



Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Universidad del Perú. Decana de América

Dirección General de Estudios de Posgrado
Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y
Geográfica
Unidad de Posgrado

Impacto de los metales pesados del río Mantaro en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja- Huancayo, Junín, 2020

TESIS

Para optar el Grado Académico de Doctor en Ciencias
Ambientales

AUTOR

Jorge Eduardo CHIRA FERNÁNDEZ

ASESOR

Jorge Leonardo JAVE NAKAYO

Lima, Perú

2021



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Chira, J. (2021). *Impacto de los metales pesados del río Mantaro en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja-Huancayo, Junín, 2020*. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

HOJA DE METADATOS COMPLEMENTARIOS

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Jorge Eduardo Chira Fernández
DNI	07342254
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-5194-9940
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Jorge Leonardo Jave Nakayo.
DNI	01066653
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0003-3536-881X
Datos de investigación	
Línea de investigación	C.0.1.8. Geoquímica
Grupo de investigación	GEOLOGÍA Y GEOQUÍMICA DE LOS MATERIALES GEOLÓGICOS RELACIONADOS A LA DISTRIBUCIÓN Y MIGRACIÓN DE LOS ELEMENTOS QUÍMICOS - GEOEXPLO
Agencia de financiamiento	Financiamiento propio.
Ubicación geográfica de la investigación	País: Perú Departamento: Junín Provincias: Jauja, Concepción, Huancayo Latitud: -11.78333, -12.06666 Longitud: -75.51666, -75.18333
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2018 - 2020
URL de disciplinas OCDE	Geoquímica, Geofísica https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.04



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

SUSTENTACIÓN PÚBLICA

En la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Lima, a los diez días del mes de agosto del año dos mil veintiuno, siendo las once horas, se reúnen los suscritos Miembros del Jurado Examinador de Tesis, nombrado mediante Dictamen N° 000264-2021-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM del 02 de agosto del 2021, con la finalidad de evaluar la sustentación virtual a la amparo de la Directiva de la UNMSM aprobada con Resolución Rectoral N° 01357-R-20 de la siguiente tesis:

TÍTULO

«IMPACTO DE LOS METALES PESADOS DEL RÍO MANTARO EN LA APTITUD DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL SECTOR JAUJA - HUANCAYO, JUNÍN, 2020»

Presentado por el Mg. JORGE EDUARDO CHIRA FERNÁNDEZ, para optar el GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES.

El Secretario del Jurado Examinador de la Tesis, analiza el expediente N° 05223/FIGMMG/2017 de fecha 22 de junio del 2017, en el marco legal y Estatutario de la Ley Universitaria, acreditando que tiene todos los documentos y que cumplió con las etapas del trámite según el «Reglamento General de Estudios de Posgrado», aprobado con Resolución Rectoral N° 04790-R-18 del 08 de agosto del 2018.

Luego de la Sustentación, se procede con la calificación de la Tesis, de acuerdo al procedimiento respectivo y se registra en el acta correspondiente de conformidad al Art. 72 del precitado Reglamento, correspondiéndole al graduando la siguiente calificación:

MUY BUENO (18)

Habiendo sido aprobada la sustentación virtual de la Tesis, el Presidente recomienda a la Facultad se le otorgue el GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES al Mg. JORGE EDUARDO CHIRA FERNÁNDEZ.

Siendo las 12:00 horas, se dio por concluido al acto académico.



Firmado digitalmente por CABRERA
CARRANZA Carlos Francisco FAU
20148092282 hard
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 16.08.2021 22:19:52 -05:00

DR. CARLOS FRANCISCO CABRERA CARRANZA
Presidente



Firmado digitalmente por REATEGUI
LOZANO Rolando FAU 20148092282
soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 17.08.2021 12:01:34 -05:00

DR. ROLANDO REÁTEGUI LOZANO
Secretario



Firmado digitalmente por MAYORGA
ROJAS Jaime Cesar FAU
20148092282 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 25.08.2021 08:52:48 -05:00

DR. JAIME CÉSAR MAYORGA ROJAS
Miembro



Firmado digitalmente por JAVE
NAKAYO Jorge Leonardo FAU
20148092282 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 19.08.2021 20:31:53 -05:00

DR. JORGE LEONARDO JAVE NAKAYO
Asesor

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mi familia, a mis padres, que están en el cielo, y muy especialmente a mi esposa Cecilia, así como a mis hijos Jorge Luis y Miguel Ángel, con la satisfacción de haber cumplido el objetivo; gracias por su comprensión y apoyo.

Asimismo, a los colegas que me han brindado su aporte a la presente investigación, lo que ha permitido enriquecerla y darle un mayor sustento.

**IMPACTO DE LOS METALES PESADOS DEL RIO MANTARO EN LA
APTITUD DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL SECTOR JAUJA-
HUANCAYO, JUNÍN, 2020**

ÍNDICE

Lista de cuadros

Lista de figuras

Resumen

Abstract

Página

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Situación problemática	01
1.2 Formulación del problema	02
1.2.1 Problema General	02
1.2.2 Problemas Específicos	02
1.3 Justificación de la investigación	03
1.4 Objetivos de la investigación	04
1.4.1 Objetivo General	04
1.4.2 Objetivos Específicos	04

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la Investigación	05
2.2 Bases teóricas	13
2.3 Marco conceptual	26

III. METODOLOGÍA

3.1 Tipo y diseño de investigación	39
3.2 Unidad de análisis	39
3.3 Población de estudio	40
3.4 Tamaño de muestra	40
3.5 Selección de muestra	41
3.6 Técnicas de recolección de datos	41
3.6.1. Muestreo de agua y suelos	41
3.7 Métodos analíticos	47

3.7.1	Análisis de agua	47
3.7.2	Análisis de muestras de suelo	47
3.7.3	Análisis de extracción secuencial	49
3.8	Instrumentos	49
3.9	Análisis estadístico	52
IV.	MARCO GENERAL	
4.1	Ubicación y accesibilidad	53
4.2	Hidrografía	54
4.3	Clima y zonas agrícolas	55
4.4	Unidades geomorfológicas	57
4.5	Marco geológico	59
4.5.1	Neo Proterozoico – Ordovícico	61
4.5.2	Silúrico-Devónico	61
4.5.3	Pérmico	62
4.5.4	Triásico – Jurásico	62
4.5.5	Neógeno	64
4.5.6	Cuaternario	64
V.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
5.1.	Análisis, interpretación y discusión de resultados	67
5.1.1.	Parámetros fisicoquímicos de agua	67
5.1.2	Análisis estadístico – agua	79
5.1.3.	Parámetros físicos, químicos y biológicos de suelos...	81
5.1.4	Análisis estadístico – suelos	114
5.1.5.	Biodisponibilidad de metales pesados	118
5.1.6.	Análisis multivariado de fases biodisponibles	126
5.2.	Prueba de hipótesis	129
5.2.1	Hipótesis general	129
5.3.	Presentación de resultados	131
	CONCLUSIONES	143
	RECOMENDACIONES	145
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	146
	ANEXOS	151

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Ubicación de muestras de agua.....	43
Cuadro 2. Métodos analíticos aplicados a muestras de suelo.....	47
Cuadro 3. Contenido de materia orgánica en cinco distritos de cuenca Mantaro.....	114
Cuadro 4. Análisis microbiológicos de suelos.....	114

TABLAS

Tabla 1. Límites de detección (ug/g).....	48
Tabla 2. Requerimientos de exactitud y precisión para los métodos analíticos.....	49
Tabla 3. Estándares de calidad ambiental (ECA) para agua.....	50
Tabla 4. Estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo.....	51
Tabla 5. Estándares de calidad ECA (Perú) y CCME (Canadá) para suelo (uso agrícola).....	51
Tabla 6. Contenido de óxidos mayores en suelos.....	85
Tabla 7. Azufre, cloro, fósforo, nitrógeno y flúor en suelos.....	93
Tabla 8. Elementos traza en suelos.....	99
Tabla 9. Estadísticos descriptivos – Nivel superficial.....	100
Tabla 10. Estadísticos descriptivos – Nivel profundo.....	101
Tabla 11. Carbono total, carbono orgánico y pH en suelos.....	112
Tabla 12. Matriz de componentes principales en agua.....	129
Tabla 13. Matriz de componentes principales en suelos.....	130
Tabla 14. Correlación entre la degradación química (CP agua) y los suelos de la cuenca Mantaro (CP suelo).....	130

