo Scientific) siguiendo los procedimientos descritos en el método 6200 de la protección ambiental de los Estados Unidos Agencia (USEPA, 2007). La fracción analizada fue la menor a la malla 635, que se colocó dentro de analizador en bolsas de polietileno ($\text{CH}_2\text{-CH}_2$). En general, el polietileno no interfiere con las mediciones debido a que está constituido por “elementos ligeros” que no son detectables mediante esta técnica.

2.4.1 Control de calidad

Se evaluó el rendimiento del PXRF mediante el análisis de un blanco analítico certificado de dióxido de silicio para verificar el ruido potencial del equipo. También se calculó la precisión (% RSD) y exactitud (%) después del análisis de los materiales de referencia estándar NIST 2709 y 2710. Cada estándar se midió siete veces a los 60 segundos utilizando el modo TestAllGeo. El valor medio de cada elemento analizado se comparó con el valor informado en los estándares mediante las siguientes fórmulas:

Fórmula para el cálculo de la precisión:

$$\%RSD = \left(\frac{SD}{\text{Concentración prom.}} \right) * 100 \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

%RSD: es la desviación estándar relativa para la precisión medida de cada elemento.

SD: es la desviación estándar de la concentración del elemento.

Concentración prom.: es la concentración promedio para cada elemento.

Fórmula para el cálculo de la exactitud:

$$\%D = \left(\frac{C_s - C_k}{C_k} \right) * 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde:

%D: es el porcentaje de diferencia

C_s: Valor del promedio medido del estándar.

C_k: Valor de la concentración del estándar certificado.

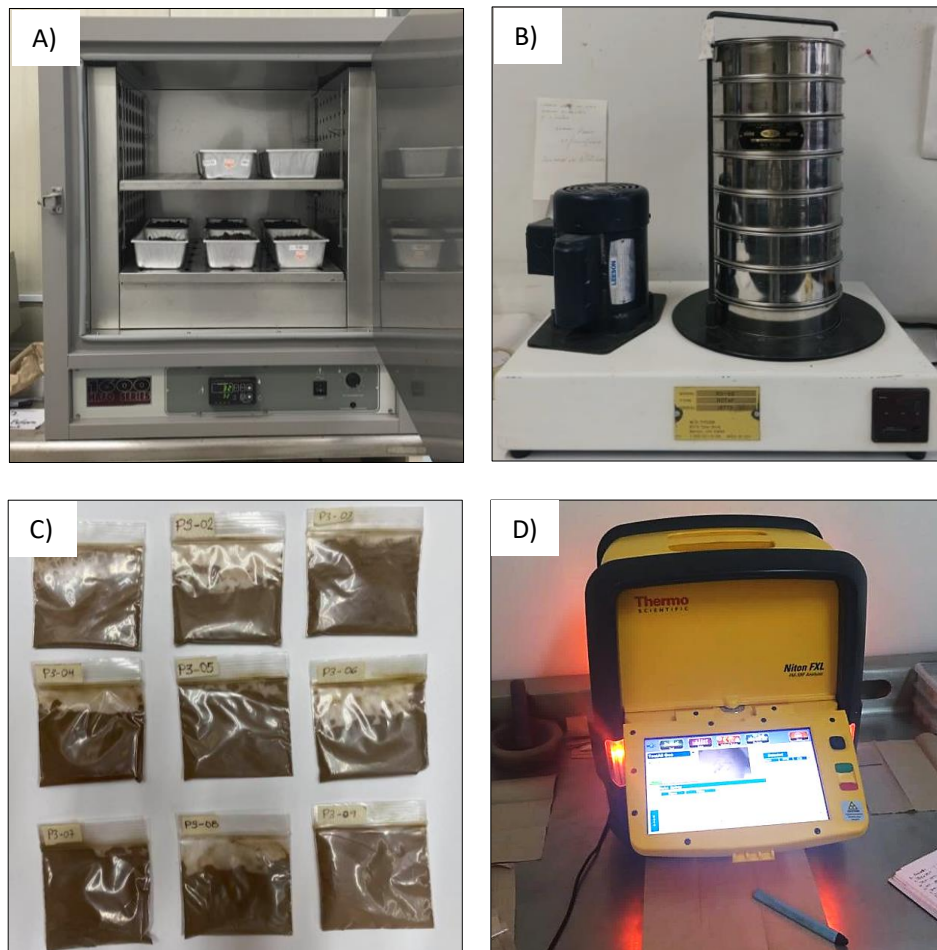


Figura 8. A) secado de muestras. B) Columna de tamices y equipo Ro-Tap para el tamizaje de muestras. C) muestras tamizadas y etiquetadas. D) Equipo portátil de fluorescencia.

2.6 Determinación de la distribución espacial de elementos

Una vez obtenidas las concentraciones elementales, los datos fueron interpolados para obtener mapas de distribución. La interpolación es un método que permite predecir un valor numérico para las celdas de un ráster a partir de una cantidad limitada de puntos de datos de muestra. De tal manera que, puede utilizarse para predecir valores desconocidos de cualquier dato de un punto geográfico. En esta tesis, se utilizó el sistema de información geográfica ArcGIS utilizando la herramienta Spatial Analyst: IDW. Esta herramienta se basa en el cálculo de los valores de celda a través de una combinación ponderada linealmente de un conjunto de puntos de muestra. La ponderación es una función de la distancia inversa, en este caso de las concentraciones de los elementos.

2.7 Cálculo de índices ambientales

2.7.1 Factor de enriquecimiento

El factor de enriquecimiento (FE) se ha aplicado ampliamente para determinar el grado de contaminación debido a las actividades humanas, y se puede utilizar para diferenciar entre el origen natural o antropogénico de los elementos (Alves et al., 2020; Diana Meza-Figueroa et al., 2009; Ramírez et al., 2019). El FE es un método de normalización propuesto por Sílex y Helz (1981) y consiste en determinar la relación entre las concentraciones elementales en una muestra y las de la corteza continental superior de la Tierra (fondo) o bien una muestra de fondo local. El FE se calcula usando la Ecuación 3 (Williams et al., 2020):

$$FE = \frac{C_n / C_{Fe}}{B_n / B_{Fe}} \qquad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

C_n : es la concentración medida del elemento “n” en la muestra a estudiar,

C_{Fe} : es la concentración medida de Fe en la muestra a estudiar,

B_n : es la concentración del elemento “n” en la muestra de fondo geoquímico,

B_{Fe} : es el contenido de Fe en la muestra de fondo geoquímico.

En este caso, un elemento de referencia se refiere a aquél que es geoquímicamente estable, caracterizado por la ausencia de movilidad vertical y/o fenómenos de degradación e incluye elementos como Al, Ti, Fe y Sc (Williams et al., 2020). En esta tesis el Fe se utilizó como elemento de normalización debido a su enorme disponibilidad y a que los estudios previos señalan que posibles pequeñas variaciones en la concentración de Fe no afectaran a los metales a investigar (Ghrefat et al., 2011; Hasan et al., 2013; Jaffar et al., 2017; Meza-Figueroa et al., 2007). El valor de FE se interpreta por comparación de los resultados con los valores en las siguientes tablas:

Factor de enriquecimiento	Origen del metal
< 0.5	Geogénico
0.5 - 1.5	Geogénico o antropogénico (mixto)
>1.5	Antropogénico

Tabla 3. Interpretación de los valores de factor de enriquecimiento en base a Jaffar et al. (2017).

Factor de enriquecimiento	Grado de enriquecimiento
<2	Enriquecimiento mínimo
2 - 5	Enriquecimiento moderado
5 - 20	Enriquecimiento alto
20 - 40	Enriquecimiento muy alto
>40	Enriquecimiento extremadamente alto

Tabla 4. Interpretación de los valores de factor de enriquecimiento en base a Alves et al. (2020).

2.7.2 Índice de geoacumulación

El nivel de contaminación de un elemento en muestras de suelos se puede evaluar mediante el índice de geoacumulación (I_{geo}). El I_{geo} fue definido originalmente por Müller y considera tanto el valor de fondo como el proceso de diagénesis para su cálculo (Men, Liu, Xu, et al., 2018):

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right) \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

C_n : es la concentración medida del elemento “n” en la muestra a estudiar,

B_n : es la concentración de fondo geoquímico del elemento “n”.

La constante 1.5 es el factor de corrección de la matriz de fondo debido a los efectos de variabilidad litológica para neutralizar la variación (Meza-Montenegro et al., 2012).

Los valores calculados de I_{geo} se clasifican en siete clases:

Clase	Índice de geoacumulación	Grado de enriquecimiento
0	< 0	No contaminando
1	$0 \leq I_{geo} < 1$	No contaminado - moderadamente contaminado
2	$1 \leq I_{geo} < 2$	Moderadamente contaminado
3	$2 \leq I_{geo} < 3$	Moderadamente contaminado a muy contaminado
4	$3 \leq I_{geo} < 4$	Muy contaminado
5	$4 \leq I_{geo} < 5$	Muy contaminado a extremadamente contaminado
6	$I_{geo} \geq 5$	Extremadamente contaminado

Tabla 5. Interpretación de los valores de índice de geoacumulación en base a Meza-Montenegro et al. (2012).

2.7.3 Índice de contaminación e índice de carga de contaminación

El índice de contaminación (IC) también se utiliza en numerosos estudios de polvo y suelo para evaluar el nivel de contaminación de los elementos e indicar el papel de la contaminación en el polvo (Alves et al., 2020; Krupnova et al., 2020; Men, Liu, Wang, et al., 2018). El IC se puede calcular mediante la siguiente relación:

$$IC = \frac{C_n}{B_n} \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

C_n : es la concentración medida del elemento n en la muestra a estudiar,

B_n : es la concentración de fondo geoquímico de la muestra n.

La interpretación de los datos consiste en la clasificación en clases en donde según el valor obtenido el suelo es categorizado acorde a la siguiente tabla:

Clase	Índice de contaminación	Nivel de contaminación
1	< 1	No contaminando
2	1 ≤ IC < 3	Nivel moderado de contaminación
3	3 ≤ IC < 6	Nivel alto de contaminación
4	IC > 6	Nivel muy alto de contaminación

Tabla 6: Interpretación de los valores de índice de contaminación en base a Schiavo et al. 2021.

El índice de carga de contaminación (ICC) considera la participación de diferentes elementos en la carga de contaminación por igual y evalúa el estado de contaminación acumulativa resultante de varios elementos (Alves et al., 2020; Chen et al., 2015; Wahab et al., 2020). El ICC se puede calcular utilizando los valores de IC previamente obtenidos utilizando la siguiente ecuación:

$$ICC = \sqrt[n]{IC_1 \times IC_2 \times IC_3 \dots \times IC_n} \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde:

ICC: Índice de carga de contaminación,

IC_n: es el índice de contaminación de la muestra *n*.

El ICC clasifica en siete grados de contaminación según el orden de concentración de fondo como se presenta en la siguiente tabla:

Clase	Índice de carga de contaminación	Grado de contaminación
0	0	Fondo
1	$0 < ICC \leq 1$	No contaminando
2	$1 < ICC \leq 2$	No contaminado a moderadamente contaminado
3	$2 < ICC \leq 3$	moderadamente contaminado
4	$3 \leq ICC < 4$	moderada a altamente contaminado
5	$4 < ICC \leq 5$	Altamente contaminado
6	$ICC > 5$	Muy altamente contaminado

Tabla 7. Interpretación de los valores de índice de contaminación en base a Men & Wang (2018).

2.8 Evaluación de riesgo a la salud humana

Los riesgos para la salud de niños y adultos se evaluaron según las pautas del Manual de exposición de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2001). Se aplicó el modelo de evaluación para calcular la ingesta involuntaria de metales y estimar la exposición al riesgo tóxico no cancerígeno (crónico) y cancerígeno a través de partículas del suelo. Estos se evalúan mediante la comparación entre la dosis diaria promedio (DDP) y la dosis de referencia (DRf) o el factor de pendiente (SF)

para una sustancia determinada. De acuerdo con las metodología definida por USEPA

el valor de DDP se calcula usando la siguiente ecuación:

$$DDP_{ing} = C_{elem} \times \frac{T_{ing} \times FE \times DE}{PC \times TP} \times 10^{-6}$$

Donde:

C_{elem} : es la concentración del elemento “n” a estudiar en el suelo.

T_{ing} : es la tasa de ingestión de suelo (200 mg*día⁻¹ para niños y 100 mg*día⁻¹ para adultos).

FE: es la frecuencia de exposición (350 días).

DE: es la duración de la exposición (6 años para niños y 24 para adultos).

PC: es el peso corporal (15 kg para niños y 70 kg para adultos).

TP: es el tiempo promedio (365 × 6 días para niños y 365 × 24 días para adultos).

La caracterización del riesgo para la salud no cancerígeno obtenida de la estimación de los posibles efectos adversos para la salud de la exposición a elementos se determina con la ecuación 11 del cociente de peligro (HQ). El valor HQ puede sumarse para generar un HI que permite estimar el riesgo de un mezcla de contaminantes (García-Rico et al., 2016):

$$HQ = \frac{DDP}{DR_f} \quad \text{Ecuación 7}$$

$$HI = \sum HQ_i \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde:

HQ: es el riesgo no cancerígeno de la vía correspondiente.

DDP: es la dosis diaria promedio.

DR_f: es la dosis de referencia.

HI: es el riesgo no cancerígeno debido a los efectos adversos acumulativos por varios elementos.

En esta manera, se presentan dos categorías de riesgos no cancerígeno. HQ <1 indica que la población se encuentra en un área segura, mientras que los posibles efectos adversos no cancerígenos ocurrirían en HQ ≥ 1 (Krupnova et al., 2020). HI <1 significa que el riesgo no cancerígeno planteado es insignificante y que las concentraciones de los elementos tóxicos se encuentran en un nivel seguro para las personas. HI ≥ 1 significa que existen riesgos no cancerígenos correlacionados con los elementos tóxicos (Alves et al., 2020; Men, Liu, Xu, et al., 2018).

El riesgo cancerígeno es la probabilidad de que un individuo desarrolle cualquier tipo de cáncer durante la vida de exposición a peligros carcinogénicos (Ferreira-Baptista y De Miguel, 2005). El riesgo cancerígeno para la salud de un elemento específico se obtiene de la siguiente manera:

$$RC_i = DDP \times SF \quad \text{Ecuación 9}$$

$$RC = \sum RC_i \quad \text{Ecuación 10}$$

donde SF (adimensional) es el factor de pendiente cancerígeno para los elementos cancerígenos (As, Cd, Co, Cr, Ni y Pb) y sus valores se presentan en la tabla 10. Sin

embargo, la USEPA no ha establecido una DR_f para Pb; por lo tanto, el valor utilizado en este estudio fue de $3.5 \times 10^{-3} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ (García-Rico et al., 2016). Además, debido a la falta de datos para la concentración de Cr total, se usaron la DR_f y SF de Cr VI, tal como se realizó en trabajo previos (García-Rico et al., 2016).

El nivel recomendado de CR $<10^{-6}$ significa insignificante sin riesgos significativos para la salud, mientras que $CR > 10^{-4}$ se muestra inaceptable con riesgos nocivos para la salud. El riesgo carcinogénico aceptable o tolerable se asume en el rango de 10^{-6} a 10^{-4} (USEPA, 2001).

	DR_f	SF
Al	1.00×10^0	
As	3.00×10^{-4}	1.5×10^0
Ba	7.00×10^{-2}	
Cd	1.00×10^{-3}	6.30×10^0
Co	2.0×10^{-2}	9.8×10^0
Cr	3.00×10^{-3}	4.20×10^1
Cu	4.00×10^{-2}	
Fe	7.0×10^{-1}	
Mn	4.6×10^{-2}	
Mo	5.0×10^{-3}	
Ni	2.00×10^{-2}	8.40×10^{-1}
Pb	3.50×10^{-3}	
Sb	4.0×10^{-4}	
Sr	6.0×10^{-1}	
V	7.0×10^{-3}	
Zn	3.00×10^{-1}	

Tabla 10. Dosis de referencia para distintos elementos potencialmente tóxicos.

CAPÍTULO 3 - RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Concentración de elementos en suelos

Los EPT se encuentran en pequeñas cantidades en suelos y se vuelven tóxicos a partir de una determinada concentración. Estos metales se clasifican en dos grupos. El primero consiste en elementos esenciales para los organismos vivos pero que pueden producir efectos tóxicos cuando sobrepasan determinados niveles (Díez et al., 2009). El segundo lo componen aquellos que no presentan una función biológica conocida y que después de determinados niveles provocan disfunciones graves en los organismos (Granero et al., 2002). La concentración en la que un elemento se vuelve tóxico se conoce como concentración de referencia total (CR_T) y es la principal herramienta para la evaluación de contaminación en suelos (Saa et al., 2011). Los elementos químicos se encuentran en la corteza terrestre de forma natural, por lo que su distribución en los suelos está condicionada por la concentración en las rocas y por aportes antrópicos. Por esta razón en diferentes países se han realizado estudios con el objetivo de establecer valores de CR_T adaptados a las características específicas de los suelos en un área geográfica, su nivel de degradación y el grado de desarrollo tecnológico (Saa et al., 2011). En México, la NORMA Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 establece alternativas para determinar la concentración objetivo a la cual se debe remediar un suelo en función de CR_T . Los elementos que aborda esta regulación son: As, Ba, Be, Cd, Cr (VI), Hg, Ni, Ag, Pb, Se, Tl, V y sus compuestos inorgánicos. El valor

CR_T se utiliza para fines de comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio presentadas en las tablas 11, 12 y 13. En el caso de Arsénico las CR_T establecidas son de 22 mg*kg⁻¹ para suelos con uso agrícola/residencial/comercial y de 260 mg*kg⁻¹ para uso industrial. En este estudio se determinaron concentraciones promedio fue de 56.04 mg*kg⁻¹ (Esqueda), 34.28 mg*kg⁻¹ (San Pedro de la Cueva) y de 23.96 mg*kg⁻¹ (Pótam). En todos los casos el uso de suelo era residencial por lo que todas las poblaciones se encuentran por arriba de CR_T. Sorpresivamente el valor de Pótam es muy cercano al límite establecido a pesar de ser una población rodeada por completo de campos agrícolas. Con respecto a cromo hexavalente se establece un CR_T de 280 mg*kg⁻¹ para suelos con uso agrícola/residencial/comercial y de 510 mg*kg⁻¹ para uso industrial. Los valores de Cr obtenidos corresponden a 160.18 mg*kg⁻¹ (Esqueda), 129.67 mg*kg⁻¹ (San Pedro de la Cueva) y de 118.78 mg*kg⁻¹ (Pótam). El Cr puede encontrarse formando compuestos en estados de oxidación II, III, IV, V y VI, en los análisis realizado en este estudio las concentraciones obtenidas corresponden a una mezcla de todos estos. En ese sentido, Cr VI se encuentra por debajo de los límites establecidos por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Por otra parte, la misma norma establece un CR_T de 400 mg*kg⁻¹ para suelos con uso agrícola/residencial/comercial y de 800 mg*kg⁻¹ para uso industrial en cuanto a plomo. En este estudio se midieron valores menores a la CR_T con 83.31 mg*kg⁻¹ (Esqueda), 53.67 mg*kg⁻¹ (San Pedro de la Cueva) y de 49.47 mg*kg⁻¹ (Pótam), por lo que estos suelos no se considerarían a ser remediados por Pb. Vanadio presenta una CR_T de 78 mg*kg⁻¹ para suelos con uso agrícola/residencial/comercial y de 1000 mg*kg⁻¹ para uso industrial. Las concentraciones de V en este estudio superan lo establecido con 113.52 mg*kg⁻¹

(Esqueda), $94.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (San Pedro de la Cueva) y de $143.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Pótam). Otros elementos no son descritos en la Norma Oficial Mexicana, pero pueden estudiarse por comparación con regulaciones internacionales. El cobre es esencial para mantener buena salud. Sin embargo, la exposición a dosis altas puede ser perjudicial. Algunos países que consideran Cu en su normatividad son Holanda ($36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), España ($65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y China ($31.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Saa et al., 2011). Las concentraciones de Cu en este estudio fueron de $1260.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Esqueda), $127.90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (San Pedro de la Cueva) y de $99.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Pótam), superando las CR_T mencionadas. Además, se encuentran cantidades mayores al norte posiblemente asociadas a las actividades mineras. Otros elementos que generalmente se enriquecen en zonas mineras son Mo y W. El análisis de Mo arrojó valores de $18.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Esqueda), $10.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (San Pedro de la Cueva) y de $11.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Pótam), mientras que para W fueron de $347.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Esqueda), $331.63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (San Pedro de la Cueva) y de $207.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Pótam). La variación de estos dos elementos entre las poblaciones es insignificante si comparamos con la gran magnitud de diferencia que presenta Cu en Esqueda. Como es de esperarse los elementos que se encuentran en minerales formadores de rocas como Ca Fe, K Mn y Ti son los que se encuentran en mayor cantidad. También, se analizaron muestras de fondo local, ubicadas en puntos lejanos alrededor de las poblaciones. Esto con el objetivo de obtener muestras representativas del suelo natural no afectado. Los resultados de fondo local se presentan en las tablas 11, 12 y 13 para las poblaciones de Esqueda, San Pedro de la Cueva y Pótam. Estas concentraciones serán utilizadas para realizar los cálculos de índices ambientales y de riesgos.