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la cuenca Mantaro.....	40
Figura 2. Mapa de ubicación de muestras de aguas.....	44
Figura 3. Mapa de ubicación de muestras de suelo superficial.....	45
Figura 4. Ubicación de la cuenca Mantaro.....	54
Figura 5. Mapa geológico.....	60
Figura 6. Bicarbonato en aguas superficiales.....	68
Figura 7. Sulfato en aguas superficiales.....	68
Figura 8. Cloruro en aguas superficiales.....	69
Figura 9. Bicarbonatos, cloruros y sulfatos en aguas superficiales.....	69
Figura 10. Aluminio en aguas superficiales.....	70
Figura 11. Arsénico en aguas superficiales.....	70
Figura 12. Bario en aguas superficiales.....	71

Figura 13. Cadmio en aguas superficiales.....	71
Figura 14. Cobre en aguas superficiales.....	72
Figura 15. Hierro en aguas superficiales.....	72
Figura 16. Manganeso en aguas superficiales.....	73
Figura 17. Níquel en aguas superficiales.....	73
Figura 18. Plomo en aguas superficiales.....	74
Figura 19. Azufre en aguas superficiales.....	74
Figura 20. Zinc en aguas superficiales.....	75
Figura 21. pH en aguas superficiales.....	76
Figura 22. ORP en aguas superficiales.....	76
Figura 23. Oxígeno disuelto en aguas superficiales.....	77
Figura 24. Conductividad eléctrica en aguas superficiales.....	77
Figura 25. Resistividad en aguas superficiales.....	78
Figura 26. Salinidad en aguas superficiales.....	78
Figura 27. Presión en aguas superficiales.....	79
Figura 28. Distribución de As, B, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en aguas superficiales.....	79
Figura 29. Dendograma de análisis cluster en muestras de agua.....	81
Figura 30. Composición textural de suelos en distrito Sincos.....	82
Figura 31. Composición textural de suelos en distrito El Mantaro.....	82
Figura 32. Composición textural de suelos en distrito Muqui.....	82
Figura 33. Composición textural de suelos en distrito Huancayo.....	83
Figura 34. Composición textural de suelos en distrito El Tambo.....	83
Figura 35. pH en suelos superficiales.....	84
Figura 36. pH en suelos profundos.....	84
Figura 37. Sílice en suelos superficiales.....	86
Figura 38. Sílice en suelos profundos.....	86
Figura 39. Al_2O_3 en suelos superficiales.....	86
Figura 40. Al_2O_3 en suelos profundos.....	87
Figura 41. CaO en suelos superficiales.....	87
Figura 42. CaO en suelos profundos.....	88
Figura 43. K_2O en suelos superficiales.....	88
Figura 44. K_2O en suelos profundos.....	88
Figura 45. MgO en suelos superficiales.....	89
Figura 46. MgO en suelos profundos.....	89
Figura 47. Na_2O en suelos superficiales.....	90
Figura 48. Na_2O en suelos profundos.....	90
Figura 49. TFe_2O_3 en suelos superficiales.....	90
Figura 50. TFe_2O_3 en suelos profundos.....	91
Figura 51. K_2O - MgO - Na_2O en suelos superficiales.....	91
Figura 52. K_2O - MgO - Na_2O en suelos profundos.....	92
Figura 53. Al_2O_3 – TFe_2O_3 en suelos superficiales.....	92
Figura 54. Al_2O_3 – TFe_2O_3 en suelos profundos.....	92
Figura 55. CaO en suelos superficiales.....	93

Figura 56. CaO en suelos profundos.....	93
Figura 57. Azufre en suelos superficiales.....	94
Figura 58. Azufre en suelos profundos.....	94
Figura 59. Cloro en suelos superficiales.....	95
Figura 60. Cloro en suelos profundos.....	95
Figura 61. Fósforo en suelos superficiales.....	96
Figura 62. Fósforo en suelos profundos.....	96
Figura 63. Nitrógeno en suelos superficiales.....	96
Figura 64. Nitrógeno en suelos profundos.....	97
Figura 65. Flúor en suelos superficiales.....	97
Figura 66. Flúor en suelos profundos.....	98
Figura 67. Nitrógeno, flúor y fósforo en suelos superficiales.....	98
Figura 68. Nitrógeno, flúor y fósforo en suelos profundos.....	99
Figura 69. Arsénico en suelos superficiales. ECA: 50ppm.....	101
Figura 70. Arsénico en suelos profundos. ECA: 50ppm.....	102
Figura 71. Bario en suelos superficiales. ECA: 750ppm.....	102
Figura 72. Bario en suelos profundos. ECA: 750ppm.....	103
Figura 73. Cadmio en suelos superficiales. ECA: 0.9ppm.....	103
Figura 74. Cadmio en suelos profundos. ECA: 0.9ppm.....	104
Figura 75. Mercurio en suelos superficiales. ECA: 6.6 ppm.....	104
Figura 76. Mercurio en suelos profundos. ECA: 6.6 ppm.....	105
Figura 77. Plomo en suelos superficiales. ECA: 70ppm.....	105
Figura 78. Plomo en suelos profundos. ECA: 70ppm.....	106
Figura 79. Cobre en suelos superficiales.....	107
Figura 80. Cobre en suelos profundos.....	107
Figura 81. Zinc en suelos superficiales.....	108
Figura 82. Zinc en suelos profundos.....	108
Figura 83. Cromo en suelos superficiales.....	109
Figura 84. Cromo en suelos profundos.....	109
Figura 85. Níquel en suelos superficiales.....	110
Figura 86. Níquel en suelos profundos.....	110
Figura 87. Zinc, plomo y mercurio en suelos superficiales.....	111
Figura 88. Zinc, plomo y mercurio en suelos profundos.....	111
Figura 89. Carbono total en suelos superficiales.....	112
Figura 90. Carbono total en suelos profundos.....	112
Figura 91. Carbono orgánico en suelos superficiales.....	113
Figura 92. Carbono orgánico en suelos profundos.....	113
Figura 93. Dendograma suelos superficiales.....	117
Figura 94. Dendograma suelos profundos.....	118
Figura 95. Extracción secuencial del arsénico.....	120
Figura 96. Biodisponibilidad del arsénico.....	120
Figura 97. Extracción secuencial del cadmio.....	121
Figura 98. Biodisponibilidad del cadmio.....	121
Figura 99. Extracción secuencial del cobre.....	122

Figura 100. Biodisponibilidad del cobre.....	122
Figura 101. Extracción secuencial del cromo.....	123
Figura 102. Biodisponibilidad del cromo.....	123
Figura 103. Extracción secuencial del níquel.....	124
Figura 104. Biodisponibilidad del níquel.....	124
Figura 105. Extracción secuencial del plomo.....	125
Figura 106. Biodisponibilidad del plomo.....	125
Figura 107. Extracción secuencial del zinc.....	126
Figura 108. Biodisponibilidad del zinc.....	126
Figura 109. Análisis <i>cluster</i> de fases biodisponibles en suelos.....	128
Figura 110. Dispersión del arsénico en suelos superficiales.....	132
Figura 111. Dispersión del cadmio en suelos superficiales	133
Figura 112. Dispersión del plomo en suelos superficiales	134
Figura 113. Dispersión del cobre en suelos superficiales	135
Figura 114. Dispersión del zinc en suelos superficiales	136
Figura 115. Biodisponibilidad de arsénico en suelos superficiales..	138
Figura 116. Biodisponibilidad de cadmio en suelos superficiales....	139
Figura 117. Biodisponibilidad de plomo en suelos superficiales.....	140
Figura 118. Biodisponibilidad de cobre en suelos superficiales.....	141
Figura 119. Biodisponibilidad de zinc en suelos superficiales.....	142

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo “Determinar el impacto de los metales pesados del río Mantaro en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja - Huancayo, Junín 2020”, a partir del conocimiento que las referidas aguas discurren desde el norte, teniendo a su paso la Refinería de La Oroya, donde se ubican pasivos ambientales mineros que impactan negativamente en el ecosistema. Asimismo, considerando que estas aguas contienen metales pesados, las mismas que son utilizadas para riego de cultivos de la zona adyacente a la cuenca del Mantaro en el sector en mención, asimismo resulta necesario conocer cómo se distribuyen estos metales pesados en el lugar del estudio.