Esqueda					
Elemento	Promedio (ppm)	Concentración mínima (ppm)	Concentración máxima (ppm)	Desviación estandar (ppm)	Fondo local (ppm)
As	56.04	15.95	98.06	19.71	59.77
Ca	33221.76	4937.79	71643.26	16482.80	6480.15
Cr	160.18	83.47	297.08	50.19	161.57
Cu	1260.94	84.73	3831.70	984.41	2151.04
Fe	75836.71	27116.76	141964.27	25669.28	93597.82
K	19334.18	12822.40	22451.52	2193.47	18688.87
Mn	2504.77	442.96	4642.63	997.34	1905.30
Mo	18.16	8.16	49.07	8.00	20.77
Pb	83.31	37.55	238.50	43.54	76.33
Nb	27.37	17.88	34.28	4.13	30.49
Rb	100.36	31.98	192.11	27.09	138.54
Sc	117.88	27.30	231.96	56.92	25.21
Sr	306.61	120.00	429.34	70.34	226.72
Th	19.19	13.43	35.93	4.45	26.83
Ti	3341.07	1598.19	5692.40	728.96	4473.42
V	113.52	67.63	178.16	18.18	141.09
W	347.58	75.49	648.64	172.24	355.81
Y	35.33	13.12	48.07	7.27	36.06
Zn	383.50	87.25	760.23	166.30	304.88
Zr	301.45	82.83	430.46	75.34	349.22

Tabla 11. Concentraciones promedio y otros datos estadísticos de metales en suelos de la población de Esqueda, Sonora.

San Pedro de la Cueva					
Elemento	Promedio (ppm)	Concentración mínima (ppm)	Concentración máxima (ppm)	Desviación estandar (ppm)	Fondo local (ppm)
As	34.28	12.61	62.43	13.11	27.33
Ca	36895.65	4810.41	159188.30	30065.83	40304.85
Cr	129.67	71.01	181.47	32.52	102.24
Cu	127.90	23.75	757.76	156.11	66.70
Fe	63441.88	26290.59	98571.09	22339.75	51999.47
K	20642.28	9754.15	28128.09	4567.07	21761.44
Mn	2305.65	516.74	4052.89	1095.57	1696.60
Mo	10.20	4.46	20.90	3.72	8.32
Pb	53.67	35.22	97.96	19.16	80.79
Nb	27.77	17.25	41.71	6.56	23.70
Rb	103.98	40.46	143.03	27.46	107.94
Sc	117.99	17.42	448.14	85.09	135.08
Sr	390.29	124.39	993.06	194.09	462.29
Th	17.59	11.52	24.65	2.73	16.50
Ti	2896.84	642.90	3887.83	868.25	3448.11
V	94.19	60.92	122.33	17.71	102.62
W	331.63	58.07	670.07	190.00	180.60
Y	32.54	21.25	51.15	7.80	31.36
Zn	362.83	115.42	2236.20	453.81	250.61
Zr	338.46	78.91	711.18	132.22	323.10

Tabla 12. Concentraciones promedio y otros datos estadísticos de metales en suelos de la población de San Pedro de la Cueva, Sonora.

Pótam					
Elemento	Promedio (ppm)	Concentración mínima (ppm)	Concentración máxima (ppm)	Desviación estandar (ppm)	Fondo local (ppm)
As	23.96	9.00	44.22	9.23	18.55
Ca	27065.62	11614.27	47180.89	7172.85	20488.82
Cr	118.78	82.58	196.78	30.89	149.94
Cu	99.01	40.15	244.21	62.63	157.36
Fe	76706.79	47465.86	127594.94	24202.98	91930.40
K	17118.85	8393.94	19983.74	2290.35	14674.63
Mn	1894.55	709.23	3419.12	903.64	2281.61
Mo	11.22	3.62	25.56	5.40	10.78
Pb	49.47	35.58	72.57	10.18	46.47
Nb	23.81	16.71	31.00	4.13	22.96
Rb	89.60	21.38	139.41	23.28	65.26
Sc	105.86	17.82	181.93	29.33	75.30
Sr	543.39	167.27	882.08	123.35	390.06
Th	15.04	10.98	20.52	2.88	16.81
Ti	5324.48	2392.45	7724.29	1146.44	5374.90
V	143.55	73.03	191.19	25.91	138.64
W	207.31	24.52	735.06	166.64	408.84
Y	29.88	11.58	38.71	6.61	27.04
Zn	269.93	116.23	565.66	129.22	208.08
Zr	263.49	91.17	357.81	47.91	218.08

Tabla 13. Concentraciones promedio y otros datos estadísticos de metales en suelos de la población de Pótam, Sonora.

3.2 Distribución espacial de elementos

La distribución espacial de elementos en la población de Esqueda presenta cinco tendencias:

- (i) As, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, y W se encuentran en mayor cantidad al centro de la población.
- (ii) K, Nb, Rb, Sr, Y y Zr, muestran concentraciones menores al centro.
- (iii) Ca, Sc, Th y Zn contienen los niveles más elevados en las muestras tomadas del Norte-Noroeste.
- (iv) Ti y V exhiben concentraciones menores en los puntos del sur de Esqueda.
- (v) Mo presenta concentraciones mayores en dos puntos, al norte-centro y al sur-centro del mapa.

En el caso de San Pedro de la Cueva, los elementos se distribuyen espacialmente siguiendo cuatro tendencias.

- (i) Las concentraciones menores de K, Mo, Pb, Nb, Rb, Sc, Ti, V, W, Y y Zr se encuentran al centro.
- (ii) As, Ca, Sc, y Sr se concentran mayormente al centro.
- (iii) Cr, Mn, Fe y Th presentan niveles más elevados al oeste y al sureste.
- (iv) Cu se concentra en el norte.

Por último, la población de Pótam presenta dos tendencias:

- (i) As, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Pb, Sr, Nb, Rb, Th, W y Zn se concentran al oeste y noreste.
- (ii) Ca, K, Sc, Ti, V, Y y Zr al norte-noreste.

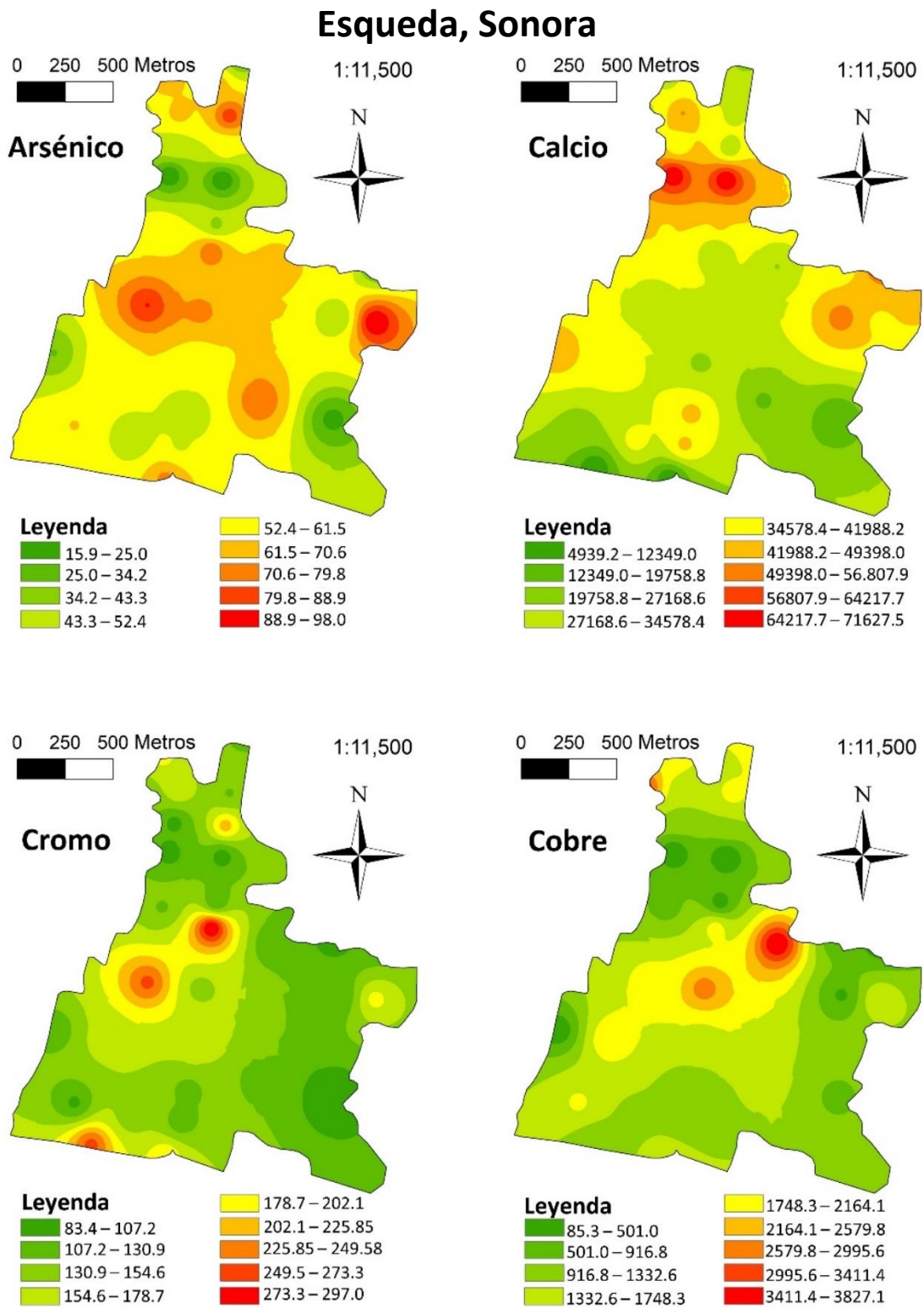


Figura 9. Distribución de elementos en la población de Esqueda.

Esqueda, Sonora

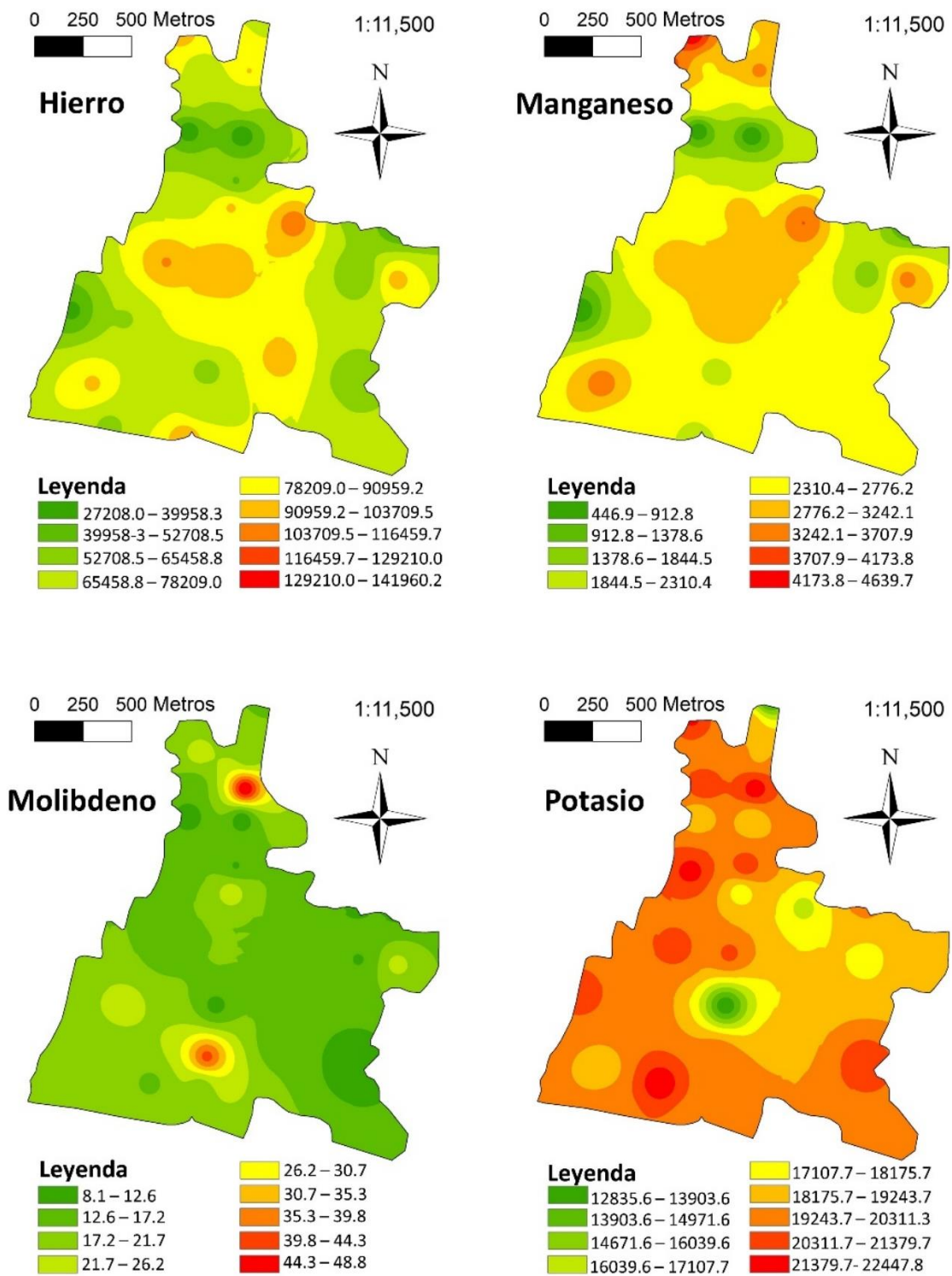


Figura 9. Distribución de elementos en la población de Esqueda (continuación).

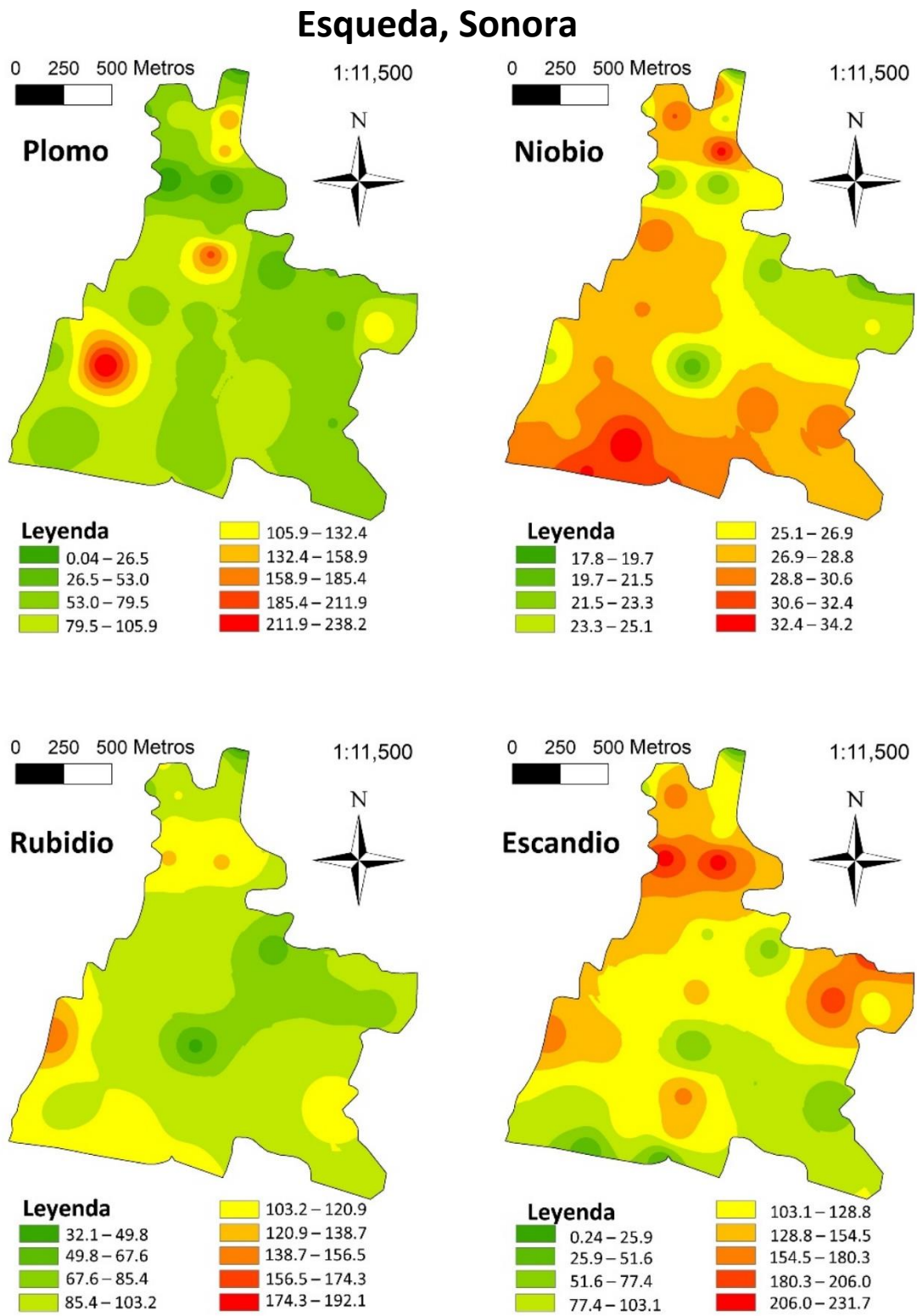


Figura 9. Distribución de elementos en la población de Esqueda (continuación).

Esqueda, Sonora

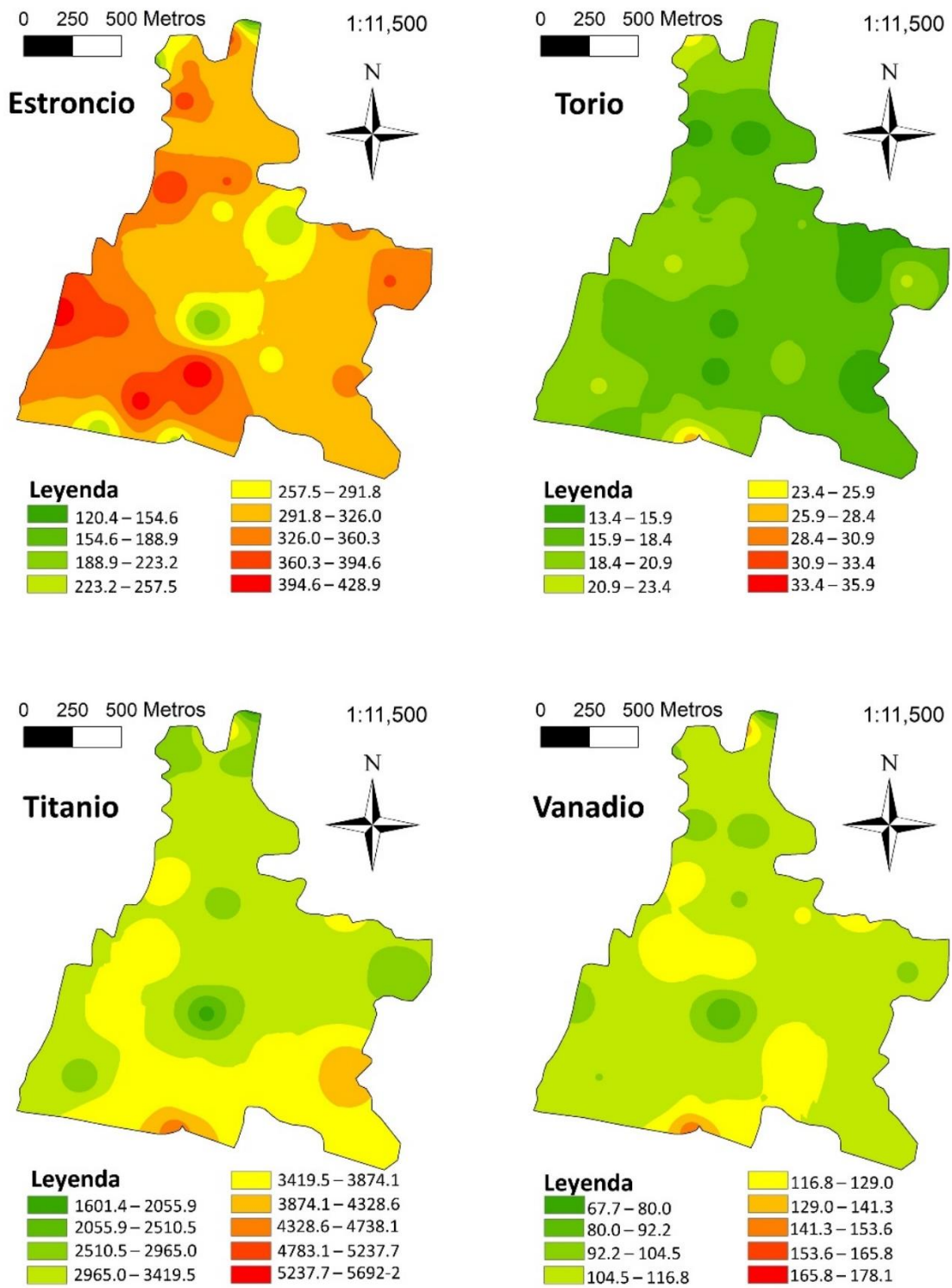


Figura 9. Distribución de elementos en la población de Esqueda (continuación).

Esqueda, Sonora

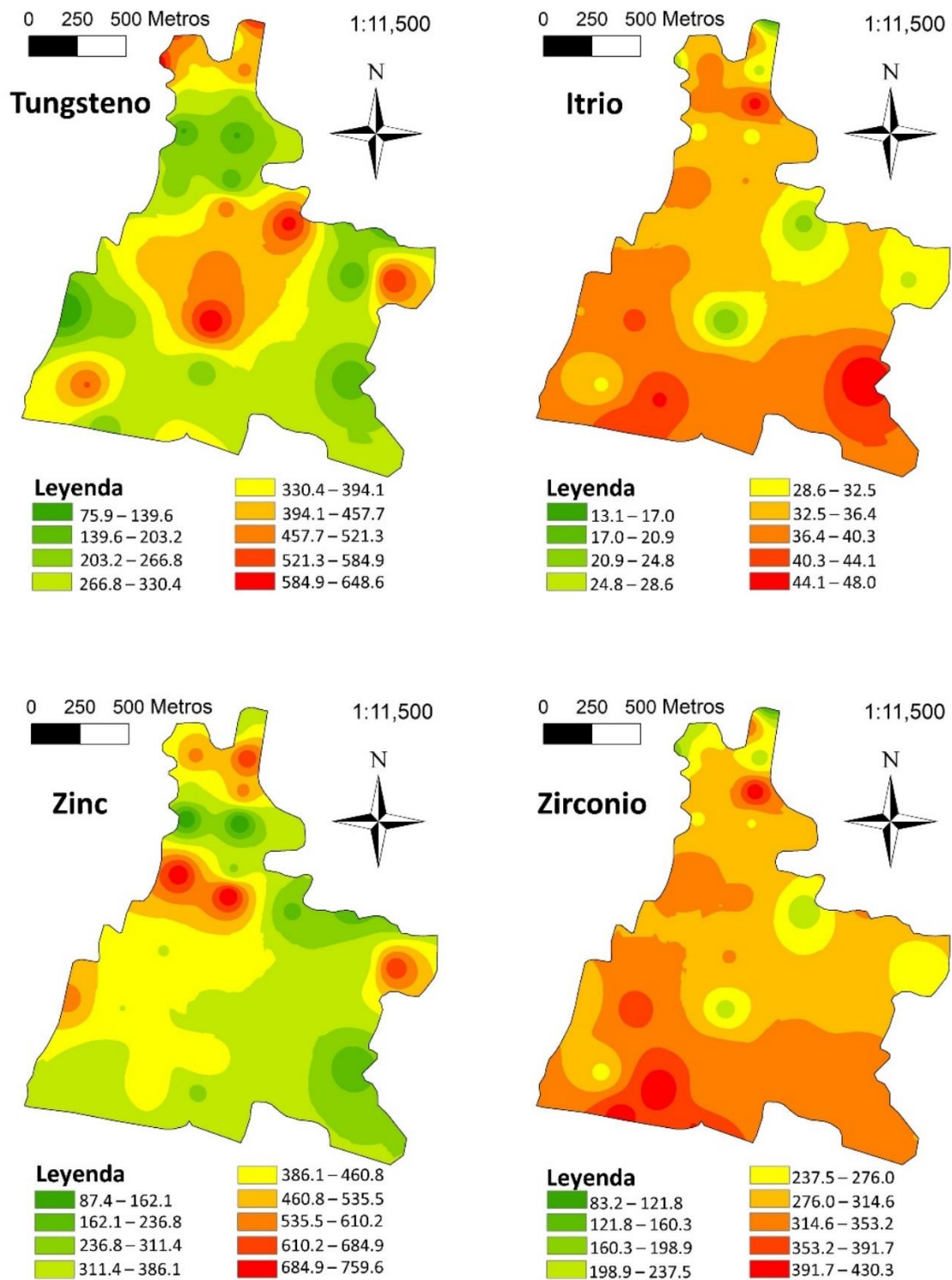


Figura 9. Distribución de elementos en la población de Esqueda (continuación).

San Pedro de la Cueva, Sonora

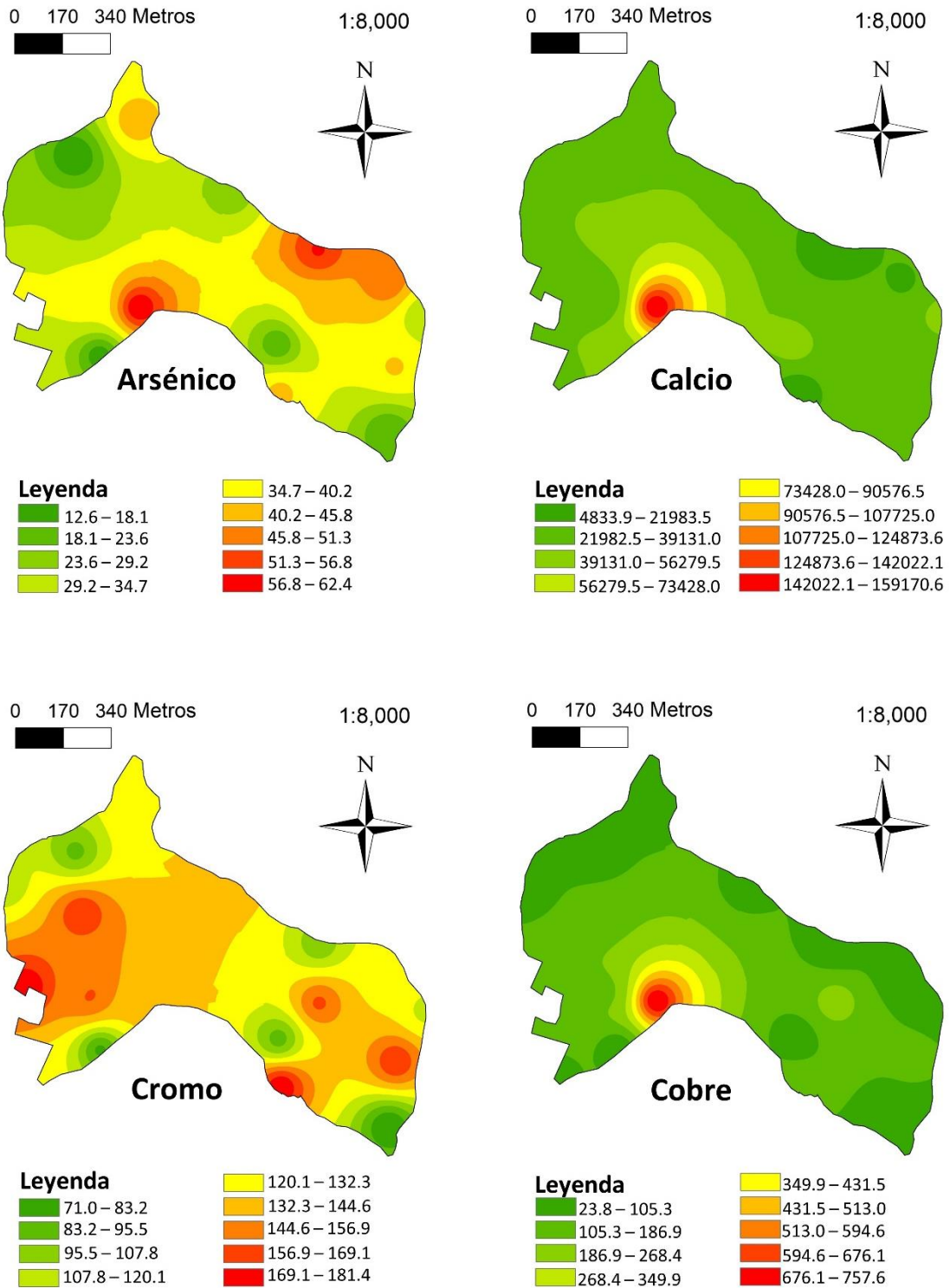


Figura 10. Distribución de elementos en la población de San Pedro de la Cueva.

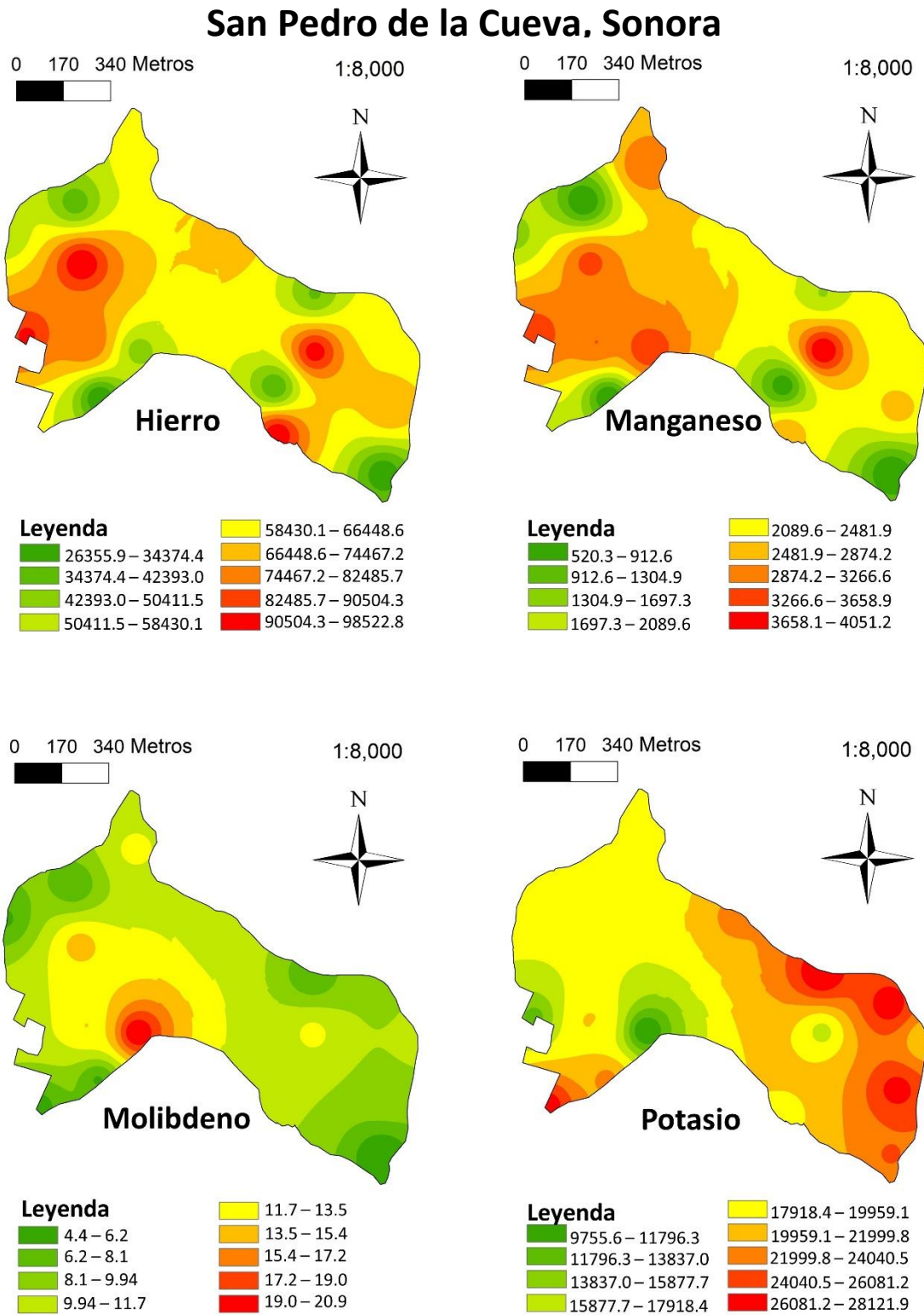


Figura 10. Distribución de elementos en la población de San Pedro de la Cueva (continuación).

San Pedro de la Cueva, Sonora

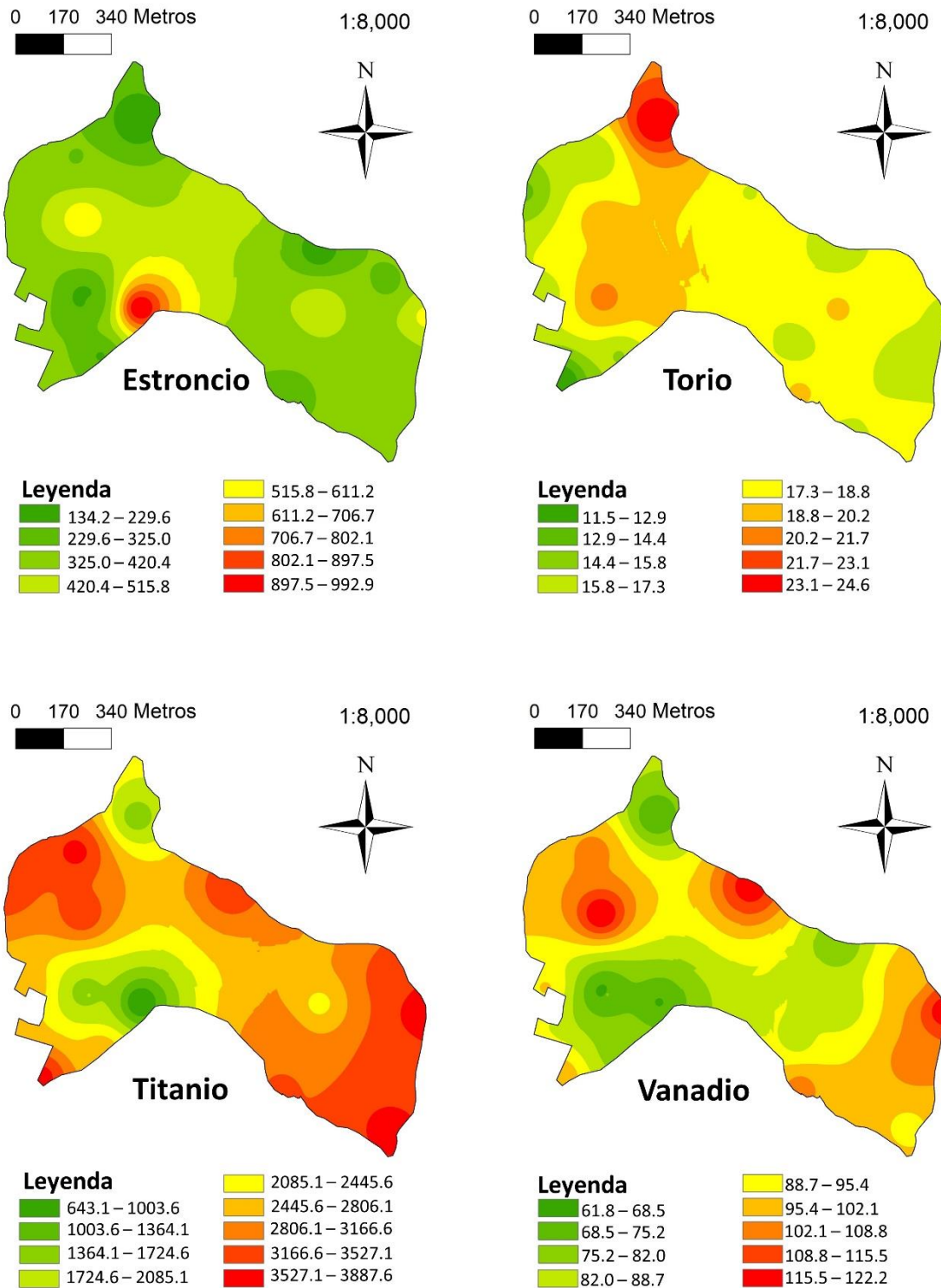


Figura 10. Distribución de elementos en la población de San Pedro de la Cueva (continuación).