Para tales efectos, se realizó un muestreo por conveniencia de 30 muestras de agua, así como un muestreo sistemático alineado de 283 muestras de suelo. Las muestras de agua corresponden al río Mantaro, a sus afluentes y canales que discurren por el área investigada. Se tomó información de campo referida a los parámetros fisicoquímicos del agua y suelo, siendo los métodos analíticos aplicados ICP-AES e ICP-MS, respectivamente para los 54 elementos químicos estudiados, incluyéndose los metales pesados.

A partir de la identificación de los suelos más impactados negativamente por plomo, se realizó un análisis de extracción secuencial a 25 muestras, aplicándose el método BCR1, con la finalidad de determinar las fases biodisponibles de los metales pesados evaluados.

Con los datos resultantes, se realizó el procesamiento estadístico para determinar la relación existente en cuanto al contenido de metales pesados tanto en el agua como en el suelo.

A partir de la estadística multivariial, se determinó la relación directa de los contenidos de metales pesados (As, Cd, Pb, Zn, Cu), en agua y suelo, identificando los lugares en los que el impacto negativo fue de mayor dimensión, como el caso de las localidades de Muqui y Muquiyauyo.

Además, se identificó las fases biodisponibles de As, Pb, Cu, Cd y Zn que superaron los estándares de calidad ambiental para suelos de uso agrícola, lo que expresa el real impacto negativo en estos, con la consecuente afectación al ciclo biótico.

En ese sentido, se recomienda desarrollar investigaciones respecto al impacto causado a los productos agrícolas que se generan en el ámbito de estudio, enfatizándose en la inocuidad, en razón que son comercializados y consumidos tanto en Huancayo como en Lima Metropolitana, pudiendo afectar la salud de la población.

ABSTRACT

The objective of this research was to determine the impact of heavy metals from the Mantaro River on the aptitude of agricultural soils in the Jauja - Huancayo sector, Junín 2020, based on the knowledge that these waters flow from the north, with the Refinery in its path of La Oroya, where mining environmental liabilities are located that negatively impact the ecosystem. Likewise, considering that these waters contain heavy metals, the same ones that are used for irrigation of crops in the area adjacent to the Mantaro basin in the sector in question, it is necessary to know how these heavy metals are distributed in the study place.

For such purposes, a convenience sampling of 30 water samples was carried out, as well as a systematic aligned sampling of 283 soil samples. The water samples correspond to the Mantaro River, its tributaries and channels that run through the investigated area. Field information was taken regarding the physicochemical parameters of water and soil, with the analytical methods applied ICP-AES and ICP-MS, respectively for the 54 chemical elements studied, including heavy metals.

Starting from the identification of the soils most negatively impacted by lead, a sequential extraction analysis was performed on 25 samples, applying the BCR1 method, in order to determine the bioavailable phases of the heavy metals evaluated.

With the resulting data, statistical processing was carried out to determine the existing relationship regarding the content of heavy metals both in the water and in the soil.

From the multivariial statistics, the direct relationship of the heavy metal contents (As, Cd, Pb, Zn, Cu), in water and soil, was determined, identifying the places

where the negative impact was of greater dimension, such as the case of the towns of Muqui and Muquiyauyo.

In addition, the bioavailable phases of As, Pb, Cu, Cd and Zn were identified that exceeded the environmental quality standards for soils for agricultural use, which expresses the real negative impact on these, with the consequent impact on the biotic cycle.

In this sense, it is recommended to carry out research regarding the impact caused to agricultural products that are generated in the scope of study, emphasizing safety, since they are commercialized and consumed both in Huancayo and in Metropolitan Lima, and may affect the health of the population.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Situación problemática

A pesar de que en la actualidad se cuenta con una legislación nacional relativa a los daños derivados de actividades que resultan peligrosas para el medio ambiente, las leyes adoptadas difieren sustancialmente en sus ámbitos de aplicación, sin cubrir o considerar todos los daños provocados por actividades cuyo carácter peligroso para el medio ambiente es bien conocido.

Teniendo en cuenta que la actividad industrial, al liberar contaminantes a los distintos medios, produce una apreciable afectación del ambiente, se precisa de una eficiente gestión ambiental. (Massolo, Laura, 2015)

En cuanto a los efluentes derivados de la actividad minera, estos contienen contaminantes químicos que pueden causar cambios irreversibles en la fase sólida del suelo-subsuelo (Berkowitz, Dror, & Yaron, 2014).

Por otro lado, ante la escasez de agua, hay un aumento de la salinidad y contaminación de esta, así como de suelos y a pesar que estos factores garantizan la seguridad alimentaria, no se adoptan medidas para revertir dicha situación, la misma que se torna más preocupante si consideramos al valle del Mantaro como una de las más importantes fuentes de aprovisionamiento de alimentos para las ciudades de Lima y Huancayo.

De acuerdo a la FAO (2011), el incremento de la población mundial, implicará un aumento de la demanda mundial de producción agrícola de al menos 70%. En la actualidad, en el Perú son escasos los pasivos ambientales que han sido remediados; aun así, la atención que merecen estos pasivos no es oportuna ni eficiente, con el consiguiente efecto negativo en el ambiente.

Por otro lado, considerando al nuestro como un país minero, la actividad minera antigua no ha reparado en el riesgo ambiental que significaba el disponer sobre los ríos, lagunas o cualquier otro medio natural, los relaves,

desmontes, labores u otros residuos resultantes de la misma, por lo que la mayoría de estos pasivos ambientales no han sido remediados por el Estado, a pesar que el inventario efectuado por el Ministerio de Energía y Minas (2020) refiere casi 8,000 pasivos ambientales mineros, constituyéndose estos en fuentes generadoras de dispersión de metales pesados y aguas ácidas, con el consecuente impacto negativo en los suelos circundantes y consecuentemente en la biota, por lo que se hace necesario realizar una caracterización química y mineralógica de los metales pesados tanto en los niveles superficiales como profundos, teniendo en cuenta la movilidad de los metales pesados que pueden estar presentes en la zona mineralizada explotada.

Se han hecho muchas investigaciones, aunque algunas están referidas al suelo, al agua o a los sedimentos, como es el caso de lo elaborado por Duarte (2013) en Hidalgo, México o por López (2011) respecto a suelos afectados por actividades mineras en Río Tinto (España); con respecto al río Mantaro, Arce (2017) investigó sobre su contaminación en la localidad de La Oroya; lo que nos sirve para establecer lo que sucede aguas abajo, en el valle del referido río.

1.2 Formulación del problema

1.2.1 Problema General

¿Cuál será el impacto de los metales pesados del río Mantaro en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja -Huancayo, Junín 2020?

1.2.2 Problemas Específicos

- ¿Cuáles serán las características físicas de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro?
- ¿Cuáles serán las características químicas de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro?

- ¿Cuáles serán las características biológicas de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro?
- ¿Cómo será la concentración de los metales pesados en los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro?
- ¿Cómo será la biodisponibilidad de los metales pesados en los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro?
- ¿Cuáles serán las asociaciones geoquímicas de los metales pesados en los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro?

1.3 Justificación de la investigación

La investigación propuesta está dirigida a cubrir una necesidad, cual es la de evaluar el impacto ocasionado por la actividad minera pasada, en suelos, a partir de la dispersión de metales pesados en el agua.

Teniendo en cuenta que el manejo sostenible de los recursos de suelos con aptitud agrícola requiere de políticas correctas y una planificación basada en el conocimiento de estos recursos, así como de las interacciones entre los suelos y el uso de los mismos, se colige la importancia de investigar qué metales pesados pueden estar ocasionando un efecto negativo en los vegetales cultivados en el valle del Mantaro.

Dado que los metales pesados presentan un significativo contenido en los pasivos ambientales mineros, es necesario investigar el grado de movilidad de estos a través del suelo, así como establecer la forma en que la dispersión de los distintos metales se efectúa a profundidad.

Es importante señalar que se cuenta con la Ley General del Ambiente, Ley N° 28611 (MINAM, 2005), que en tres de sus artículos establece la importancia de investigar y tomar medidas referidas a una óptima calidad del medio ambiente, como son los artículos N° 91, 113.1 y 123.

Con la investigación se pretende evaluar el impacto negativo que ejerce la presencia de metales pesados presentes en el río Mantaro, así como en los suelos comprendidos en el sector Jauja-Huancayo, en el departamento de Junín- Perú, habida cuenta que aguas arriba, en el sector minero de La Oroya,

se disponen pasivos ambientales mineros que afectan tanto los suelos como las aguas de dicha localidad. Asimismo, al determinar las fases biodisponibles, conoceremos el real impacto negativo de los metales pesados en la biota.