San Pedro de la Cueva, Sonora

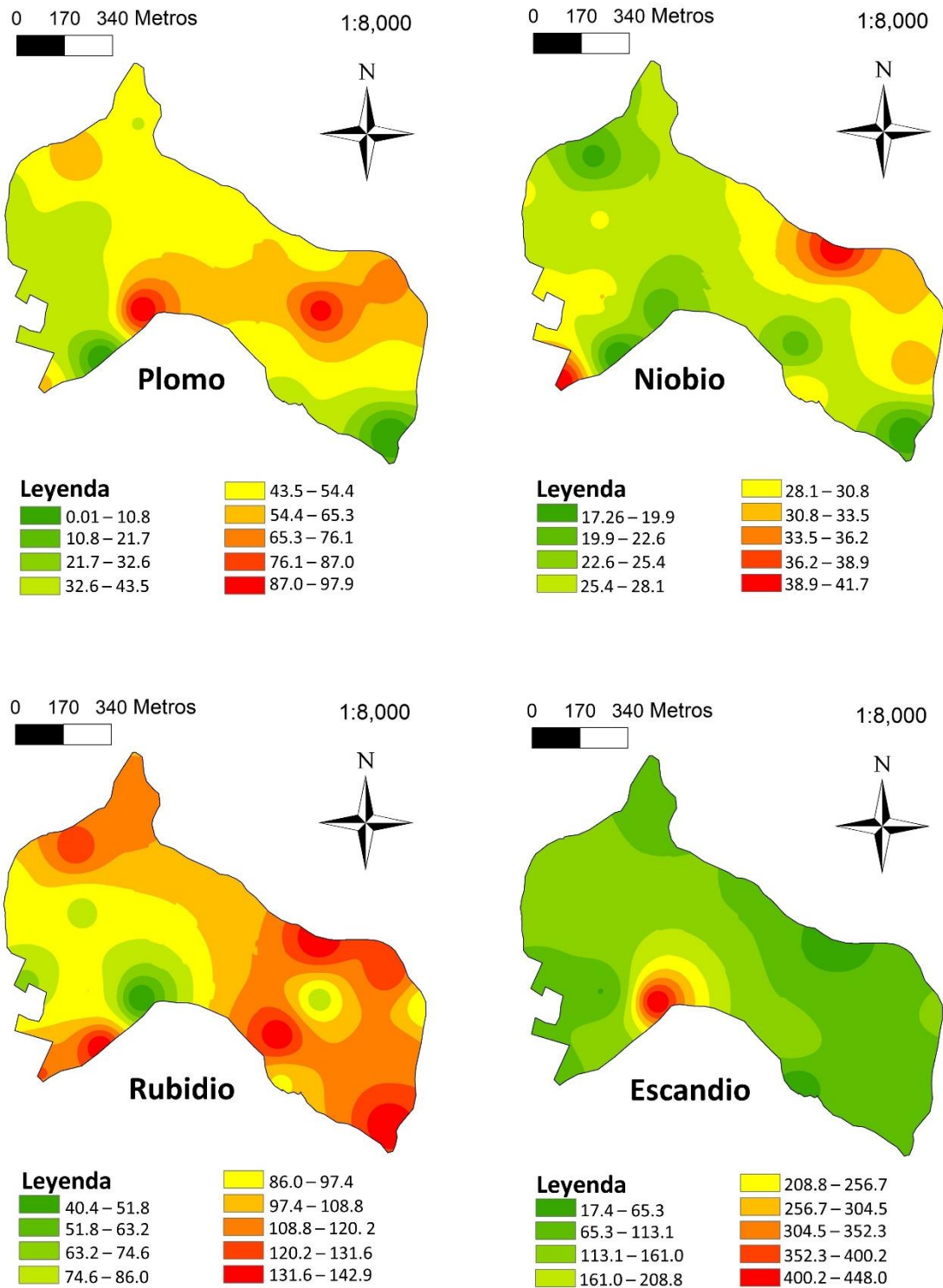


Figura 10. Distribución de elementos en la población de San Pedro de la Cueva (continuación).

San Pedro de la Cueva, Sonora

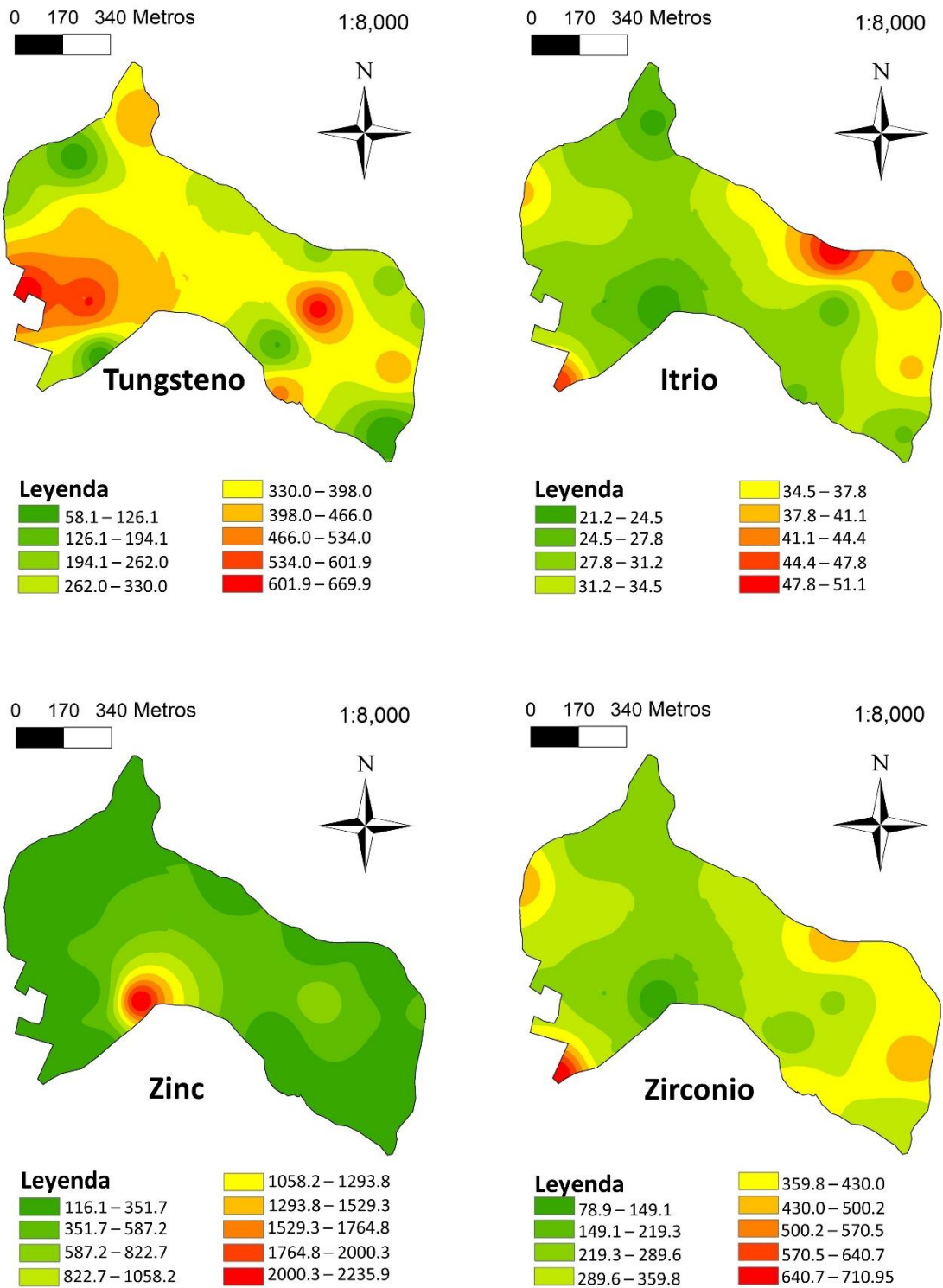


Figura 10. Distribución de elementos en la población de San Pedro de la Cueva (continuación).

Pótam, Sonora

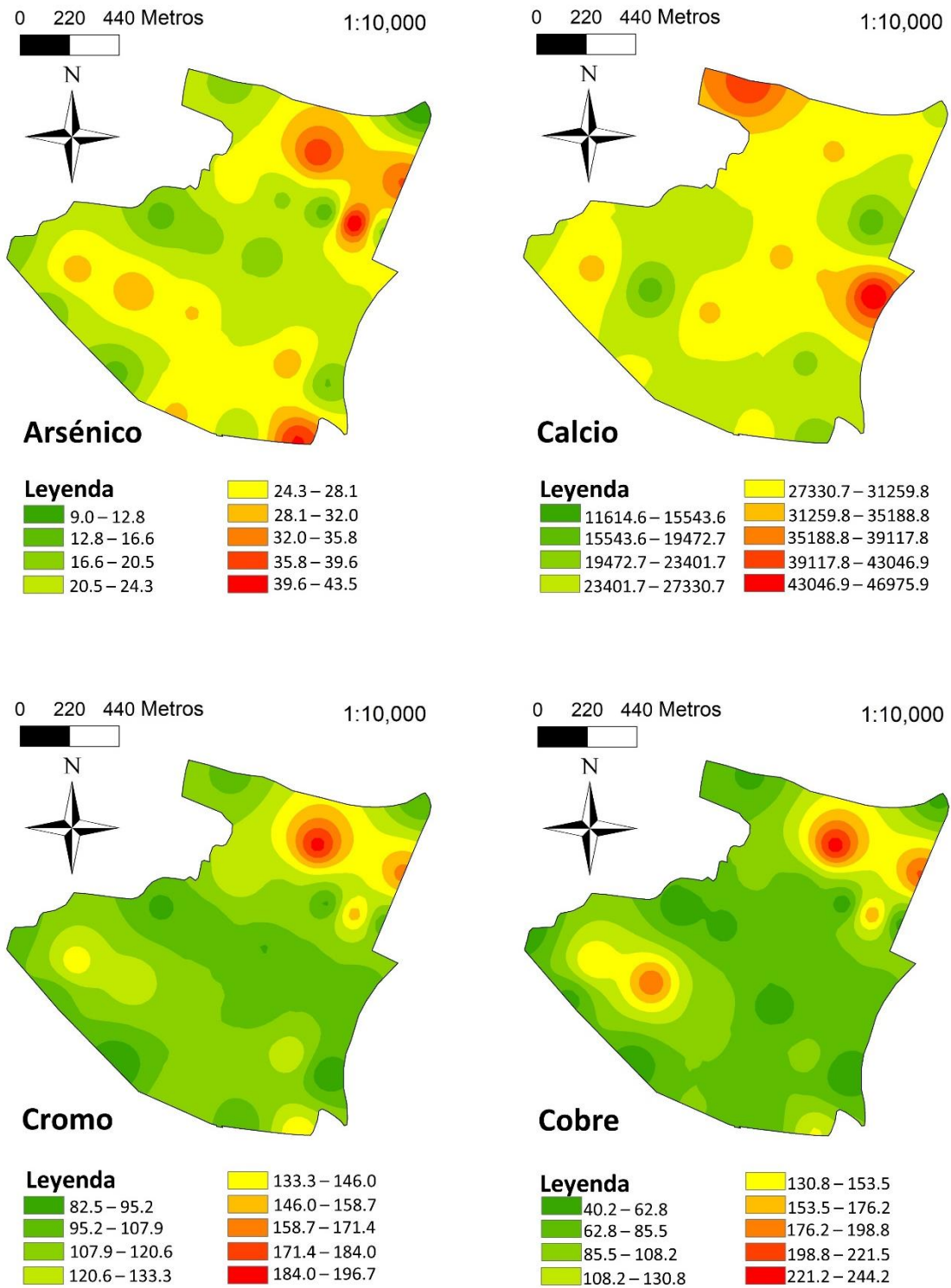
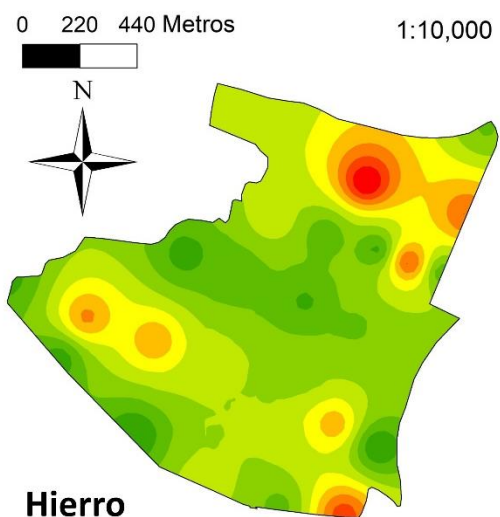


Figura 11. Distribución de elementos en la población de Pótam.

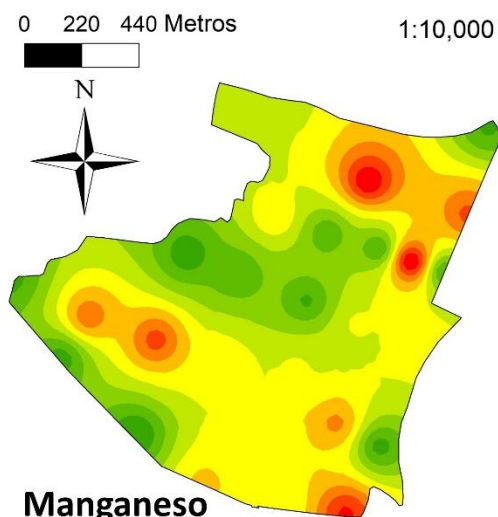
Pótam, Sonora



Hierro

Leyenda

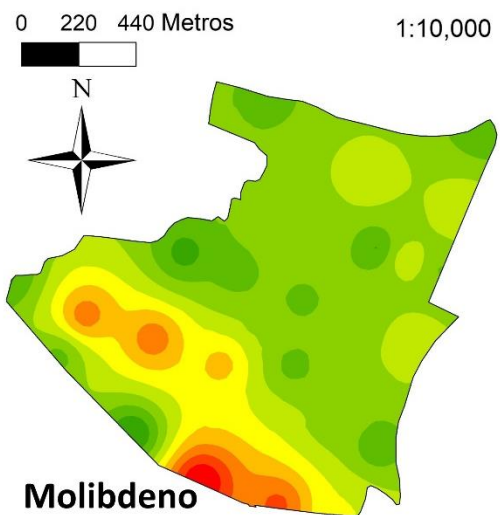
82481.2 – 91233.1
91233.1 – 99984.9
99984.9 – 108736.8
108736.8 – 117488.7
117488.7 – 126240.6
47473.6 – 56225.5
56225.5 – 64977.4
64977.4 – 73729.3
73729.3 – 82481.2



Manganeso

Leyenda

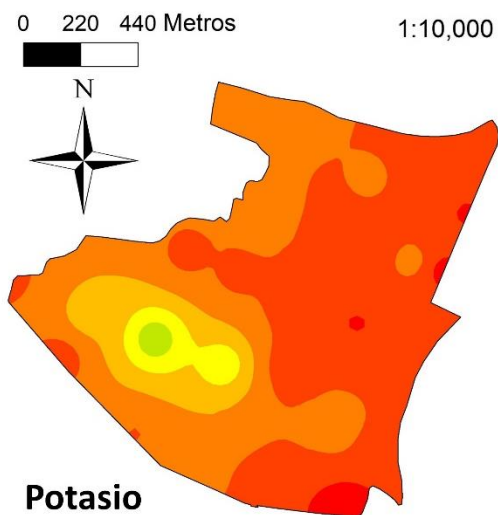
1887.5 – 2182.0
2182.0 – 2476.5
2476.5 – 2771.0
2771.0 – 3065.5
3065.5 – 3359.9
709.5 – 1004.0
1004.0 – 1298.5
1298.5 – 1593.0
1593.0 – 1887.5



Molibdeno

Leyenda

13.3 – 15.7
15.7 – 18.1
18.1 – 20.5
20.5 – 23.0
23.0 – 25.4
3.6 – 6.0
6.0 – 8.4
8.4 – 10.8
10.8 – 13.3



Potasio

Leyenda

13541.9 – 14828.9
14828.9 – 16115.8
16115.8 – 17402.8
17402.8 – 18689.8
18689.8 – 19976.7
8394.1 – 9681.0
9681.0 – 10968.0
10968.0 – 12255.0
12255.0 – 13541.9

Figura 11. Distribución de elementos en la población de Pótam (continuación).

Pótam, Sonora

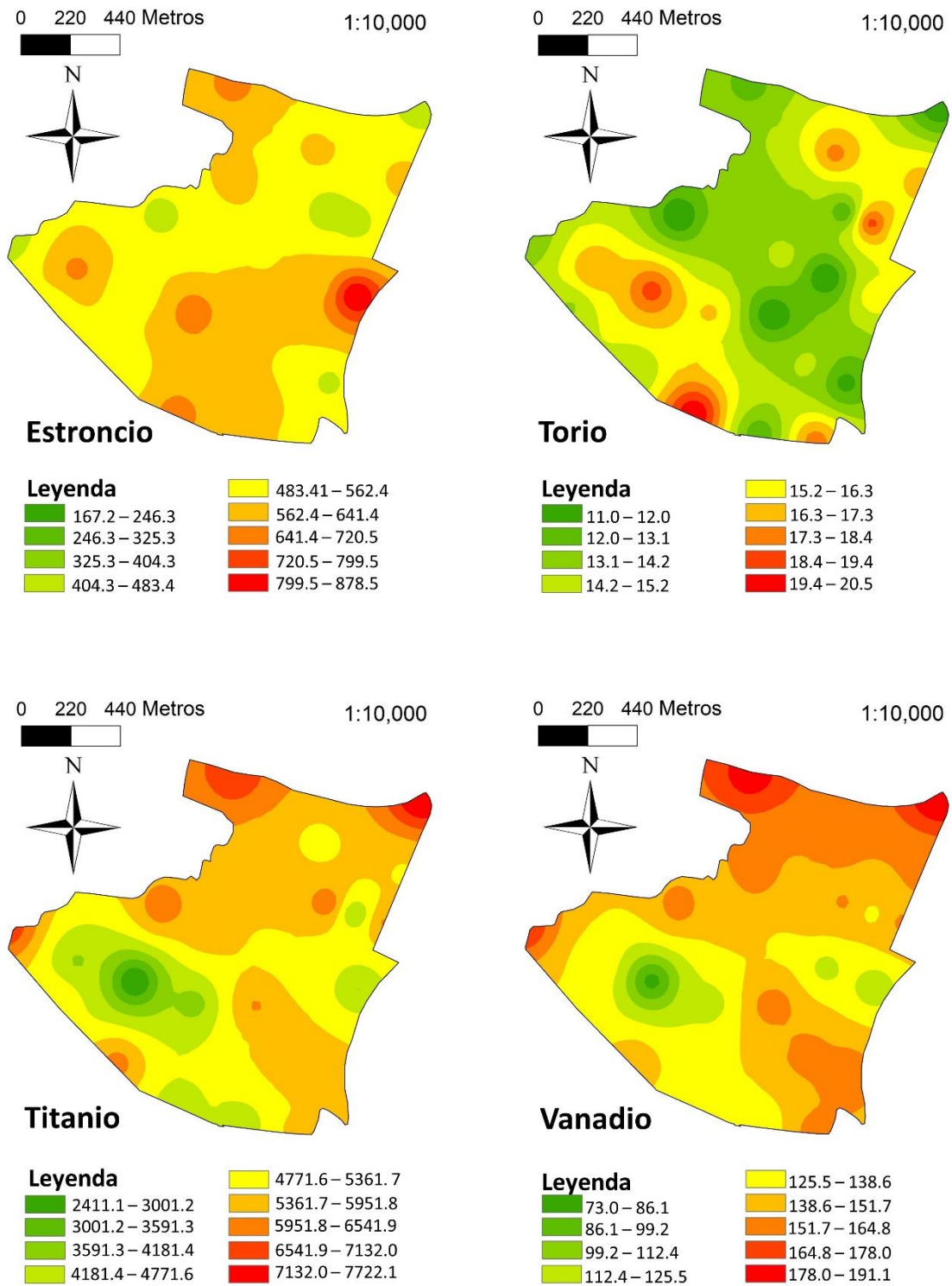


Figura 11. Distribución de elementos en la población de Pótam (continuación).

Pótam, Sonora

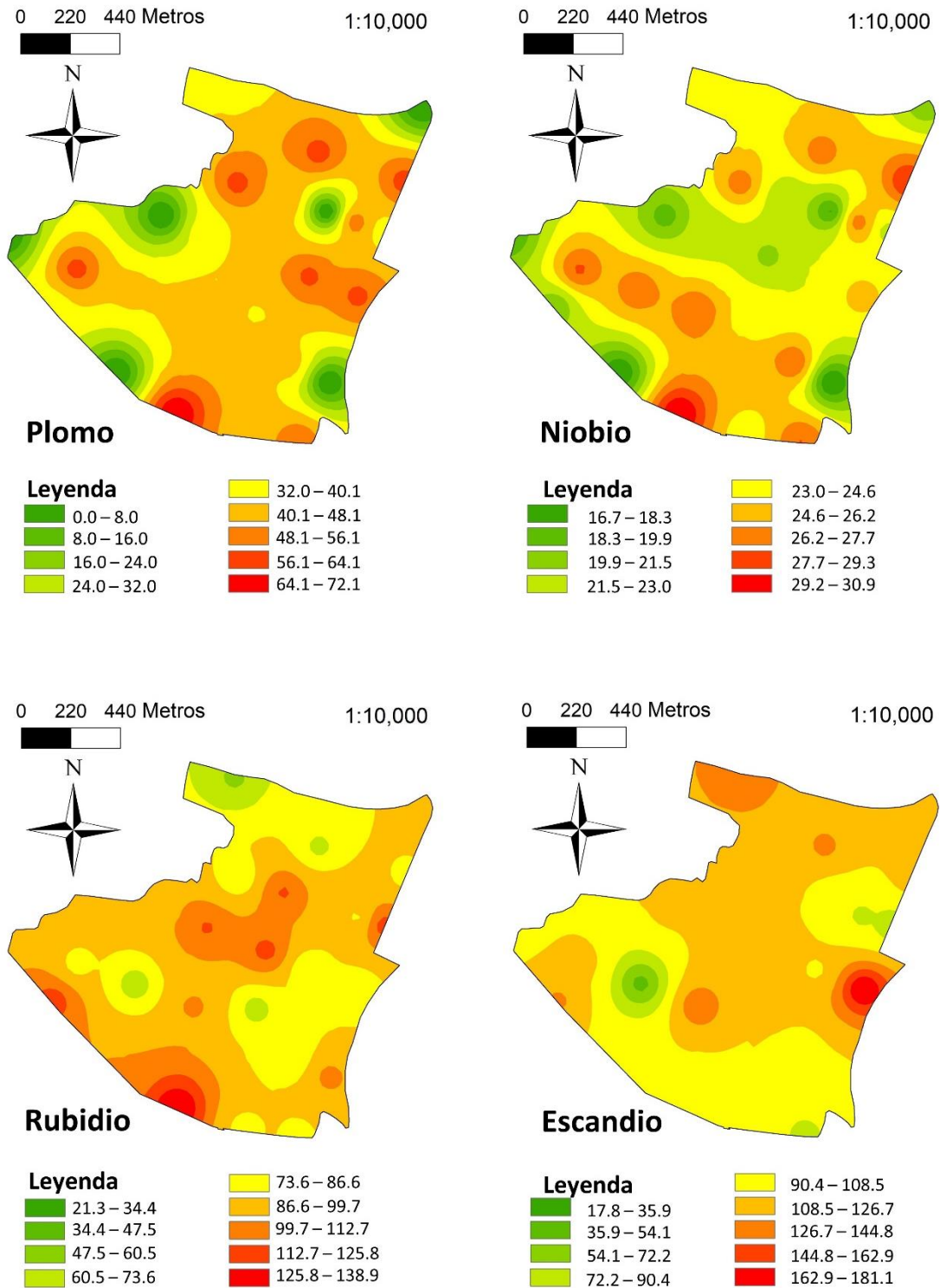
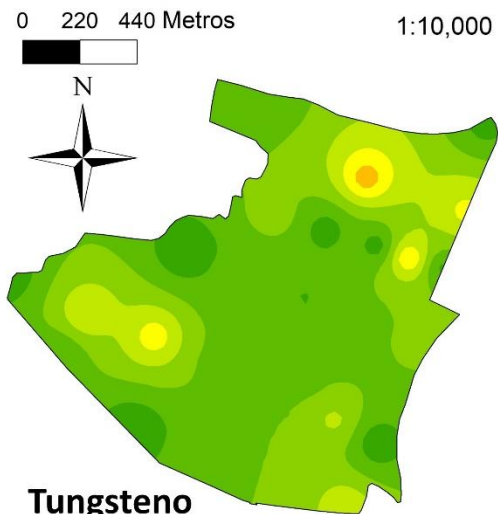


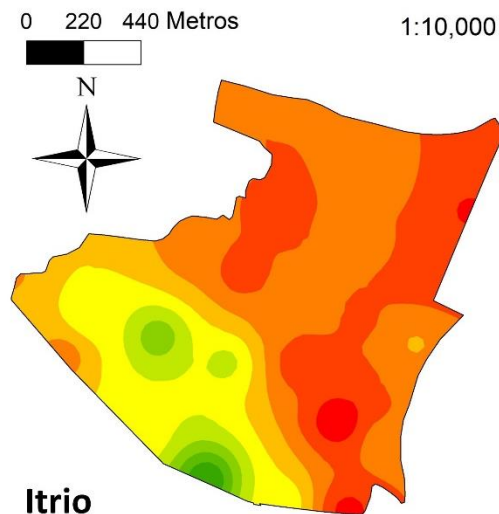
Figura 11. Distribución de elementos en la población de Pótam (continuación).

Pótam, Sonora



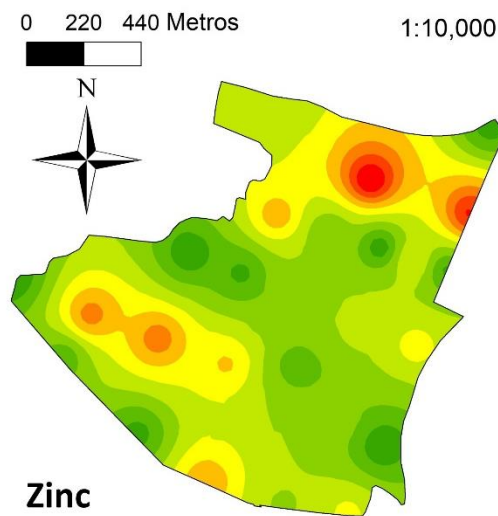
Leyenda

24.5 – 103.0	340.3 – 419.2
103.0 – 182.4	419.2 – 498.2
182.4 – 261.3	498.2 – 577.1
261.3 – 340.3	577.1 – 656.1
	656.1 – 735.0



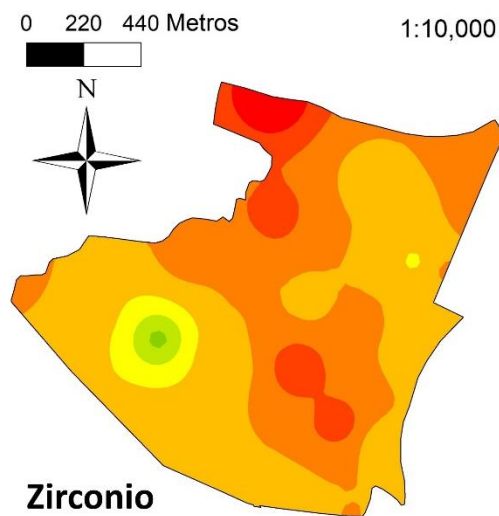
Leyenda

11.7 – 14.7	23.6 – 26.6
14.7 – 17.7	26.6 – 29.6
17.7 – 20.7	29.6 – 32.6
20.7 – 23.6	32.6 – 35.6
	35.6 – 38.6



Leyenda

116.3 – 165.4	312.7 – 361.8
165.4 – 214.5	361.8 – 410.8
214.5 – 263.6	410.8 – 459.9
263.6 – 312.7	459.9 – 509.0
	509.0 – 558.1



Leyenda

91.1 – 120.7	209.5 – 239.1
120.7 – 150.3	239.1 – 268.7
150.3 – 179.9	268.7 – 298.3
179.9 – 209.5	298.3 – 327.9
	327.9 – 357.5

Figura 11. Distribución de elementos en la población de Pótam (continuación).

3.3 Índices ambientales

3.3.1 Factor de enriquecimiento

Los valores de FE calculados para las muestras de Esqueda, San Pedro de la Cueva y Pótam se encuentran en las tablas 14, 15 y 16, respectivamente. A manera de comparación éste índice se calculó en base a la concentración de fondo local, así como los valores de fondo de la corteza terrestre reportados por (Rudnick et al., 2003). Los valores de FE pueden interpretarse según Jaffar *et al.* (2017) considerando que un resultado de $FE < 0.5$ indica que el metal proviene de materiales de la corteza o procesos naturales. Los valores de FE entre el rango a $0.5 - 1.5$ sugieren que el metal puede ser de origen natural o fuente antropogénicas. No obstante, si FE es > 1.5 es un indicador de que se originó en su totalidad a partir de fuentes antropogénicas (Jaffar et al., 2017). Siguiendo esta clasificación y considerando los valores de fondo local, el elemento que proviene de una fuente natural es Nb en Esqueda y San Pedro de la Cueva. Los elementos que presentan un FE entre 0.5 y 1.5 en Esqueda son: As, Cr, Cu, K, Mo, Rb, Th, Ti, V, W, Y y Zr. En el caso de San Pedro de la Cueva son: As, Ca, Cr, K, Mn, Mo, Rb, Sc, Sr, Th, Ti, V, W, Y, Zn y Zr. Con respecto a Pótam: Cr, Cu, K, Mn, Mo, Nb, Th, Ti, V, W, Y, y Zr. Lo anterior sugiere que el origen de estos elementos puede ser natural o bien antropogénico. Mientras que se estima que Ca, Mn, Pb, Sc, Sr y Zn (Esqueda), Cu, y Pb (San Pedro de la Cueva) y As, Ca, Pb, Rb, Sc, Sr y Zn (Pótam) provienen de una fuente principalmente antropogénica. Las fuentes antropogénicas pueden ser variadas, pero se consideran más importantes las relacionadas con minería en Esqueda (zona norte de la cuenca) y actividades agrícolas en San Pedro de la Cueva y Pótam (centro-sur de la cuenca).

Los resultados de FE también pueden interpretarse como los niveles de contaminación por metales sugeridos por Alves *et al.* (2020). En este caso se considera que $FE < 2$ indica un suelo sin enriquecimiento, $FE = 2 - 5$ indica un suelo con enriquecimiento moderado, $FE = 5 - 20$ indica un suelo con enriquecimiento moderadamente severo, $FE = 20-40$ indica un suelo con enriquecimiento severo y $FE > 40$ indica un suelo con enriquecimiento extremadamente severo (Alves et al., 2020). Con respecto a esta clasificación, todos los elementos se encuentran no enriquecidos en las tres poblaciones. A excepción de Pb, Sc y Ca en la población de Esqueda que presentan un enriquecimiento moderado.

La diferencia en el FE calculado en base al promedio en la corteza terrestre y el fondo local propia del sitio es notoria. Por ejemplo, en el caso de As, Cu, Mo y W presentan altos valores de FE lo que indicaría una fuente antropogénica y un suelo con enriquecimiento moderadamente severo a extremadamente severo. Los promedios de la corteza continental utilizados en los cálculos del FE se consideran que se han obtenido de rocas y suelos no contaminados, que ignoran muchos factores, entre ellos la heterogeneidad de la corteza terrestre y la geología local. Por lo que la normalización de la concentración del elemento resulta en una exageración del FE (Arhin et al., 2017). Lo anterior puede resultar en el diseño de políticas ambientales inadecuadas. Por lo que se remarca la importancia del uso de valores de fondo local en este tipos de estudios (Aguilar-Hinojosa et al., 2016; Meza-Figueroa et al., 2007).

Esqueda						
Símbolo del elemento	Corteza terrestre			Fondo local		
	FE _{prom}	FE _{min}	FE _{max}	FE _{prom}	FE _{min}	FE _{max}
As	8.313	6.617	14.546	1.157	0.329	2.025
Ca	0.659	0.274	1.421	6.327	0.940	13.645
Cr	1.240	1.807	2.299	1.224	0.638	2.269
Cu	32.067	6.026	97.442	0.723	0.049	2.199
K	0.492	0.912	0.571	1.277	0.847	1.483
Mn	0.012	0.006	0.021	1.623	0.287	3.007
Mo	11.754	14.766	31.766	1.079	0.485	2.916
Nb	1.624	2.967	14.152	0.443	0.289	3.856
Pb	3.490	4.399	1.436	3.372	1.520	1.387
Rb	0.851	0.758	1.628	0.894	0.285	1.711
Sc	5.996	3.884	11.798	5.770	1.336	11.354
Sr	0.682	0.747	0.955	1.669	0.653	2.337
Th	1.301	2.546	2.436	0.883	0.617	1.652
Ti	0.372	0.497	0.633	0.922	0.441	1.571
V	0.833	1.388	1.308	0.993	0.592	1.558
W	130.263	79.124	243.090	1.206	0.262	2.250
Y	1.198	1.244	1.630	1.209	0.449	1.645
Zn	4.076	2.593	8.080	1.552	0.353	3.078
Zr	1.112	0.855	1.588	1.065	0.293	1.521

Tabla 14. Valores de FE calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Esqueda. La discusión se realiza en base a FE_{prom}.

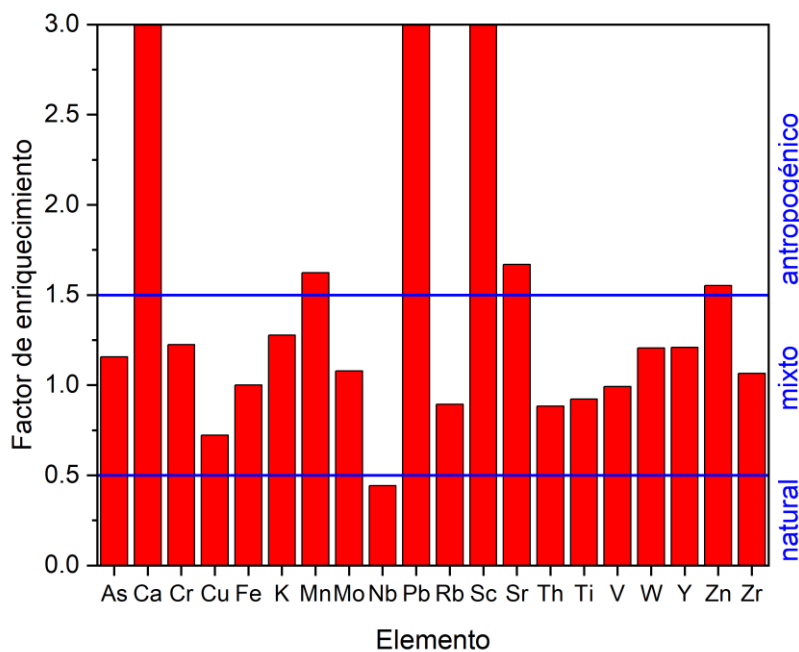


Figura 12. FE promedio para Esqueda con el eje y en el rango 0 – 3.

San Pedro de la Cueva						
Simbolo del elemento	Corteza terrestre			Fondo local		
	FE _{prom}	FE _{min}	FE _{max}	FE _{prom}	FE _{min}	FE _{max}
As	6.080	5.397	7.125	1.028	0.378	1.872
Ca	0.875	0.275	2.429	0.750	0.098	3.237
Cr	1.200	1.585	1.081	1.040	0.569	1.455
Cu	3.888	1.742	14.826	1.572	0.292	9.311
Fe	1.000	1.000	1.000	1.000	0.414	1.554
K	0.628	0.716	0.550	0.777	0.367	1.059
Mn	0.013	0.007	0.014	1.114	0.250	1.958
Mo	7.890	8.334	10.410	1.004	0.440	2.059
Nb	1.970	2.953	1.904	0.282	0.175	0.423
Pb	2.687	4.255	3.157	1.856	1.218	3.388
Rb	1.054	0.989	0.933	0.790	0.307	1.086
Sc	7.174	2.555	17.536	0.716	0.106	2.719
Sr	1.038	0.798	1.700	0.692	0.221	1.761
Th	1.426	2.253	1.286	0.874	0.572	1.224
Ti	0.385	0.206	0.333	0.689	0.153	0.924
V	0.826	1.290	0.691	0.752	0.487	0.977
W	148.566	62.779	193.202	1.505	0.264	3.041
Y	1.319	2.079	1.334	0.850	0.555	1.337
Zn	4.609	3.538	18.284	1.187	0.377	7.313
Zr	1.493	0.840	2.019	0.859	0.200	1.804

Tabla 15. Valores de FE calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de San Pedro de la Cueva. La discusión se realiza en base a EF_{prom}.

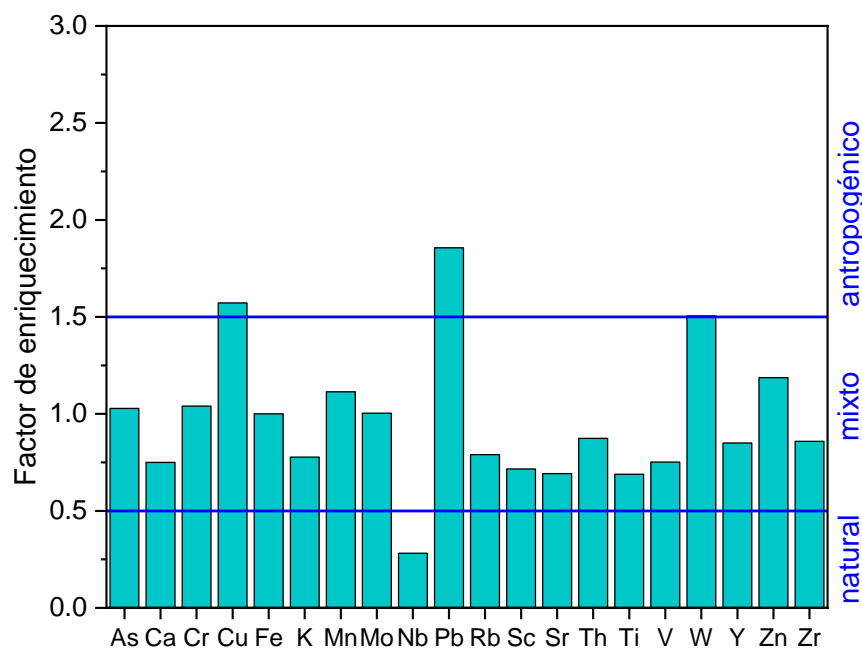


Figura 13. FE promedio para San Pedro de la Cueva con el eje y rango (0 – 3).

Símbolo del elemento	Pótam					
	Corteza terrestre			Fondo local		
	FE _{prom}	FE _{min}	FE _{max}	FE _{prom}	FE _{min}	FE _{max}
As	3.51	2.13	3.90	1.55	0.58	2.86
Ca	0.53	0.37	0.56	1.58	0.68	2.76
Cr	0.91	1.02	0.91	0.95	0.66	1.57
Cu	2.49	1.63	3.69	0.75	0.31	1.86
Fe	1.00	1.00	1.00	1.00	0.62	1.66
K	0.43	0.34	0.30	1.40	0.69	1.63
Mn	0.01	0.01	0.01	1.00	0.37	1.80
Mo	7.18	3.74	9.84	1.25	0.40	2.84
Nb	1.40	1.58	1.09	0.61	0.43	0.80
Pb	2.05	2.38	1.81	2.58	1.86	3.79
Rb	0.75	0.29	0.70	1.65	0.39	2.56
Sc	5.32	1.45	5.50	1.68	0.28	2.90
Sr	1.20	0.59	1.17	1.67	0.51	2.71
Th	1.01	1.19	0.83	1.07	0.78	1.46
Ti	0.59	0.43	0.51	1.19	0.53	1.72
V	1.04	0.86	0.83	1.24	0.63	1.65
W	76.81	14.68	163.73	0.61	0.07	2.15
Y	1.00	0.63	0.78	1.32	0.51	1.72
Zn	2.84	1.97	3.57	1.55	0.67	3.26
Zr	0.96	0.54	0.78	1.45	0.50	1.97

Tabla 16. Valores de factor de enriquecimiento calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Pótam, Sonora.