Los resultados de la investigación permitirán identificar áreas que puedan estar impactadas negativamente en lo que se refiere a la presencia de metales pesados en el suelo y de esta manera, las poblaciones involucradas tengan información relevante para la toma de decisiones a efectos de tener un ambiente que brinde mejores condiciones de vida.

1.4 Objetivos de la investigación

1.4.1 *Objetivo General*

Determinar el impacto de los metales pesados del río Mantaro en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja - Huancayo, Junín 2020.

1.4.2 *Objetivos Específicos*

- Determinar las características físicas de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro.
- Determinar las características químicas de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro.
- Determinar las características biológicas de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por las aguas del río Mantaro.
- Definir la concentración de los metales pesados en los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por las aguas del río Mantaro.
- Definir la biodisponibilidad de los metales pesados en suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por el río Mantaro.
- Identificar las asociaciones geoquímicas de los metales pesados en suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo, regados por las aguas del río Mantaro.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes de la Investigación

- Antecedentes internacionales

✓ Mileusnić, y otros, (2014), con su investigación **Assessment of agricultural soil contamination by potentially toxic metals dispersed from improperly disposed tailings, Kombat mine, Namibia**, estudiaron la zona donde se emplaza la presa de relaves de Kombat, rodeada de tierras agrícolas, que ha estado expuesta a la erosión hídrica y eólica durante un largo período de tiempo. Los objetivos de esta investigación fueron: (1) caracterizar los relaves y los suelos agrícolas circundantes con respecto a la composición de minerales y oligoelementos; (2) determinar el grado de contaminación del suelo utilizando indicadores de contaminación del suelo; (3) evaluar el riesgo ambiental del suelo agrícola contaminado; y (4) identificar el tipo dominante (mecánico y / o químico) y el agente dominante (agua y / o viento) de la dispersión de metal de los relaves.

Para tal efecto se aplicó el método de extracción secuencial para determinar los mecanismos de unión involucrados en la retención de metales en relaves y suelos circundantes, que indican la biodisponibilidad de metales traza, la amenaza a la contaminación del agua subterránea, así como el tipo dominante de dispersión.

Entre los siete elementos analizados, el Cu y el Pb muestran concentraciones significativamente altas en los relaves, especialmente en la estación seca (hasta 9086 ppm y 5589 ppm, respectivamente). Como consecuencia, los suelos cultivables adyacentes tienen altas concentraciones de Cu y Pb (hasta 150 ppm y 164 ppm, respectivamente). Los factores de enriquecimiento para el Pb y el Cu revelan una contaminación severa, mientras que los índices de geoacumulación revelan una contaminación moderada a fuerte por ambos elementos; el índice de contaminación combinado señala una alta contaminación. La fase de unión principal para Cu y Pb es la fracción reducible

(óxidos, hidróxidos, oxihidróxidos); distribuciones de metales similares en las fracciones de extracción secuencial de relaves y suelos apoyan la suposición de que el viento y el agua dispersan los relaves predominantemente por transporte mecánico al suelo agrícola circundante. Aunque los suelos agrícolas están contaminados con Pb y Cu, estos metales están relativamente unidos a los suelos y tienen un riesgo medio para su movilización después del Código de Evaluación de Riesgos (hasta 20% para Cu y hasta 36% para Pb). Aunque se recomienda la rehabilitación de la presa de relaves, así como la limitación del uso de ciertos cultivos en tierras agrícolas contaminadas.

✓ Otones (2014) desarrolló la investigación “**Diagnóstico ambiental de suelos contaminados por actividades mineras y evaluación de técnicas de estabilización para su recuperación**”, para lo cual realizó la caracterización de suelos afectados por actividad mineras antigua en las localidades de Castilla y León y Extremadura y, en particular, las referidas a wolframio con arsenopirita, estibina y galena, fuentes de los elementos nocivos para la salud As, Sb y Pb, respectivamente. Este diagnóstico consistió en determinar la distribución de los elementos tóxicos tanto a nivel horizontal como vertical, identificando no solamente el contenido total sino también el movilizable.

Los resultados muestran el impacto negativo en las diferentes áreas investigadas, donde los elementos estudiados tienen concentraciones superiores a los niveles críticos, de manera tal que en la capa superior de los suelos las concentraciones totales de As alcanzan valores entre 70 y 5330 ppm, las de Sb varían entre 14 y 3190 ppm, en las áreas afectadas por la explotación de depósitos de estibina (San Antonio y Clara) y las de Pb varían entre 755 y 10660 ppm en el área impactada por un depósito minado de galena (Clara).

Asimismo, se evidencia que la concentración de los elementos estudiados disminuye con la profundidad. Aun cuando la fase móvil es de alrededor 2.5%, los valores de estos son significativos; estos niveles solubles están relacionados a una alta dispersión, por lo que se requiere la adopción de medidas para su control y mitigación. La mayor proporción de los elementos

tóxicos corresponde a la fase residual, que en el caso del Sb significa un 84%, en el As va de 30 a 95% y en Pb es de 18 a 46%; en cuanto a la fracción reducible, va de 2 a 65% (As) y de 15 a 71% (Pb), lo que significa un riesgo ambiental toda vez que puede haber movilización adicional ante cambios ambientales, hacia condiciones reductoras.

Los resultados muestran además la tolerancia de la vegetación al As y al Pb.

✓ Parra (2013), con la investigación **“Determinación del origen y mecanismo de contaminación por metales y metaloides en los suelos del valle de Puchuncaví (Chile)”**, se propuso investigar la contaminación por metales y metaloides en los suelos del referido valle, para lo cual se analizaron muestras de suelo recolectadas entre los años 2007 y 2009 en cinco localidades.

Los resultados muestran un incremento en Ca, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb y Pb, que corresponden a material fino procedente de la Fundición de Cobre. Asimismo, se evidencia la predominancia de aluminosilicatos en el Valle de Puchuncaví, así como productos de la oxidación de minerales sulfurados. Se llegó a identificar las fuentes principales, tanto naturales como antropogénicas, caracterizando y cuantificando la contribución de cada una de ellas a los niveles de contaminación del suelo.

Este estudio resalta que los elementos contaminantes están relacionados principalmente a la presencia de la Fundición de Cobre, constituyendo el factor antropogénico, que incluye los metales pesados y que explica el 25% de la contribución de la masa total, en tanto que los restantes elementos traza y mayores constituyen el 75% restante, conformando el denominado factor cortical.

✓ Sarria (2013), con su investigación **“Evaluación del comportamiento de arsénico, cobre, plomo y zinc en suelos afectados por el vertido de la mina de Aznalcóllar (Sevilla, España)”**, aborda la problemática persistente en los suelos, seis años después de aplicadas las medidas de remediación.

Para tal efecto, se efectuó un muestreo en tres tipos de suelo:

- contaminado (SC),
- remediado (SR) y
- no contaminado (SNC, no afectado por el vertido),

En ese sentido, se determinó el contenido de metales pesados totales y biodisponibles, realizándose además bioensayos con *Vibrio fischeri* y *Lactuca sativa*, a efectos de evaluar la toxicidad ocasionada por los metales pesados en la fase soluble.

Tanto el suelo remediado como el no contaminado presentan propiedades similares, sin llegar a superar el nivel crítico establecido para parques naturales y zonas forestales, excepto en los contenidos de Cu y Zn en la fase soluble, que superan los límites normados.

Finalmente, la autora recomienda continuar con la evaluación periódica a efectos de monitorear la dispersión potencial de la toxicidad detectada en los suelos recuperados, para así tomar las acciones pertinentes para la recuperación de los suelos afectados.

✓ Khalil y otros (2013) desarrollaron la investigación “**Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: Pre-work of geochemical process modeling with numerical models**”, con el objetivo de evaluar la contaminación del suelo por elementos tóxicos de la mina abandonada Kettara, siendo las lluvias uno de los factores climáticos que producen la dispersión de metales en áreas semiáridas, ya que los suelos poseen escasa vegetación.

La magnitud de la contaminación ha sido evaluada a través de análisis geoquímicos y el procesamiento geoestadístico de los datos. Los suelos y los desechos mineros se muestrearon y analizaron por 41 elementos (mayores, menores y traza). Basado en el factor de enriquecimiento, solo cinco elementos de interés (Cu, Pb, Zn, As y Fe) fueron utilizados en esta investigación. El background geoquímico se determinó con el análisis exploratorio de datos y se elaboraron mapas geoquímicos utilizando la geoestadística en el entorno del Sistema de Información Geográfica (SIG).