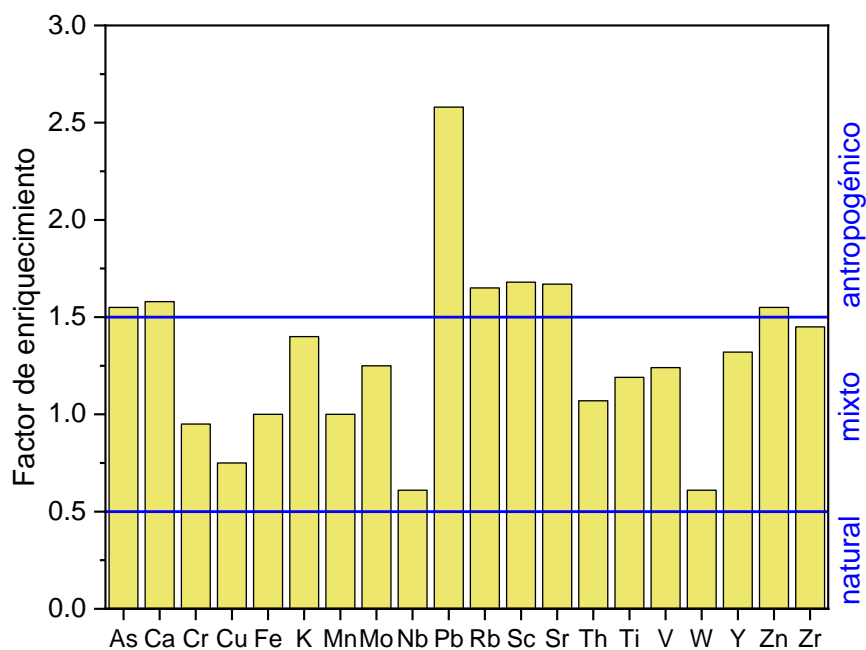


Figura 14. FE promedio para Pótam con el eje y en el rango 0 – 3.

3.3.2 Índice de geoacumulación

Los valores de I_{geo} clasifican los niveles de contaminación en siete clases: clase 0 - no contaminado ($I_{geo} < 0$), clase 1 - no contaminado a moderadamente contaminado ($0 \leq I_{geo} < 1$), clase 2 - moderadamente contaminado ($1 \leq I_{geo} < 2$), clase 3 - moderadamente contaminado a muy contaminado ($2 \leq I_{geo} < 3$), clase 4 - muy contaminado ($3 \leq I_{geo} < 4$), clase 5 - muy contaminado a extremadamente contaminado ($4 \leq I_{geo} < 5$) y clase 6 - extremadamente contaminado ($I_{geo} \geq 5$) (Meza-Montenegro et al., 2012). Considerando el cálculo con el fondo local, los elementos en suelos de Esqueda que se encuentran en a clase 0 (no contaminado) son As, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Nb, Rb, Sr, Th, Ti, V, W, Y, Zn y Zr. En la clase 1 (no contaminado – moderadamente contaminado) se encuentra Pb. En la clase 2 (Moderadamente contaminado) se encuentran Ca y Sc. Los elementos en suelos de San Pedro de la Cueva que se encuentran en a clase 0 (no contaminado) son As, Ca, Cr, Fe, K, Mn, Mo, Nb, Rb, Sc, Sr, Th, Ti, V, Y, Zn y Zr. En la clase 1 (no contaminado – moderadamente contaminado) se encuentran Cu, Pb y W. En Pótam todos los elementos se encuentran en la clase 0 (no contaminado) a excepción de Pb que se encuentra en la clase 1 (no contaminado – moderadamente contaminado).

Simbolo del elemento	Esqueda					
	Corteza terrestre			Fondo local		
	I _{geo-prom}	I _{geo-min}	I _{geo-max}	I _{geo-prom}	I _{geo-min}	I _{geo-max}
As	2.960	1.147	3.768	-0.678	-2.491	0.129
Ca	-0.697	-3.447	0.412	1.773	-0.977	2.882
Cr	0.215	-0.725	1.106	-0.597	-1.538	0.294
Cu	4.908	1.013	6.511	-1.355	-5.251	0.248
Fe	-0.095	-1.579	0.810	-0.889	-2.372	0.016
K	-1.119	-1.712	-0.904	-0.536	-1.128	-0.320
Mn	-6.527	-9.027	-5.637	-0.190	-2.690	0.700
Mo	3.460	2.306	4.894	-0.779	-1.933	0.655
Nb	0.605	-0.010	3.728	-2.065	-2.679	1.059
Pb	1.708	0.558	0.427	0.865	-0.285	-0.416
Rb	-0.328	-1.978	0.608	-1.050	-2.700	-0.113
Sc	2.489	0.379	3.465	1.640	-0.470	2.617
Sr	-0.647	-2.000	-0.161	-0.150	-1.503	0.336
Th	0.285	-0.230	1.190	-1.069	-1.584	-0.164
Ti	-1.523	-2.587	-0.754	-1.006	-2.070	-0.237
V	-0.358	-1.105	0.292	-0.899	-1.646	-0.248
W	6.930	4.727	7.830	-0.619	-2.822	0.281
Y	0.165	-1.263	0.610	-0.615	-2.043	-0.170
Zn	1.932	-0.204	2.919	-0.254	-2.390	0.733
Zr	0.058	-1.805	0.572	-0.797	-2.661	-0.283

Tabla 17. Valores de índice de geoacumulación calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Esqueda, Sonora.

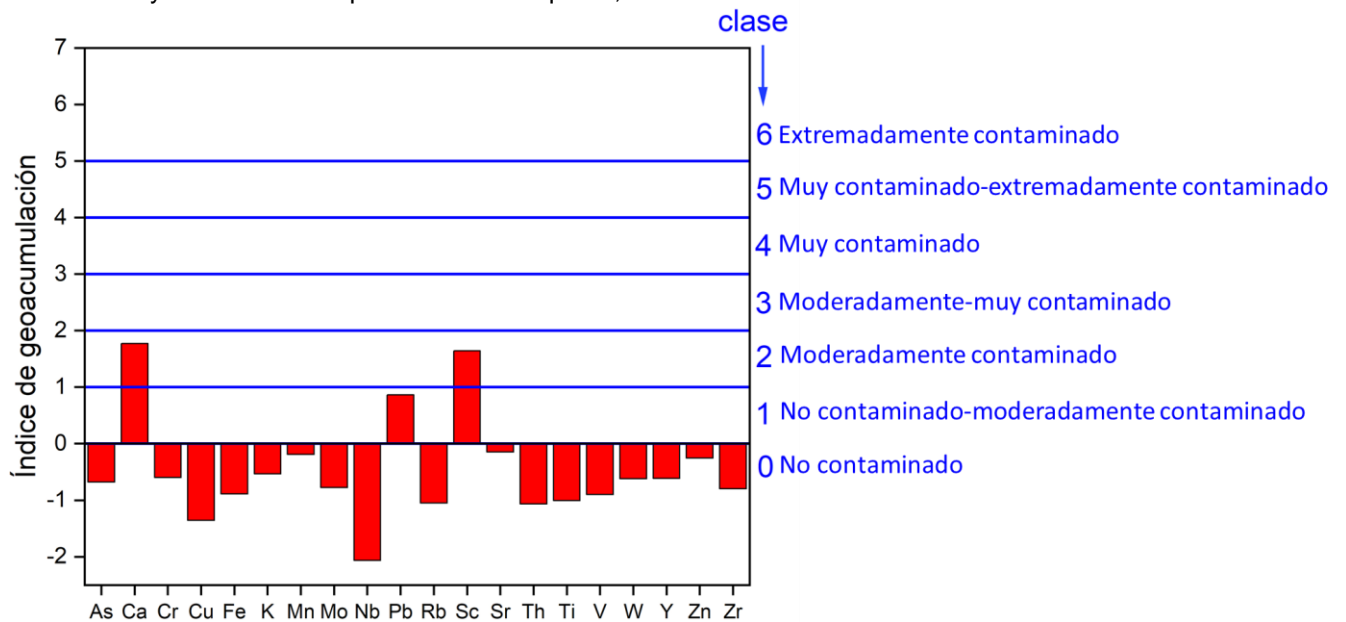


Figura 15. índice de geoacumulación promedio para Esqueda.

San Pedro de la Cueva						
Símbolo del elemento	Corteza terrestre			Fondo local		
	I _{geo-prom}	I _{geo-min}	I _{geo-max}	I _{geo-prom}	I _{geo-min}	I _{geo-max}
As	2.251	0.809	3.116	-0.258	0.820	4.570
Ca	-0.545	-3.485	1.564	-0.712	12.192	20.180
Cr	-0.090	-0.959	0.395	-0.242	5.655	7.877
Cu	1.607	-0.822	4.173	0.354	2.378	9.803
Fe	-0.352	-1.623	0.283	-0.298	14.450	17.627
K	-1.025	-2.106	-0.578	-0.661	13.692	16.301
Mn	-6.647	-8.804	-5.833	-0.142	15.075	20.204
Mo	2.628	1.436	3.663	-0.292	-1.054	2.365
Nb	0.626	-0.061	1.213	-2.126	2.898	4.859
Pb	1.074	0.466	1.942	0.594	3.479	5.564
Rb	-0.277	-1.639	0.183	-0.639	5.031	8.214
Sc	2.490	-0.270	4.415	-0.780	1.047	8.493
Sr	-0.298	-1.948	1.049	-0.829	6.672	11.319
Th	0.160	-0.451	0.646	-0.493	2.781	4.490
Ti	-1.729	-3.900	-1.304	-0.836	10.472	15.240
V	-0.627	-1.256	-0.250	-0.709	5.971	7.606
W	6.862	4.349	7.877	0.292	-1.588	4.454
Y	0.047	-0.568	0.699	-0.532	3.778	5.659
Zn	1.852	0.200	4.476	-0.051	4.414	10.342
Zr	0.225	-1.875	1.297	-0.518	5.492	10.764

Tabla 18. Valores de índice de geoacumulación calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de San Pedro de la Cueva, Sonora.

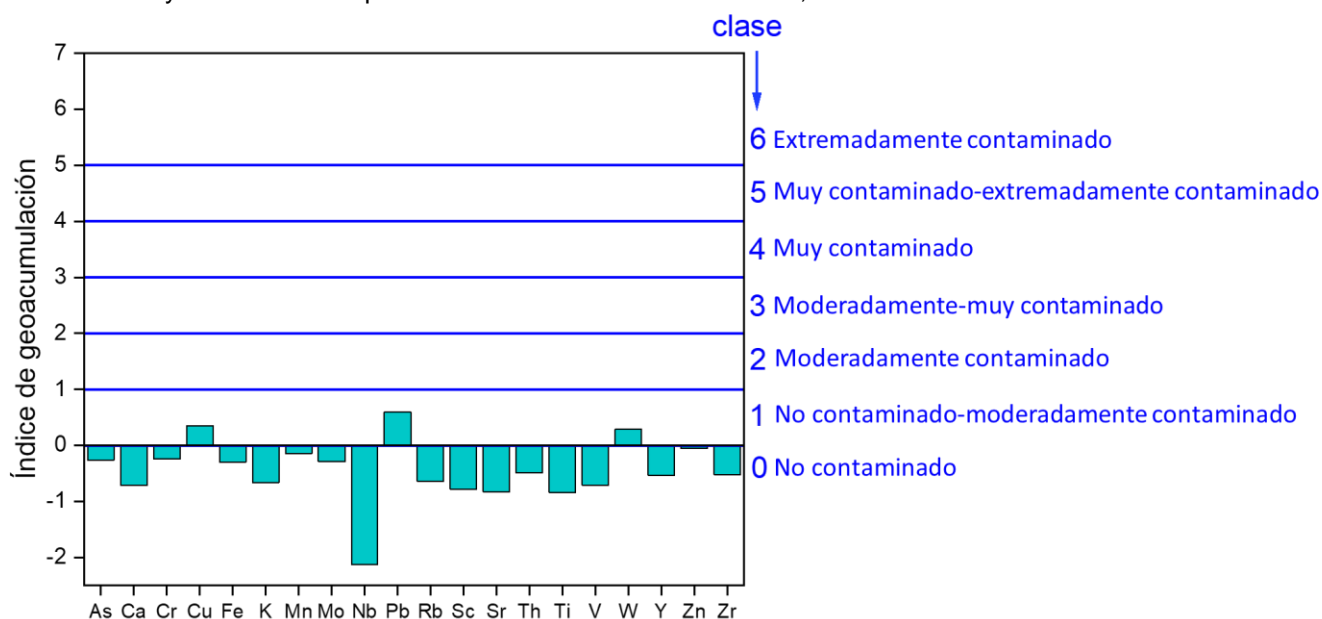


Figura 16. Índice de geoacumulación promedio para San Pedro de la Cueva.

Símbolo del elemento	Pótam					
	Corteza terrestre			Fondo local		
	I _{geo-prom}	I _{geo-min}	I _{geo-max}	I _{geo-prom}	I _{geo-min}	I _{geo-max}
As	1.735	0.321	2.619	-0.216	-1.629	0.668
Ca	-0.992	-2.213	-0.191	-0.183	-1.404	0.618
Cr	-0.216	-0.741	0.512	-0.921	-1.445	-0.193
Cu	1.237	-0.065	2.540	-1.253	-2.555	0.049
Fe	-0.079	-0.771	0.656	-0.846	-1.539	-0.112
K	-1.295	-2.323	-1.072	-0.363	-1.391	-0.139
Mn	-6.930	-8.347	-6.078	-0.853	-2.271	-0.001
Mo	2.766	1.132	3.954	-0.527	-2.160	0.661
Nb	0.404	-0.107	0.784	-1.550	-2.061	-1.169
Pb	0.956	0.480	1.509	0.522	0.047	1.075
Rb	-0.492	-2.559	0.146	-0.128	-2.195	0.510
Sc	2.334	-0.237	3.115	-0.093	-2.664	0.688
Sr	0.179	-1.521	0.878	-0.107	-1.806	0.592
Th	-0.067	-0.520	0.381	-0.746	-1.199	-0.297
Ti	-0.850	-2.005	-0.314	-0.599	-1.753	-0.062
V	-0.019	-0.995	0.394	-0.535	-1.510	-0.121
W	6.185	3.105	8.011	-1.565	-4.645	0.261
Y	-0.076	-1.444	0.297	-0.441	-1.809	-0.067
Zn	1.425	0.210	2.493	-0.210	-1.425	0.858
Zr	-0.136	-1.667	0.306	-0.312	-1.843	0.129

Tabla 19. Valores de índice de geoacumulación calculados con las concentraciones promedio, mínimas y máximas de la población de Pótam, Sonora.

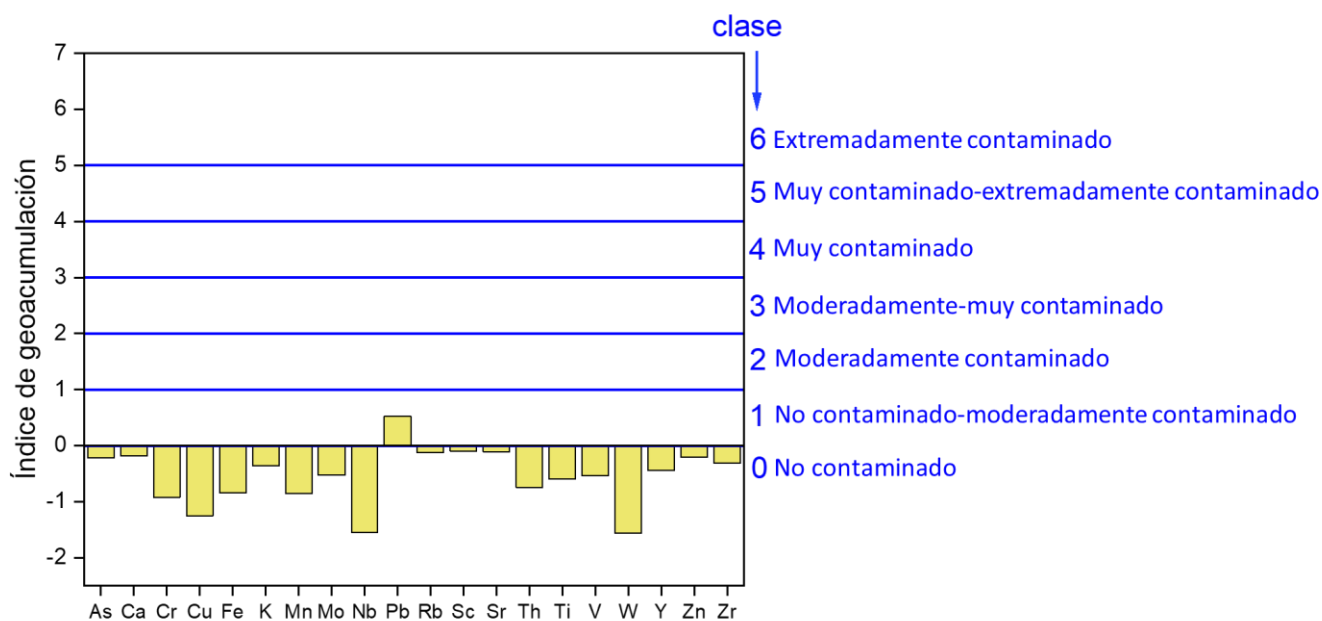


Figura 17. Índice de geoacumulación promedio para Pótam.

3.3.3 Índice de contaminación e índice de carga de contaminación

Los resultados del cálculo de índice de contaminación e índice de carga de contaminación se presentan en la tablas 20, 21 y 22 para Esqueda, San Pedro de la Cueva y Pótam, respectivamente. En cuanto a IC, este se clasifica en cinco clases: nivel no contaminado ($IC < 1$), nivel bajo de contaminación ($1 \leq IC < 2$), nivel moderado de contaminación ($2 \leq IC < 3$), nivel alto de contaminación ($3 \leq IC < 5$) y nivel muy alto de contaminación ($IC > 5$) (Men, Liu, Wang, et al., 2018). El índice de contaminación se obtuvo mediante comparación con los valores de fondo local. En esta manera la población de Esqueda tiene suelos con un nivel no contaminado por As, Cr, Cu, Fe, Mo, Pb, Rb, Th, Ti, V, W, Y, y Zr. En cuanto a un nivel de contaminación bajo se encuentran K, Mn, Nb, Sr y Zn. Mientras que Ca y Sc se presentan en un nivel de contaminación muy alto. En el caso de San Pedro de la Cueva, los suelos no muestran contaminación por Ca, K, Nb, R, Sc, Ti, y V. Los elementos As, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Pb, Th, W, Y, Zn y Zr se encuentran en un nivel bajo de contaminación. Con respecto a los suelos de la población de Pótam, estos se encuentran no contaminados con Cr, Cu, Fe, Mn, Th, Ti y W. Mientras que se encuentran en un nivel de baja contaminación As, Ca, K, Mo, Nb, Pb, Rb, Sc, Sr, V, Y, Zn y Zr.

El índice de carga de contaminación evalúa el grado de contaminación de un suelo en función de todos los elementos presentes. Los resultados indicaron un ICC Esqueda>Pótam>San Pedro de la Cueva. Todas las poblaciones estudiadas se encuentran en el rango de no contaminado.

Símbolo del elemento	Esqueda	
	Índice de contaminación	
	Corteza terrestre	Local
As	11.674	0.937
Ca	0.925	5.126
Cr	1.741	0.991
Cu	45.033	0.586
Fe	1.404	0.810
K	0.690	1.034
Mn	0.016	1.314
Mo	16.506	0.874
Nb	6.942	1.091
Pb	1.610	0.897
Rb	1.194	0.724
Sc	8.420	4.675
Sr	0.958	1.352
Th	1.827	0.715
Ti	0.522	0.746
V	1.170	0.804
W	182.938	0.976
Y	1.682	0.979
Zn	5.723	1.257
Zr	1.561	0.863
Índice de carga de contaminación	0.000029	0.236087

Tabla 20. Valores de índice contaminación e índice de carga de contaminación para la población de Esqueda.

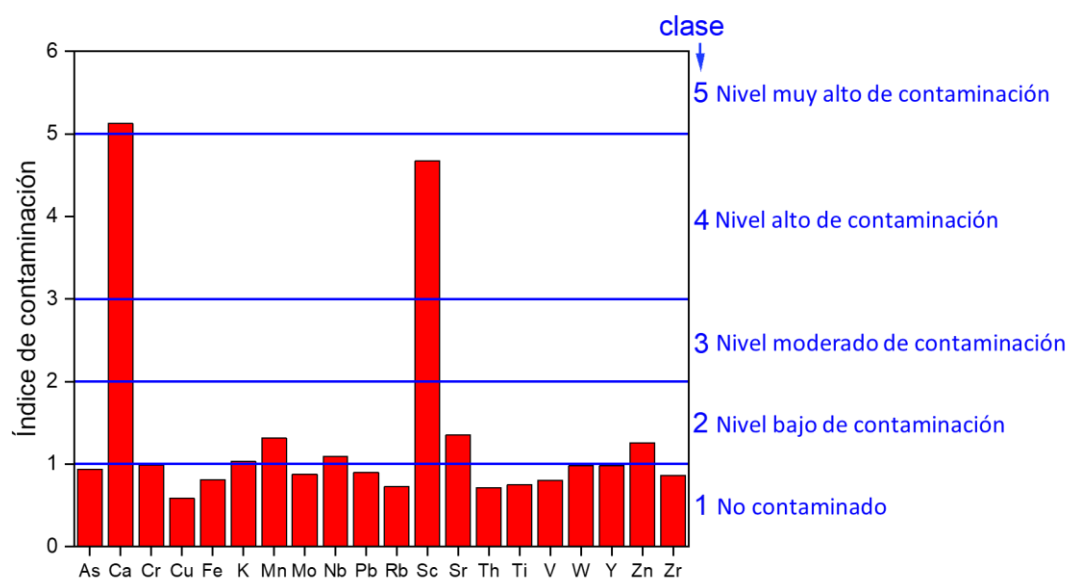


Figura 18. Índice de contaminación promedio para Esqueda.

San Pedro de la Cueva		
Símbolo del elemento	Índice de contaminación	
	Corteza terrestre	Local
As	7.142	1.254
Ca	1.027	0.915
Cr	1.409	1.268
Cu	4.567	1.917
Fe	1.174	1.220
K	0.737	0.948
Mn	0.014	1.358
Mo	9.269	1.225
Nb	4.472	0.664
Pb	1.633	1.171
Rb	1.237	0.963
Sc	8.428	0.873
Sr	1.219	0.844
Th	1.675	1.065
Ti	0.452	0.840
V	0.970	0.917
W	174.542	1.836
Y	1.549	1.037
Zn	5.415	1.447
Zr	1.753	1.047
Índice de carga de contaminación	0.00152	0.0301

Tabla 21. Valores de índice contaminación e índice de carga de contaminación para la población de San Pedro de la Cueva.

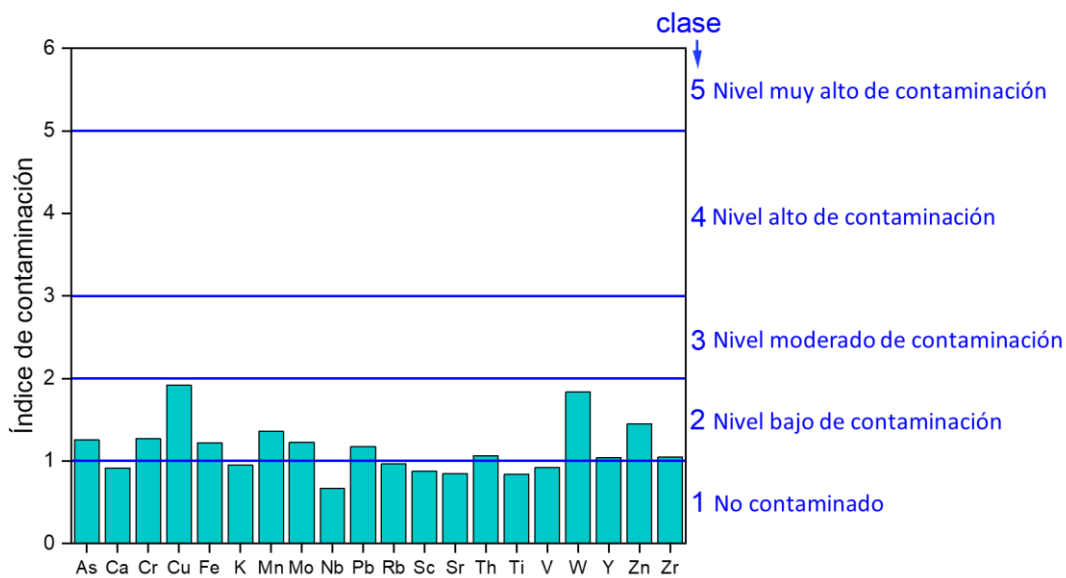


Figura 19. índice de contaminación promedio para San Pedro de la Cueva.

Símbolo del elemento	Pótam	
	Índice de contaminación	
	Corteza terrestre	Local
As	4.992	1.291
Ca	0.753	1.320
Cr	1.291	0.792
Cu	3.536	0.629
Fe	1.420	0.834
K	0.611	1.166
Mn	0.012	0.830
Mo	10.200	1.041
Nb	4.122	1.064
Pb	1.400	1.036
Rb	1.066	1.372
Sc	7.561	1.405
Sr	1.698	1.393
Th	1.432	0.894
Ti	0.831	0.990
V	1.479	1.0354
W	109.113	0.507
Y	1.422	1.104
Zn	4.028	1.297
Zr	1.365	1.208
Índice de carga de contaminación	0.005	0.168

Tabla 22. Valores de índice contaminación e índice de carga de contaminación para la población de Pótam.

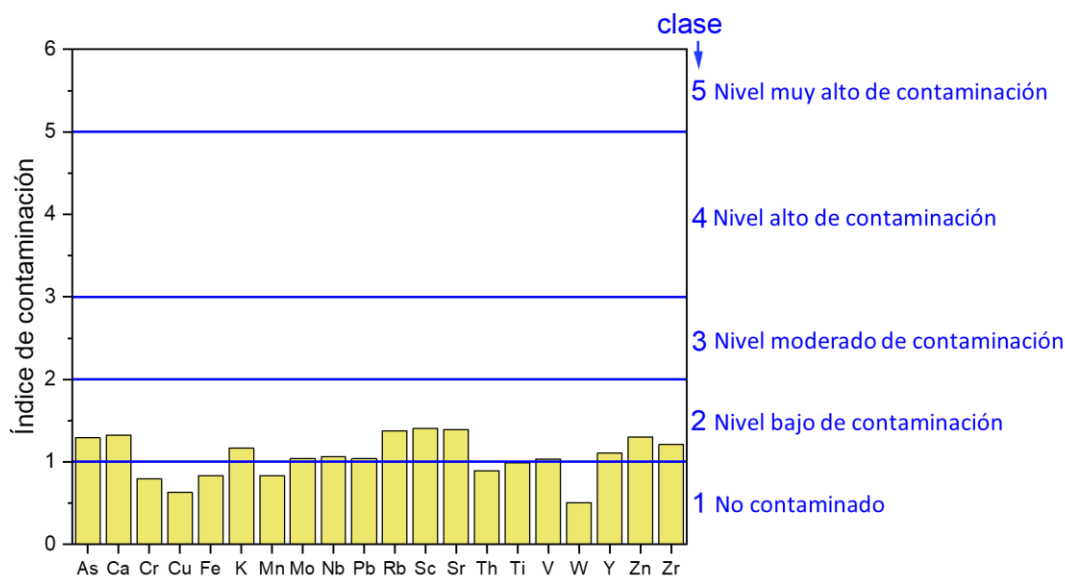


Figura 20. índice de contaminación promedio para Pótam.

3.4 Evaluación de riesgo a la salud humana

En este estudio se calculó el riesgo a la salud humana, los datos se presentan en las tablas 23, 24 y 25 para Esqueda, San Pedro de la Cueva y Pótam, respectivamente. Durante el análisis de evaluación de riesgos, se encontró que hay una falta significativa de datos de DR_f y de SF, esta ausencia impide evaluar el riesgo de todos los elementos. Los resultados de la evaluación de riesgo no cancerígeno en adultos resultaron en valores < 1 que demuestran un riesgo nulo para el desarrollo de enfermedades crónicas. Esto significa que las concentraciones de los elementos no representan un peligro para la salud. La mayoría de los valores de HQ para la población infantil resultaron en valores menores que 1, aunque su magnitud fue mayor que para el riesgo para adultos. Esto indica que los niños son potencialmente más susceptibles a los efectos sobre la salud de la exposición a los metales en suelos. Lo anterior es debido a que la tasa de ingestión es mayor que en adultos debido a su comportamiento, en la que es frecuente el juego en el suelo y su tendencia a introducirse las manos y objetos a la boca (García-Rico et al., 2016; Meza-Montenegro et al., 2012). En el caso de As y Mn se obtuvo un valor mayor que 1 en la población infantil, indicando un riesgo elevado. Los valores de HQ fueron Esqueda $>$ San Pedro de la Cueva $>$ Esqueda para los dos elementos. Esto es preocupante ya que los niños son más sensibles a la intoxicación por metales debido a que su sistema inmunológico se encuentra menos desarrollado. El riesgo cancerígeno por As y Cr se colocó en el rango aceptable en adultos. En el caso de niños, se encuentra en el rango de alta probabilidad de incidencia de cáncer para As y Cr en todas las poblaciones.

	Elemento	DDP	DR _f	SF	HQ	RC
niños	As	0.00075	0.0003	1.5	2.491	0.001
adultos	As	0.00008	0.0003	1.5	0.267	0.0001
niños	Cr	0.00214	0.003	0.5	0.712	0.001
adultos	Cr	0.00023	0.003	0.5	0.076	0.0001
niños	Cu	0.01681	0.04		0.420	
adultos	Cu	0.00180	0.04		0.045	
niños	Mn	0.03340	0.02		1.670	
adultos	Mn	0.00358	0.02		0.179	
niños	Mo	0.00024	0.005		0.048	
adultos	Mo	0.00003	0.005		0.005	
niños	Pb	0.00111	0.0035	0.003	0.317	0.000003
adultos	Pb	0.00012	0.0035	0.003	0.034	0.0000004
niños	V	0.00151	0.007		0.216	
adultos	V	0.00016	0.007		0.023	
niños	Zn	0.00402	0.3		0.013	
adultos	Zn	0.00043	0.3		0.001	
HI niños					5.888	
HI adultos					0.631	

Tabla 23. Evaluación de riesgos a la salud humana (HQ: no cancerígeno y RI: cancerígeno) en la población de Esqueda. Para el cálculo de riesgo no cancerígeno se consideró la dosis diaria de exposición por ingesta (DDP). Los valores en negrita indican representan los cálculos de HI.

	Elemento	DDP	DR _f	SF	HQ	RC
niños	As	0.00045713	0.0003	1.5	1.524	0.0007
adultos	As	4.8978E-05	0.0003	1.5	0.163	0.0001
niños	Cr	0.001729	0.003	0.5	0.576	0.0009
adultos	Cr	0.00018525	0.003	0.5	0.062	0.0001
niños	Cu	0.00170539	0.04		0.043	
adultos	Cu	0.00018272	0.04		0.005	
niños	Mn	0.03074201	0.02		1.537	
adultos	Mn	0.00329379	0.02		0.165	
niños	Mo	0.00013595	0.005		0.027	
adultos	Mo	1.4566E-05	0.005		0.003	
niños	Pb	0.00071562	0.0035	0.003	0.204	0.000002
adultos	Pb	7.6674E-05	0.0035	0.003	0.022	0.0000002
niños	V	0.0012558	0.007		0.179	
adultos	V	0.00013455	0.007		0.019	
niños	Zn	0.00483767	0.3		0.016	
adultos	Zn	0.00051832	0.3		0.002	
HI niños					4.107	
HI adultos					0.440	

Tabla 24. Evaluación de riesgos a la salud humana (H: no cancerígeno y RI: cancerígeno) en la población de San Pedro de la Cueva. Para el cálculo de riesgo no cancerígeno se consideró la dosis diaria de exposición por ingesta e inhalación (DDP). Los valores en negrita indican un HI de alto riesgo.

	Elemento	DDP	DRf	SF	HQ	RC
niños	As	0.0003195	0.0003	1.5	1.065	0.0005
adultos	As	3.4232E-05	0.0003	1.5	0.114	0.0001
niños	Cr	0.00158378	0.003	0.5	0.528	0.0008
adultos	Cr	0.00016969	0.003	0.5	0.057	0.0001
niños	Cu	0.00132015	0.04		0.033	
adultos	Cu	0.00014144	0.04		0.004	
niños	Mn	0.02526067	0.02		1.263	
adultos	Mn	0.0027065	0.02		0.135	
niños	Mo	0.0001496	0.005		0.030	
adultos	Mo	1.6029E-05	0.005		0.003	
niños	Pb	0.00065959	0.0035	0.003	0.188	0.000002
adultos	Pb	7.067E-05	0.0035	0.003	0.020	0.0000002
niños	V	0.00191398	0.007		0.273	
adultos	V	0.00020507	0.007		0.029	
niños	Zn	0.00359911	0.3		0.012	
adultos	Zn	0.00038562	0.3		0.001	
HI niños					3.393	
HI adultos					0.364	

Tabla 25. Evaluación de riesgos a la salud humana (HI: no cancerígeno y RI: cancerígeno) en la población de Pótam. Para el cálculo de riesgo no cancerígeno se consideró la dosis diaria de exposición por ingesta e inhalación (DDP). Los valores en negrita indican un HI de alto riesgo.

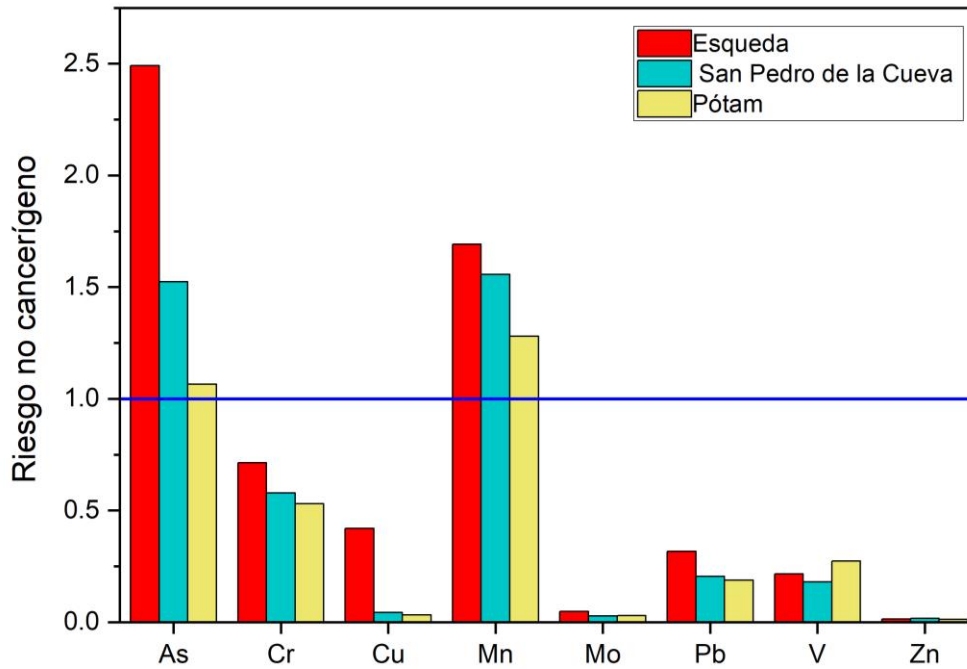


Figura 21. Evaluación de riesgo no cancerígeno en niños. La línea de referencia azul determina el grado de riesgo.

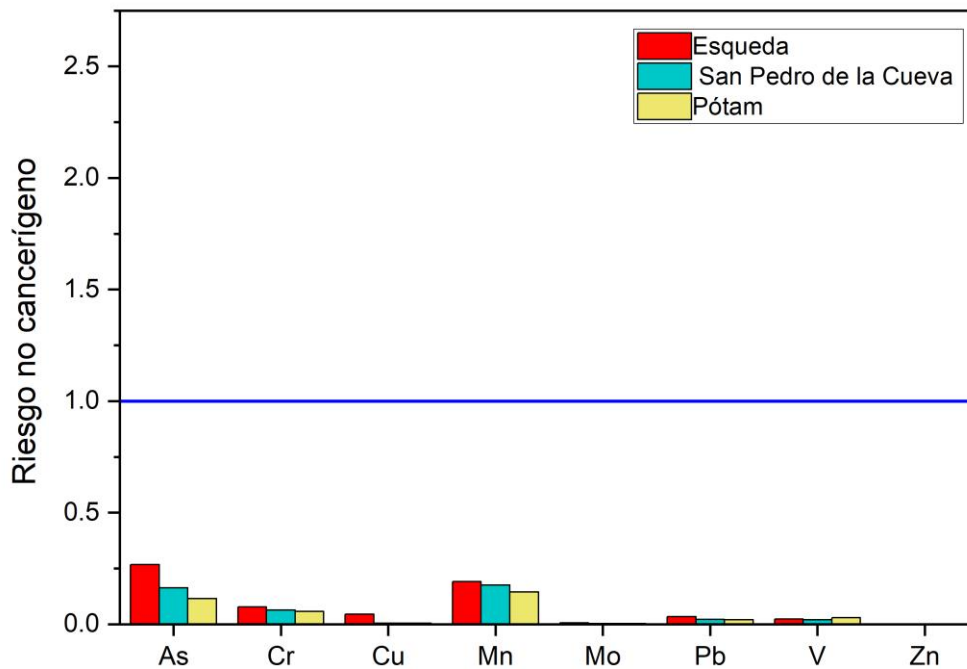


Figura 22. Evaluación de riesgo no cancerígeno en niños. La línea de referencia azul determina el grado de riesgo.

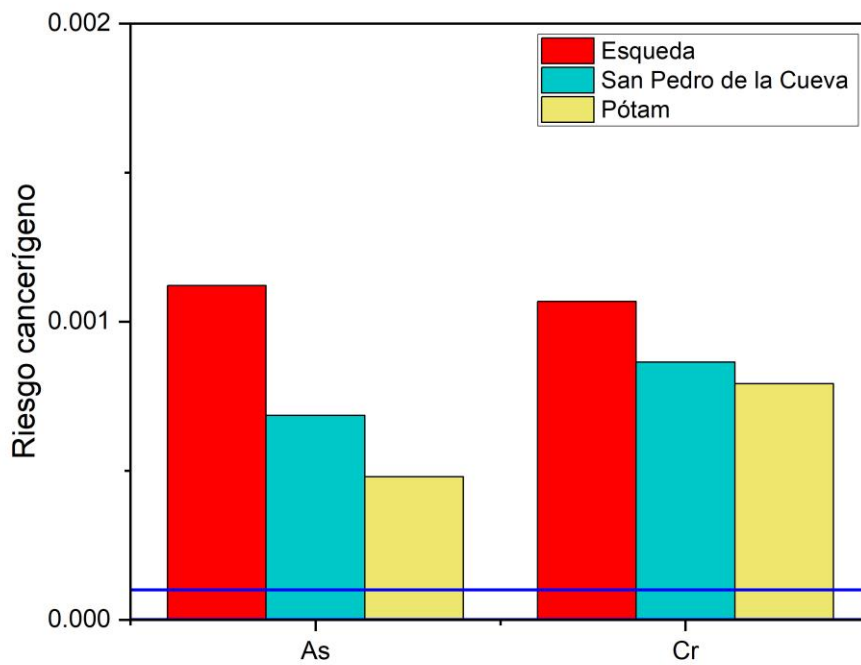


Figura 23. Evaluación de riesgo no cancerígeno en niños. La línea de referencia azul determina el grado de riesgo.