El autor destaca que las técnicas estadísticas aplicadas para procesar datos geoquímicos son muy útiles para identificar valores de fondo geoquímico, así como para discriminar entre concentraciones geogénicas y antropogénicas.

Por otro lado, el estudio muestra que los elementos contaminantes exceden los valores de fondo geoquímico establecidos, habiéndose dispersado aguas abajo de los desechos de la mina, a través de la lluvia.

✓ Lan (2008), con su investigación **“Mobilization of metals from mining wastes and the resuspension of contaminated sediments”**, consideró la necesidad de gestionar los desechos sólidos peligrosos, como los desechos mineros, así como de evaluar la calidad del agua y sedimentos, por lo que desarrolló una investigación para determinar la movilización de metales de dos fuentes de metal: desechos mineros de un sitio minero en Vietnam y sedimentos de un lago contaminado en Suecia; a efectos de probar la hipótesis de que la movilización de metales aumenta cuando las condiciones ambientales cambian, como es el caso de la exposición de desechos mineros a la intemperie oxidativa, cambio de condiciones redox en la interfaz agua-sedimento y resuspensión de sedimentos.

Entre los resultados más relevantes para la presente investigación, se puede mencionar:

- La exposición de los desechos mineros en condiciones de meteorización oxidativa puede causar la producción a largo plazo de ARD y la consiguiente movilidad de los metales.
- La oxidación / resuspensión de sedimentos es un proceso clave en la liberación de Cd, Cu y Zn en la solución.
- La oxidación / resuspensión puede liberar cantidades considerables de partículas y, por lo tanto, los metales asociados en el agua suprayacente.
- Los cambios concomitantes en el pH durante la oxidación / resuspensión del sedimento tienen efecto en la liberación de metales, tanto para los elementos sensibles al redox Fe y Mn como para el Cd, Cu y Zn.

- El cambio concomitante en el DOC durante la oxidación / resuspensión puede contribuir al aumento de la movilidad del metal.

✓ Concas y otros (2006), a través de su investigación “**Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site**”, evaluaron el impacto generado en las aguas superficiales, subterráneas, suelo y biota en la cuenca hidrológica del Piscinas (suroeste de Cerdeña, Italia), en un área de aproximadamente 50 km², por actividad minera pasada, la cual se evidencia por el drenaje ácido de mina, identificándose como principales fuentes de contaminación a los relaves almacenados en túneles mineros y abandonados a lo largo de los cauces fluviales.

Para tal efecto, se recolectaron muestras representativas de relaves, de sedimentos de corriente y de agua subterránea, las cuales fueron caracterizadas mineralógica y geoquímicamente; asimismo, se realizaron pruebas de lixiviación secuencial para evaluar la movilidad del metal.

Con los resultados obtenidos se llegó a determinar el efecto de los relaves sobre el agua, contribuyendo así a la predicción cualitativa de la evolución de la contaminación sobre la base de la movilidad del metal.

En dicho estudio, destacan las siguientes conclusiones:

- Los relaves de Laveria Sanna están profundamente cortados por el flujo de la corriente de Roia Cani. La interacción relaves-aguas provoca la dispersión de contaminantes a lo largo del curso de la corriente, tanto por disolución como por transporte de sólidos. El nivel de contaminación de algunos metales (es decir, Cd, Co, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) no cambió significativamente durante los últimos diez años. De acuerdo con los resultados de la prueba de lixiviación, que señalaron una liberación lenta pero continua de contaminantes, es posible esperar que la contaminación ambiental continúe durante un largo período de tiempo sin una actividad de remediación adecuada. La contaminación de la corriente de Roja Cani influye en la composición química de las aguas de la corriente de Piscinas, lo que muestra una disminución de la calidad aguas abajo de la confluencia.

- Aguas abajo de la confluencia con la corriente de Piscinas, las aguas muestran un aumento drástico de la concentración de metales pesados. Esta

contribución es definitivamente más alta que la que se debe al flujo de Roja Cani.

✓ Puga y otros (2006), con su investigación **“Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera”**, tuvieron como objetivo evaluar la contaminación del suelo por As, Cd, Pb y Zn, en la localidad de San Francisco del Oro, Chihuahua, México, cercana a la relavera, donde se emplazan desechos mineros desde el año 1600, impactando negativamente en el ambiente.

Fueron recolectadas 30 muestras de suelo a tres profundidades: 0-40, 40-60 y 60-80 cm, en 10 lugares, con una separación de 300 m. La concentración de metales se evaluó utilizando la técnica ICP, las muestras con pequeñas concentraciones se determinaron mediante absorción atómica. El análisis estadístico consistió en la elaboración de modelos de regresión.

Los resultados evidencian que el As, Cd, Pb y Zn están más concentrados en dos lugares cercanos a la presa de relaves, donde el As, Pb y Zn, se concentran más en profundidad que en superficie, en tanto que el Cd se comporta de manera inversa; asimismo, el Zn se encontró en niveles muy altos en toda el área, lo que deviene en muy riesgoso para las plantas.

- Antecedentes nacionales

✓ Munive (2018), con su investigación experimental **“Contaminación con metales pesados en el valle del Mantaro mediante compost de stevia y fitorremediación”**, se encarga de reducir la problemática de contaminación de los suelos del centro del Perú, aplicando compost y vermicompost de Stevia, utilizando además como plantas fitorremediadoras, como son el maíz y girasol.

Para dicho experimento se utilizó muestras de suelo de las localidades Mantaro y Muqui, cuyos niveles de Cd y Pb exceden al ECA de suelos - Perú.

Se evidencia que suelos con mayores niveles de Cd y Pb, presentan menor rendimiento de los componentes de maíz y girasol. La planta de maíz acumula un 80% de Pb y un 91% de Cd en las raíces, mientras que la de girasol acumula 55% de Pb y 40% de Cd en las raíces.

Entre las principales conclusiones, se tiene:

- En las raíces de las plantas de maíz y girasol se acumula la mayor cantidad de Cd y Pb respecto a las hojas y tallos.
- Al ser una técnica de largo plazo, la fitorremediación no es aplicable en zonas fuertemente impactadas, como lo que sucede en la localidad de Muqui.

✓ Con la investigación **“Suelos contaminados con plomo en la ciudad de La Oroya - Junín y su impacto en la calidad del agua del río Mantaro”**, Arce (2017), aborda la problemática de la contaminación generada por la presencia de las actividades de la Refinería La Oroya que, entre otros metales, afecta con plomo la calidad del aire y suelos, por 90 años.

El número total de muestras de suelo que se utilizó fue de 30, las que corresponden a la zona denominada “La Oroya Antigua”. Cada muestra recolectada tuvo un peso de 1Kg, de acuerdo a lo recomendado por la guía de muestreo de suelos del Ministerio del Ambiente (MINAM). Asimismo, fueron recolectadas tres muestras de agua del río Mantaro.

El muestreo de suelos fue llevado tanto en periodo seco como en lluvioso; es durante este último que se procedió a recolectar las muestras de agua.

Los resultados de la investigación corroboran el impacto en los suelos de La Oroya, llegando a sobrepasar los 1200 ppm, muy por encima de los estándares de calidad; asimismo, el contenido de Pb en el agua del río Mantaro sobrepasa los 0.05 mg Pb/L (Estándar de Calidad de agua para riego y bebida de animales), en épocas de lluvias, aun cuando alcanza valores <0.01mg/L en época de estiaje, demostrándose dicho impacto en el agua, detonado por las lluvia; en época de estiaje, el contenido de Pb en el río es inferior a 0.01 mg/L.

En consecuencia, se evidencia la necesidad de una remediación de suelos de manera tal que pueda ser minimizada la afectación a las aguas del río Mantaro.

✓ Huaranga y otros (2012), con la investigación **“Contaminación por metales pesados en la Cuenca del Río Moche, 1980 – 2010, La Libertad – Perú”**, abordan la problemática debido al impacto por la presencia de relaves

mineros, aun cuando se toman medidas de mitigación ante la presencia de metales pesados en la cuenca del río Moche.

Para tal efecto, se recolectaron ocho muestras de agua y cuatro de suelos. En el agua, fuertes contenidos de As, Cd, Cu, Fe, Pb y Zn fueron identificados en la Cuenca Alta); mientras que en los suelos los mayores contenidos ocurrieron en la margen derecha de la Cuenca Baja, siendo los cultivos de yuca los más afectados, principalmente en Fe.

✓ Soto (2010), con su investigación denominada **“Gestión sustentable del recurso hídrico para la fundición del Complejo Metalúrgico de la Oroya”**, aborda la problemática de la disponibilidad, desperdicio y contaminación del agua, en el Complejo La Oroya, con el objetivo de reducir los flujos en las fuentes de captación en diez años; sustenta la investigación en la implementación de un proceso de recirculación de agua, utilizando agua fresca para fines de reposición por evaporación.

Entre los objetivos específicos que destacan, se tiene:

- Eliminar la captación del agua del Mantaro.
- Reducir el caudal de captación de la fuente del Río Tishgo.
- Disponer de suministro de agua en diferentes épocas del año.
- Reducir costos de mantenimiento y operación.
- Eliminar efluentes.
- Lograr mayor disponibilidad de agua.

Para tal efecto, se investigó las fuentes de agua, la geología, la climatología, la caracterización físico - química, además de la actualización de los balances de agua.

La investigación concluye con la reducción del caudal autorizado y captado, con lo que habrá una mayor disponibilidad de agua para uso poblacional, además del impacto positivo sobre el Mantaro, con la operación de la Planta de Aguas Industriales.

2.2 Bases teóricas

Aptitud del suelo

La FAO (2011), define la aptitud de la tierra para la agricultura como su capacidad para alcanzar los rendimientos potenciales en una serie de cultivos; teniendo en cuenta tres niveles, en función a su capacidad de producción: tierra excelente (80%), buena (40 a 80%) y no apta (< 40 %).

Asociación de los elementos en fases minerales en la superficie

Se tiene una clasificación de las fases minerales, de acuerdo a la abundancia de los minerales en la superficie (Bauer & Velde, 2014).

- Aluminosilicatos dominados por oxianiones con Si-O como componente principal. Estos minerales tienen una gran variedad de sustituciones de cationes como soluciones sólidas en diferentes estructuras cristalinas, con elementos mayores o menores.
- Fosfatos. Son estructuras moderadamente estables que involucran al oxianión P_4O_3 con baja solubilidad a valores de pH intermedios pero que se ven fuertemente afectados por las condiciones ácidas.
- Óxidos. Donde el oxígeno es el anión asociado con varios cationes. Estas fases generalmente están compuestas de iones moderadamente covalentes, que pueden cambiar el estado de oxidación con relativa facilidad. Los metales se oxidan del estado divalente prevalente en rocas de alta temperatura y luego forman fases de óxido estables que generalmente son muy insolubles. Los cationes metálicos que cambian el estado de oxidación solo en casos extremos (Cu, Ni, Zn, por ejemplo) tienden a disolverse en la solución acuosa, pero pueden fijarse temporalmente en superficies minerales y por lo tanto, son móviles, pero a menudo siguen minerales que son estables como los óxidos de hierro o manganeso.
- Carbonatos. Donde el oxianión es CO_3^{2-} acoplado a cationes divalentes (Ca, Mg, Fe en su mayor parte). Estos minerales son especiales en el sentido de que la fuente de carbono es esencialmente atmosférica y, por lo tanto, la incorporación a un carbonato es a través de concentraciones biológicas, ya sea animales que producen conchas o la descomposición del material vegetal

por bacterias, que libera CO₂ en los suelos. Este CO₂ puede combinarse con otros elementos presentes a través de una acción biológica adicional.

Barreras geoquímicas a la movilidad

En algunos casos, ciertos factores pueden ser efectivos en la movilidad de los metales, pero a la vez pueden implicar inmovilidad para otros; como principales factores se tiene al pH y al potencial redox. Así, cuando aguas oxidadas interactúan con condiciones reductoras, el Cu y Mo serán inmovilizados a un pH entre 3 y 8.5, pero el Cr, Se y V se comportarán como inmóviles a pH entre 6.5 y 8.5. Asimismo, aguas reducidas que contienen H₂S o interactúan con fluidos sulfurados, constituyen una barrera para la movilidad de muchos metales pesados en un ambiente reductor (p.ej. Cd, Pb, Hg). En presencia de H₂S, los metales exceden sus productos de solubilidad y precipitan como sulfuros. El proceso es más efectivo cuando el pH de las aguas está entre 3 y 6.5. Cuando las aguas reducidas interactúan con aguas oxidadas, los hidróxidos de Fe y Mn precipitarán en un amplio rango de pH (Siegel, 2002).

Contaminación de metales pesados

Los metales pesados se llaman así debido a sus densidades muy altas en comparación con otros metales comunes. Los metales pesados son motivo de preocupación debido a su toxicidad para los humanos y otros animales; sin embargo, otros elementos como por ejemplo, el arsénico semimetal (As = 5.7 g/cm³), también son tóxicos. Se puede argumentar que el término metales pesados debería ser más amplio para incluir la toxicidad del elemento. La toxicidad depende de la química de un elemento, el modo de contacto con el organismo huésped, la concentración del elemento y la bioquímica del organismo huésped. De hecho, algunas sustancias que son tóxicas a altas concentraciones pueden ser esenciales para la vida a bajas concentraciones. Todos los metales pesados se producen naturalmente, pero la actividad industrial puede aumentar notablemente sus concentraciones en aguas naturales. (Andrews, Brimblecombe, Jickells, Liss, & Reid, 2004)

Drenaje ácido de mina

Las aguas ácidas se generan por actividad minera presente o pasada, resultado de la oxidación, en la presencia de aire, agua y bacterias, de sulfuros, particularmente pirita, generándose ácido sulfúrico y óxidos de hierro. El ácido ataca otros minerales, produciendo soluciones que pueden llevar elementos tóxicos en el ambiente. Esta agua puede ocurrir en cualquier fase de la actividad minera, siendo emitida a través del sistema de desagüe de la mina, instalaciones de eliminación de relaves y residuos amontonados, produciendo un significativo impacto en el sistema fluvial y de tierras de cultivo (Evans, 1997).

Elementos metálicos en suelos

Se clasifican según el potencial iónico. Los cationes metálicos suelen encontrarse en soluciones acuosas como especies químicas solvatadas (Na), a hidrolizarse fácilmente (Al^3) o a ser encontrados como oxianiones (Cr^6). Si un elemento metálico tiene diferentes estados de valencia, puede clasificarse en diferentes clases: $\text{Cr}^3 + (\text{IP} = 49 \text{ nm}^{-1})$ se hidroliza, mientras que el Cr hexavalente forma una especie de oxianión en solución acuosa. La base física de esta clasificación puede entenderse en términos de repulsión de Culomb entre el catión metálico y una molécula de agua solvatante que se une a él en solución acuosa a través de interacciones ion-dipolo. Si el IP es bajo, también lo es el campo positivo de Coulomb que actúa y repele los protones en la molécula de agua de solvatación; pero, a medida que el IP se hace más grande, el campo repulsivo de Coulomb se vuelve lo suficientemente fuerte como para hacer que uno de los protones del agua se disocie, formando así un ion hidróxido. Si el IP es muy grande, el campo de Coulomb se vuelve lo suficientemente fuerte como para disociar ambos protones de agua, y en su lugar se forma un oxianión (Sposito, 2008).

Elementos potencialmente tóxicos de la polución

El envenenamiento potencial de los humanos por As, Cd, Pb y Hg son preocupaciones reales en la actualidad.

El As se ha acumulado en los suelos de los aerosoles utilizados para controlar insectos y malezas y para defoliar los cultivos antes de la cosecha. Aunque el As se acumula en los suelos y ha dañado los cultivos, no ha creado un peligro para los humanos o los animales.

El Cd también aparece en algunos lodos de aguas residuales. El uso de suelos para la eliminación de aguas residuales representa un peligro potencial. Despojos de minas pueden tener niveles tóxicos de Cd, pero los suelos agrícolas naturales no contienen niveles peligrosos de este.

En el suelo, el Pb se convierte en formas no disponibles para las plantas. Cualquier Pb que se absorbe tiende a permanecer en las raíces de las plantas y no se transporta a los brotes. Los suelos deben estar muy contaminados con Pb antes de que cantidades significativas se muevan hacia las copas de las plantas.