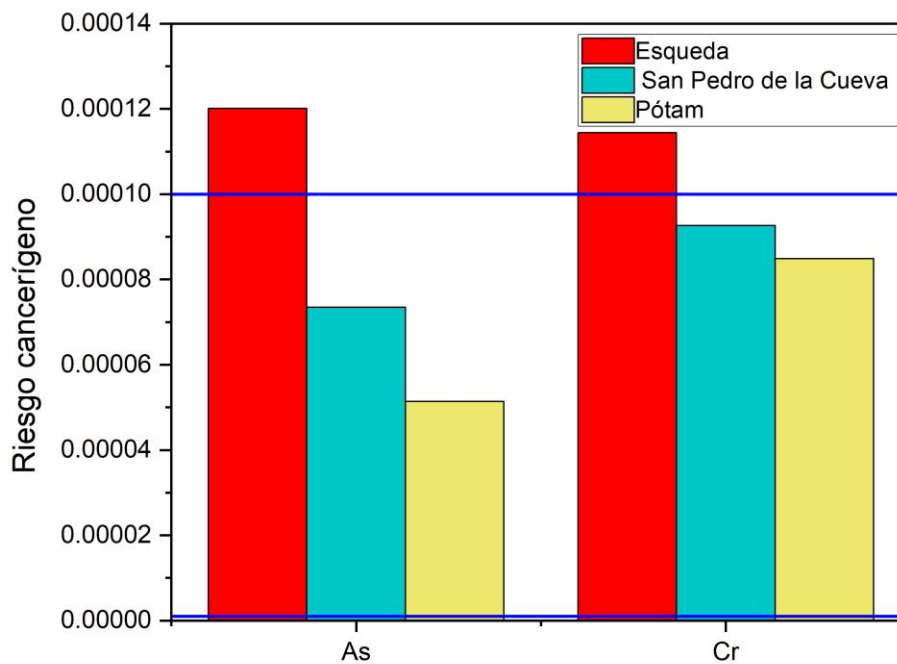


Figura 24. Evaluación de riesgo no cancerígeno en adultos. La línea de referencia azul determina el grado de riesgo.

CAPÍTULO 4 – CONCLUSIONES

La acumulación de metales en los suelos de las zonas rurales puede tener un impacto negativo en la salud humana y el medio ambiente. Por lo tanto, se investigaron los contenidos de metales en los suelos de Esqueda, San Pedro de la Cueva y Pótam, con el objetivo de calcular los índices geoquímicos y sus posibles efectos sobre los riesgos para la salud humana.

- El cálculo de factor de enriquecimiento que solamente Nb proviene de un aporte geológico en Esqueda y San Pedro de la Cueva. Mientras que se estima que Ca, Mn, Pb, Sc, Sr y Zn (Esqueda), W, Cu, y Pb (San Pedro de la Cueva) y As, Ca, Pb, Rb, Sc, Sr y Zn (Pótam) tienen un aporte principalmente antropogénico. Los metales restantes tendrían un origen mixto (natural y antropogénico).
- Dentro de la clasificación de I_{geo} , Pb en suelos de Esqueda se ubica en la clase 1 (no contaminado – moderadamente contaminado). En la clase 2 (moderadamente contaminado) se encuentran Ca y Sc. Los elementos en suelos de San Pedro de la Cueva que se encuentran en la clase 1 (no contaminado – moderadamente contaminado) son Cu, Pb y W. Los elementos restantes en estas dos poblaciones se encuentran en la clase 0 (no contaminando). En Pótam todos los elementos se encuentran en la clase 0 (no contaminado) a excepción de Pb que se encuentra en la clase 1 (no contaminado – moderadamente contaminado).

- Con respecto al índice de contaminación en suelos de Esqueda los elementos As, Cr, Cu, Pb, V, W y Zr se encuentran en un estado no contaminado; mientras que Mn y Zn se encontraron en un nivel bajo de contaminación. En San Pedro de la Cueva As, Cr, Cu, Mn, Pb, W, Zn y Zr se encuentran en un estado bajo de contaminación. Pótam presentó suelos con contaminación baja de As, Pb, W, Zn y Zr. Considerando el ICC, todas las poblaciones se encuentran en el rango de no contaminado.
- La evaluación de riesgo a la salud no cancerígena reflejó la ausencia de riesgo en la mayoría de los elementos estudiados. Sin embargo, en el caso de As y Mn se obtuvo un valor mayor que 1 en la población infantil, indicando un riesgo elevado. Los valores de HQ fueron Esqueda > San Pedro de la Cueva > Esqueda para los dos elementos. Con respecto a HI, los resultados para la población infantil fueron de 5.888 (Esqueda), 4.107 (San Pedro de la Cueva) y 3.393 (Pótam) indicando alto riesgo. Los valores de HI para adultos fueron menores que 1 en todas las poblaciones.
- En referencia al cálculo de riesgo cancerígeno por As y Cr, los resultados indicaron alta probabilidad de incidencia de cáncer en la población infantil de todas las entidades. El cálculo de RC en adultos indicó un riesgo alto por incidencia de As en la población de Esqueda.

REFERENCIAS

- Adimalla, N., & Wang, H. (2018). Distribution, contamination, and health risk assessment of heavy metals in surface soils from northern Telangana, India. *Journal of Geosciences*, 11(21), 684.
- Aguilar-Hinojosa, Y., Meza-Figueroa, D., Villalba-Atondo, A. I., Encinas-Romero, M. A., Valenzuela-García, J. L., & Gómez-Álvarez, A. (2016). Mobility and bioavailability of metals in stream sediments impacted by mining activities: the Jaralito and the Mexicana in Sonora, Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(9), 1-16.
- Alves, C. A., Vicente, E. D., Vicente, A. M., Rienda, I. C., Tomé, M., Querol, X., & Amato, F. (2020). Loadings, chemical patterns and risks of inhalable road dust particles in an Atlantic city in the north of Portugal. *Science of The Total Environment*, 737, 139596.
- Andjelkovic, M., Buha Djordjevic, A., Antonijevic, E., Antonijevic, B., Stanic, M., Kotur-Stevuljevic, J., . . . Wallace, D. (2019). Toxic effect of acute cadmium and lead exposure in rat blood, liver, and kidney. *International journal of environmental research public health*, 16(2), 274.
- Arhin, E., Mouri, H., & Kazapoe, R. (2017). Inherent errors in using continental crustal averages and legislated accepted values in the determination of enrichment factors (EFs): A case study in northern Ghana in developing environmental policies. *J Geogr Nat Disast*, 7(204), 2167-0587.1000204.
- ATSDR. (2007). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades: Reseña toxicológica del arsénico. In: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud
- Barbieri, M. (2016). The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination. *Journal of Geology & Geophysics*, 5(1). doi:10.4172/2381-8719.1000237
- Bjørklund, G., Aaseth, J., Chirumbolo, S., Urbina, M. A., & Uddin, R. (2018). Effects of arsenic toxicity beyond epigenetic modifications. *Environmental geochemistry health*, 40(3), 955-965.
- Castillo-Morales, U. R. (2013). Diagnóstico de línea base de la geodisponibilidad y bioaccesibilidad gástrica e intestinal de metales asociados a estrés oxidativo en polvo urbano y parques de Hermosillo, Sonora. CASTILLO MORALES, UZI RAXEL,
- Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., & Wang, J. (2015). Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of The Total Environment*, 512-513, 143-153. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.025>
- D'amore, J., Al-Abed, S., Scheckel, K., & Ryan, J. (2005). Methods for speciation of metals in soils: a review. *Journal of environmental quality*, 34(5), 1707-1745.
- DesMarias, T. L., & Costa, M. (2019). Mechanisms of chromium-induced toxicity. *Current opinion in toxicology*, 14, 1-7.
- Díez, M., Simón, M., Martín, F., Dorronsoro, C., García, I., & Van Gestel, C. (2009). Ambient trace element background concentrations in soils and their use in risk assessment. *Science of The Total Environment*, 407(16), 4622-4632.

- Ejaz, H. W., Wang, W., & Lang, M. (2020). Copper toxicity links to pathogenesis of Alzheimer's disease and therapeutics approaches. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(20), 7660.
- Francisco, L. F. V., Baldivia, D. d. S., Crispim, B. d. A., Klafke, S. M. F. F., Castilho, P. F. d., Viana, L. F., . . . Barufatti, A. J. T. (2021). Acute Toxic and Genotoxic Effects of Aluminum and Manganese Using In Vitro Models. 9(7), 153.
- García-Rico, L., Meza-Figueroa, D., Beamer, P. I., Burgess, J. L., O'Rourke, M. K., Lantz, C. R., . . . Balderas-Cortes, J. J. (2020). Serum matrix metalloproteinase-9 in children exposed to arsenic from playground dust at elementary schools in Hermosillo, Sonora, Mexico. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(2), 499-511.
- García-Rico, L., Meza-Figueroa, D., Jay Gandolfi, A., Del Río-Salas, R., Romero, F. M., & Meza-Montenegro, M. M. (2016). Dust–Metal Sources in an Urbanized Arid Zone: Implications for Health-Risk Assessments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(3), 522-533. doi:10.1007/s00244-015-0229-5
- García-Rico, L., Meza-Figueroa, D., Jay Gandolfi, A., Del Rivero, C. I., Martínez-Cinco, M. A., & Meza-Montenegro, M. M. (2019). Health risk assessment and urinary excretion of children exposed to arsenic through drinking water and soils in Sonora, Mexico. *Biological trace element research*, 187(1), 9-21.
- Ghrefat, H. A., Abu-Rukah, Y., & Rosen, M. A. (2011). Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafra Dam, Jordan. *Environ Monit Assess*, 178(1-4), 95-109. doi:10.1007/s10661-010-1675-1
- Gómez-Álvarez, A., Valenzuela-García, J. L., Meza-Figueroa, D., de la O-Villanueva, M., Ramírez-Hernández, J., Almendariz-Tapia, J., & Pérez-Segura, E. (2011). Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San Pedro River, Sonora, Mexico. *Applied Geochemistry*, 26(12), 2101-2112. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.07.008>
- Gómez-Álvarez, A., Valenzuela-García, J. L., Villalba-Atondob, A. I., Meza-Figueroa, D., Almendariz-Tapia, F. J., Whitaker-Bojórquez, T. O., . . . Ochoa-Valenzuela, L. E. (2011). Distribution of heavy metals and their chemical speciation in sediments from the Abelardo L. Rodríguez Dam, Sonora, México. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 23(4), 201-212. doi:10.3184/095422911X13201720845121
- Granero, S., & Domingo, J. (2002). Levels of metals in soils of Alcalá de Henares, Spain: human health risks. *Environment international*, 28(3), 159-164.
- Gu, Y.-G., Gao, Y.-P., & Lin, Q. J. A. g. (2016). Contamination, bioaccessibility and human health risk of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in southern China's largest city, Guangzhou. 67, 52-58.
- Hasan, A. B., Kabir, S., Selim Reza, A. H. M., Nazim Zaman, M., Ahsan, A., & Rashid, M. (2013). Enrichment factor and geo-accumulation index of trace metals in sediments of the ship breaking area of Sitakund Upazilla (Bhatiary–Kumira), Chittagong, Bangladesh. *Journal of Geochemical Exploration*, 125, 130-137. doi:10.1016/j.gexplo.2012.12.002
- Hernández-Mendiola, E., Martín-Romero, F., Meza-Figueroa, D., Hernández-Cruz, B., Martínez-Jardines, L. G., & Espino-Ortega, V. (2022). Arsenic and lead in the soils of San Antonio–El Triunfo mining district, BCS, México: a human health risk assessment. *Environmental Earth Sciences*, 81(2), 1-19.

- Hernández-Valdez, L. F. (2019). Bioaccesibilidad pulmonar de metales asociados a pigmentos minerales en pintura de parques en Hermosillo, Sonora, México. Tesis de maestría, Universidad de Sonora, 1-116.
- Isley, C. F., Fry, K. L., Liu, X., Filippelli, G. M., Entwistle, J. A., Martin, A. P., . . . Jabeen, K. (2021). International Analysis of Sources and Human Health Risk Associated with Trace Metal Contaminants in Residential Indoor Dust. *Environmental science & technology*.
- Jaffar, S. T. A., Luo, F., Ye, R., Younas, H., Hu, X. F., & Chen, L. Z. (2017). The Extent of Heavy Metal Pollution and Their Potential Health Risk in Topsoils of the Massively Urbanized District of Shanghai. *Arch Environ Contam Toxicol*, 73(3), 362-376. doi:10.1007/s00244-017-0433-6
- Kabata-Pendias, A. (2000). Trace elements in soils and plants: CRC press.
- Kalita, J., Kumar, V., Misra, U. K., & Bora, H. K. J. M. n. (2018). Memory and learning dysfunction following copper toxicity: biochemical and immunohistochemical basis. 55(5), 3800-3811.
- Karthikeyan, P., Vennila, G., Nanthakumar, G., & Aswini, M. (2020). Dataset for spatial distribution and pollution indices of heavy metals in the surface sediments of Emerald Lake, Tamil Nadu, India. *Data Brief*, 28, 104877. doi:10.1016/j.dib.2019.104877
- Krupnova, T. G., Rakova, O. V., Gavrilkina, S. V., Antoshkina, E. G., Baranov, E. O., & Yakimova, O. N. J. C. (2020). Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia. 261, 127799.
- León-García, G., Meza-Figueroa, D., Valenzuela-García, J., Encinas-Romero, M., Villalba-Atondo, A., Encinas-Soto, K., . . . Resources, N. (2018). Study of heavy metal pollution in arid and semi-arid regions due to mining activity: Sonora and Bacanuchi Rivers. 11(1), 1-11.
- Li, Y., Yu, Y., Yang, Z., Shen, Z., Wang, X., Cai, Y. J. E. S., & Research, P. (2016). A comparison of metal distribution in surface dust and soil among super city, town, and rural area. 23(8), 7849-7860.
- Maret, W. (2019). Chromium supplementation in human health, metabolic syndrome, and diabetes. *Met. Ions Life Sci*, 19, 231-251.
- Mazurek, R., Kowalska, J., Gąsiorek, M., Zadrożny, P., Józefowska, A., Zaleski, T., . . . Orłowska, K. J. C. (2017). Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. 168, 839-850.
- Men, C., Liu, R., Wang, Q., Guo, L., & Shen, Z. J. S. o. t. T. E. (2018). The impact of seasonal varied human activity on characteristics and sources of heavy metals in metropolitan road dusts. 637, 844-854.
- Men, C., Liu, R., Xu, F., Wang, Q., Guo, L., & Shen, Z. (2018). Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Science of The Total Environment*, 612, 138-147. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.123>
- Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M., & De la Parra, M. L. (2007). Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmospheric Environment*, 41(2), 276-288.
- Meza-Figueroa, D., Maier, R. M., de la O-Villanueva, M., Gómez-Alvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, J., . . . Palafox-Reyes, J. (2009). The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77(1), 140-147. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.04.068
- Meza-Figueroa, D., Maier, R. M., de la, O. V. M., Gómez-Alvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, J., . . . Palafox-Reyes, J. (2009). The impact of unconfined mine tailings in residential areas from

- a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77(1), 140-147. doi:10.1016/j.chemosphere.2009.04.068
- Meza-Montenegro, M. M., Gandolfi, A. J., Santana-Alcántar, M. E., Klimecki, W. T., Aguilar-Apodaca, M. G., Del Río-Salas, R., . . . Meza-Figueroa, D. (2012). Metals in residential soils and cumulative risk assessment in Yaqui and Mayo agricultural valleys, northern Mexico. *Sci Total Environ*, 433, 472-481. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.06.083
- Mihankhah, T., Saeedi, M., & Karbassi, A. (2020). A comparative study of elemental pollution and health risk assessment in urban dust of different land-uses in Tehran's urban area. *Chemosphere*, 241, 124984. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.124984
- Mmolawa, K. B., Likuku, A. S., Gaboutloeloe, G. K. J. A. J. o. E. S., & Technology. (2011). Assessment of heavy metal pollution in soils along major roadside areas in Botswana. 5(3), 186-196.
- Mondal, P., Lofrano, G., Carotenuto, M., Guida, M., Trifuoggi, M., Libralato, G., & Sarkar, S. K. J. W. (2021). Health Risk and Geochemical Assessment of Trace Elements in Surface Sediment along the Hooghly (Ganges) River Estuary (India). 13(2), 110.
- NMX-AA-132-SCFI-. (2006). Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra.
- Organization, W. H. (1999). Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals-Environmental Health Criteria 210.
- Pellant, C., & Pellant, H. (2020). *Rocks and minerals* (Vol. 137): Princeton University Press.
- Pierzynski, G. M., Vance, G. F., & Sims, J. T. (2005). *Soils and environmental quality*: CRC press.
- Ramírez, O., de la Campa, A. M. S., Amato, F., Moreno, T., Silva, L. F., & Jesus, D. J. S. o. t. T. E. (2019). Physicochemical characterization and sources of the thoracic fraction of road dust in a Latin American megacity. 652, 434-446.
- Rowell, S., Hawtin, P., Minshull, C. A., Jepson, H., Brockbank, S. M., Barratt, D. G., . . . Henney, A. M. (2002). Crystal structure of human MMP9 in complex with a reverse hydroxamate inhibitor. *Journal of molecular biology*, 319(1), 173-181.
- Rudnick, R., Gao, S., Holland, H., & Turekian, K. (2003). Composition of the continental crust. *The crust*, 3, 1-64.
- Saa, G. R., Victoria, J. A. R., & Molina, R. M. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: Perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, 60(3), 203-218.
- Schiavo, B., Meza-Figueroa, D., Pedroza-Montero, M., Vidal-Solano, J., González-Grijalva, B., Navarro-Espinoza, S., . . . Ceniceros-Gómez, A. E. (2021). In vitro assessment oral and respiratory bioaccessibility of Mn in school dust: Insight of seasonality in a semiarid environment. *Applied Geochemistry*, 134, 105102. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105102>
- Słowik, T., Jackowska, I., & Piekarski, W. J. A. A. (2008). The problems of environmental pollution by the transport infrastructure on the example of the Roztocze National Park. 5(2).
- Sparks, D. J. E. (2005). *Toxic Metals in the Environment: The Role of Surfaces*. 1, 193-197.
- USEPA. (2001). Risk assessment guidance for Superfund: volume III part A, process for conducting probabilistic risk assessment. Washington, DC: US Environmental Protection Agency. In.
- Varol, M., Sunbul, M. R., Aytop, H., & Yilmaz, C. H. (2020). Environmental, ecological and health risks of trace elements, and their sources in soils of Harran Plain, Turkey. *Chemosphere*, 245, 125592. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.125592

- Wahab, M. I. A., Razak, W. M. A. A., Sahani, M., & Khan, M. F. (2020). Characteristics and health effect of heavy metals on non-exhaust road dusts in Kuala Lumpur. *Science of The Total Environment*, 703, 135535. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135535>
- Williams, J. A., & Antoine, J. (2020). Evaluation of the elemental pollution status of Jamaican surface sediments using enrichment factor, geoaccumulation index, ecological risk and potential ecological risk index. *Mar Pollut Bull*, 157, 111288. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111288
- Wu, J., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., & Jiao, X. J. P. o. (2014). Evaluation of soil contamination indices in a mining area of Jiangxi, China. 9(11), e112917.
- Yadav, A., Chowdhary, P., Kaithwas, G., & Bharagava, R. N. (2017). Toxic Metals in the Environment: Threats on Ecosystem and Bioremediation Approaches. In *Handbook of Metal-Microbe Interactions and Bioremediation* (pp. 128-141): CRC Press.
- Zawadzka, M., & Łukowski, M. J. A. A. (2010). The content of Zn, Cu, Cr in podzolic soils of Roztocze National Park at the line of metallurgical and sulphur and the highway. 16(2), 459-470.