El Hg se descarga al aire y al agua por el uso en pesticidas y actividades industriales. Bajo condiciones de aireación deficiente, el mercurio inorgánico se convierte en metilmercurio, que es muy tóxico. Las plantas no absorben Hg fácilmente de suelos, sin embargo, los suelos no deben usarse para eliminar el Hg debido a la naturaleza altamente tóxica del metil mercurio.

El suelo se utiliza cada vez más para la eliminación de aguas residuales. La aplicación de altos niveles de metales pesados y su potencial absorción por las plantas representa una limitación importante en el uso de los suelos (Foth, 1990).

Especiación en la investigación de transporte de metales pesados en suelos

La definición de especiación de la IUPAC considera este término como el estado de distribución de un elemento entre sus posibles especies químicas diferentes en una muestra.

En la práctica, el término se usa ampliamente, especificando la transformación y/o la distribución de especies o la actividad analítica de identificar especies químicas y medir su distribución. Básicamente, hay dos tipos de especiación: especiación química y especiación física, siendo posible distinguir cuatro tipos

principales de análisis de especiación química. Uno puede encontrar otros tipos de especiación química como la especiación individual, cuya tarea es determinar todas las especies de un elemento en una muestra. La especiación quiral o citológica también se menciona en la literatura. Para la comprensión del fenómeno de sorción y migración de metales pesados en sistemas terrestres (suelo $\rightleftharpoons$ agua), la especiación física es muy importante. La especiación física tiene lugar cuando se deben determinar diferentes formas de la misma especie química en una muestra. También puede definirse operacionalmente como procedimiento de especiación y aplicarse principalmente a investigaciones de ciclos geo-bioquímicos de diferentes elementos en el medio ambiente. Para metales traza, puede implicar un proceso de fraccionamiento soluble y suspendido, identificación y cuantificación de diferentes formas presentes en el suelo después de una extracción o derivación única, secuencial o solvente.

Dado que el comportamiento de los elementos en los sistemas de agua del suelo depende en gran medida de sus formas existentes, por lo tanto, la determinación de trazas de metales en los suelos se logra mediante la aplicación de técnicas de extracción y derivatización simples o secuenciales. La extracción implica someter una matriz sólida a ataques sucesivos por reactivos de diferentes propiedades químicas (acidez, potencial redox, complejación), con cada extracto que representa una fracción del elemento traza asociado con la muestra.

Existe un esquema de extracción secuencial bien documentado con cinco pasos en los que los metales pesados se distribuyen entre diferentes formas, a saber;

- fracción intercambiable (metal sorbido),
- fracción de carbonatos,
- sustratos reducibles,
- sustratos oxidables, y
- fracción residual (metales unidos a "enrejado" mineral).

En general, actualmente hay muchos extractantes en aplicación, pero la elección depende en gran medida de la naturaleza del metal (por ejemplo, los

metales "duros" se extraen mejor con solventes que contienen oxígeno, mientras que los metales "blandos" se extraen mejor con solventes que contienen azufre o fósforo).

Se ha informado de una gran cantidad de reactivos diferentes que pueden extraer casi todos o parte de los metales que se encuentran comúnmente en los suelos, a saber, H_2O , $NaNO_3$, NH_4NO_3 , KNO_3 , $CaCl_2$, CH_3COONH_4 , EDTA y CH_3COOH .

Por lo tanto, el uso de extracción secuencial en conexión con la especiación física se puede utilizar para definir fracciones metálicas solubles en metal biodisponibles, ambas fracciones metálicas en los suelos pueden proporcionar una buena indicación de la posible extensión de la contaminación del agua subterránea por lixiviación de metales.

Para las matrices de suelo, la extracción en fase sólida (SPE) se ha informado para estudios de especiación de metales, estaño, selenio y arsénico (los dos últimos para especiación redox). El parámetro principal en la elección de la fase de adsorción más adecuada es la capacidad de adsorción, pero otros parámetros, como el caudal de muestra y el avance, también son importantes (Dube, Zbytniewski, Kowalkowski, Cukrowska, & Buszewski, 2001)

Materiales presentes en el transporte de aguas

El proceso de alteración de las rocas produce diversos componentes químicos en la interfaz atmósfera-roca, los cuales están presentes en el transporte de agua:

- Elementos disueltos que generalmente están en forma iónica,
- Minerales de arcilla de silicato cuyo origen está en la transformación de minerales de roca en nuevas fases sólidas que contienen iones de hidrógeno,
- Óxidos y oxihidróxidos,
- Materia orgánica que puede aparecer en unidades muy pequeñas, casi moleculares, como material coloidal y

- Minerales no alterados y de alta temperatura, como el cuarzo.

La última categoría está representada por una cierta cantidad de granos minerales de varios tamaños que provienen de las rocas llevadas a la superficie y que no están significativamente alteradas químicamente o poco transformadas en la superficie (Bauer & Velde, 2014).

Componentes minerales del suelo

- Sólidos iónicos. Los elementos químicos que componen los minerales del suelo ocurren típicamente como especies iónicas con una configuración electrónica que es única y estable, independientemente de los otros iones que puedan ocurrir en una estructura mineral. Sin embargo, la interacción atractiva entre un ion y otro de carga opuesta es lo suficientemente fuerte como para formar un enlace químico, denominado enlace iónico. Los enlaces iónicos difieren de los enlaces covalentes, que implican una distorsión significativa de las configuraciones electrónicas (orbitales) de los átomos de enlace que resulta en el intercambio de electrones. El intercambio de electrones mezcla los orbitales electrónicos de los átomos, por lo que no es posible asignar a cada átomo una configuración única que sea la misma, independientemente del sitio con el que se haya formado el enlace covalente. Esta pérdida de identidad electrónica conduce a una fusión más coherente de los orbitales que hace que los enlaces covalentes sean más fuertes que los enlaces iónicos.

- Minerales de arcilla. Los minerales arcillosos son aluminosilicatos de tipo capa que predominan en las fracciones arcillosas de los suelos en las etapas intermedias y avanzadas de la meteorización. Estos minerales, como las micas, son emparejados de estructuras de lámina tetraédrica y octaédrica; esta se produce a través de los iones de oxígeno apicales en la lámina tetraédrica y produce una distorsión de la disposición del anión en la estructura de capa final formada. La distorsión ocurre principalmente porque los iones de oxígeno apicales en la lámina tetraédrica no pueden ajustarse a las esquinas del octaedro para formar una capa mientras se preserva el patrón hexagonal ideal del tetraedro. Para fusionar las dos láminas, los pares de tetraedros adyacentes deben rotar y perturbar la simetría de las cavidades en el plano basal de la lámina tetraédrica, alterándolas de hexagonal a ditrigonal.

- Oxidos, Oxidróxidos e Hidróxidos. Debido a su gran abundancia en la litósfera, el aluminio, el hierro, el manganeso y el titanio forman los minerales importantes de óxido, oxihidróxido e hidróxido en los suelos. Representan la mineralogía del clímax de los suelos.

- Carbonatos y Sulfatos Los minerales de carbonato importantes en los suelos incluyen calcita (CaCO_3), dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], nahcolita (NaHCO_3), trona [$\text{Na}_3\text{H}(\text{CO}_3)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$] y refrescos ($\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$). La calcita puede ser, y la dolomita a menudo parece ser un mineral primario en los suelos. La calcita secundaria que precipita de las soluciones del suelo enriquecidas en Mg soluble coprecipita con MgCO_3 para formar calcita de magnesio, $\text{Ca}_{1-y}\text{Mg}_y\text{CO}_3$, con el coeficiente estequiométrico y típicamente muy por debajo de 0,10. Este modo de formación explica gran parte del carbonato de Mg secundario que se encuentra en los suelos de zonas áridas. Al igual que los óxidos e hidróxidos metálicos secundarios, los carbonatos secundarios de Ca/Mg pueden aparecer como recubrimientos en otros minerales, en nódulos o capas endurecidas, y como partículas de arcilla o limo. Son depósitos importantes de C inorgánico en Aridisoles y Mollisoles (Sposito, 2008).

Movilidad de elementos en el ambiente superficial

El ambiente físico y químico de la superficie terrestre difiere del que prevalece a profundidad. Los minerales que son estables bajo condiciones de profundidad se descomponen en un nuevo ambiente, formándose una nueva clase de materiales estables.

La movilidad, o la facilidad y velocidad con que se mueve el material, están en función a diversos factores. El efecto neto de todos estos factores que actúan a la vez no se puede calcular de forma cuantitativa, por lo que se suelen hacer estimaciones empíricas de la movilidad relativa de los elementos importantes en el entorno superficial (Hawkes, 1957)

Movilidad de metales pesados

Estos metales pueden ser llevados a un ambiente en concentraciones significativamente más altas que los niveles normales en formas especiadas. Si estas son biodisponibles, serán tóxicas a las formas de vida si se

bioacumulan en un período de tiempo; cuando se cumple este escenario, los metales representan una amenaza para los enlaces básicos en una red alimentaria del ecosistema, así como para los nichos ambientales y el ecosistema que comprenden.

Factores tales como el pH, potencial redox y la temperatura, mayormente combinados y frecuentemente inducidos por procesos bacterianos, afectan la solubilidad, movilización y precipitación/deposición de metales potencialmente tóxicos. Estos y otros factores en reacciones complejas determinan las formas químicas (especies metálicas) que son introducidas a un ambiente. Ellos también influyen los cambios en las especies metálicas que pueden tomar lugar una vez que el equilibrio es establecido durante la interacción con el ambiente. Otros parámetros importantes que influyen en la movilidad en un ambiente incluyen la homogeneidad textural del suelo/sedimento (p.ej. tamaño de grano), la composición de la matriz (pej. mineralogía, contenido de materia orgánica), interacción del fluido o partícula con las aguas intersticiales o sobreyacentes y actividad orgánica. Estos factores pueden variar significativamente de un ambiente a otro e incluso entre nichos en un ecosistema (Siegel, 2002).

Parámetros que controlan la movilidad de los metales pesados

Factores tales como, el potencial de redox y la temperatura por sí mismos, pero principalmente en combinación, afectan la solubilidad, movilización y precipitación/deposición de metales tóxicos potencialmente. Estos y otros factores en las reacciones complejas determinan las formas químicas que se introducen en un entorno. También influyen los cambios de las especies de metales que pueden ocurrir una vez que se establece el equilibrio durante la interacción con el medio ambiente. Otros parámetros importantes que afectan la movilidad de metales pesados en un entorno incluyen heterogeneidad de textura del suelo/sedimento (por ejemplo, tamaño de grano), composición de la matriz del suelo /sedimento (p.ej. mineralogía, contenido de materia orgánica), interacción de fluidos o partículas con aguas intersticiales o suprayacentes, y actividad del organismo (Siegel, 2002).

Patrones de dispersión

Producto del movimiento de los materiales terrestres desde un ambiente químico a otro, cada elemento se distribuye en patrones que reflejan la abundancia del elemento en el material y el característico equilibrio químico del medio local. Pueden ser clasificados como primarios o secundarios, dependiendo si fueron formados a profundidad por procesos ígneos, metamórficos o en la superficie, respectivamente, por agentes de meteorización y erosión (Hawkes, 1957).

Potencial redox

El potencial redox es una medida cuantitativa de la capacidad de una sustancia o un sistema biogeoquímico para recibir o donar electrones. En estudios ambientales, generalmente se usa para caracterizar la capacidad reductora u oxidante de un sistema, típicamente en un ambiente anóxico o cercano a anóxico como, por ejemplo, los sedimentos superficiales de sistemas de agua dulce, marinos o estuarinos. Aquí, se encuentra un gradiente pronunciado en potencial redox alrededor de la interfaz sedimento-agua debido al consumo de oxígeno y otros aceptores de electrones cuando el material orgánico se descompone y el suministro de oxígeno desde la columna de agua es limitado. El potencial redox ofrece una descripción general de muchas reacciones redox y puede verse como una medida de la capacidad global de reducción u oxidación de un sistema.

El potencial redox se mide en milivoltios (mV) y se define en relación con un electrodo de hidrógeno estándar, generalmente conocido como Eh. El electrodo estándar recibe arbitrariamente un potencial de 0 mV. Todos los sistemas que donan electrones al electrodo de hidrógeno tienen un potencial negativo y todos los sistemas que absorben electrones de un electrodo de hidrógeno tienen un potencial redox positivo. Un potencial redox bajo y negativo indica un entorno fuertemente reductor, como el que se encuentra en los sedimentos anóxicos, mientras que un potencial redox alto y positivo es

indicativo de condiciones óxicas como las que se encuentran en el agua saturada de oxígeno.

El potencial redox está influenciado por el pH de la solución en la que se mide. Por lo tanto, el potencial redox a menudo se corrige a pH 7 agregando 58 mV por cada unidad de pH por encima de 7 y restando 58 mV por cada unidad de pH por debajo de 7. El potencial redox también depende marginalmente de la temperatura, pero disminuye solo en 60 mV desde 0 a 30 C (Søndergaard, 2009).

Procesos de alteración: oxidación, hidratación, y disolución

La meteorización es la descomposición y alteración de la masa rocosa expuesta a los agentes sub-aéreos, en productos que están más en equilibrio con las condiciones que se encuentran en este entorno. La interacción del aire y el agua con las rocas se llama alteración, que es un término usado para designar el enfoque del equilibrio químico alcanzado en la superficie de la tierra. Destacan dos procesos: oxidación e hidratación de los minerales de alta temperatura; estos a menudo están menos hidratados que las fases superficiales y contienen menos iones de agua o hidrógeno que los estables en la superficie. Los elementos metálicos, los de estado de oxidación variable, están en un estado más o menos reducido. El hierro, por ejemplo, está en el estado metálico en el núcleo de la tierra, en el estado divalente de oxidación en la mayoría de los minerales en la corteza terrestre, y se vuelve trivalente, ya que los minerales de roca que lo contienen se encuentran en la superficie. En su mayor parte, el hierro se encuentra en estado trivalente en minerales superficiales.

La hidratación de minerales a alta temperatura significa que hay una introducción de iones de hidrógeno en la estructura de las fases superficiales, y ocasionalmente se encuentran moléculas de agua presentes. El cambio en el estado de oxidación de los iones metálicos y la introducción de hidrógeno en nuevos minerales son los factores clave para comprender la alteración. Un tercer proceso es igualmente importante y se traduce en la disolución de minerales en la fase acuosa y su transporte al mar.

Así, los tres procesos que permiten alcanzar el equilibrio químico-mineral en un ambiente acuoso en contacto con el aire son la oxidación, la hidratación y la disolución (Bauer & Velde, 2014).

Transporte por el agua de material disuelto y suspendido

La transformación química de los minerales, donde los minerales formados a alta temperatura se vuelven fuera del equilibrio químico con las condiciones químicas de la superficie, está dominada por una abundancia de agua. La transformación de minerales de roca en fases más estables se logra mediante la interacción del agua con rocas en una atmósfera oxidante que promueve la recristalización de los minerales y al mismo tiempo elimina algunos de los elementos presentes en los sólidos. En general, este proceso se acompaña de la incorporación de hidrógeno o moléculas de agua en las nuevas fases minerales. La interacción química superficial es esencialmente de hidratación. Los materiales se disuelven de manera integral o incongruente, formando minerales de alteración "residuales". Más importante aún, los nuevos minerales formados son de dimensiones más pequeñas que las originadas a alta temperatura. Este cambio de tamaño permite que los nuevos minerales sean transportados más fácilmente al mover el agua hacia niveles geográficos más bajos y eventualmente al mar. Por supuesto, se mueven componentes más grandes de roca, así como partículas de granos minerales (arena y limo). Cuanto más grande sea la partícula, más rápido se depositará en la trayectoria del agua que la transporta hacia el mar. El principio de la deposición más rápida de partículas más grandes (clasificación del tamaño de partícula) puede ilustrarse tomando un puñado de material del suelo y dispersándolo en agua en un vaso de precipitados. Los materiales más finos permanecen en suspensión mientras que los más grandes se asientan rápidamente. Cuanto más grandes son, más rápidamente se asientan.

Cuanto más se transportan los materiales, menor es el gradiente de transporte y menos energía disponible para mover las partículas. Así, los granos más grandes tienden a depositarse a lo largo de las laderas de las montañas, o depositarse en sus bases. Las áreas de gradiente más bajas, a lo largo de ríos y arroyos, son donde se depositan materiales y arcillas del tamaño de

arena a lo largo de aguas de movimiento lento y menos energéticas. Los materiales arcillosos se depositan gradualmente hasta que alcanzan el océano, donde el mejor material en suspensión se flocula en el agua salada y se mueve a lo largo de las costas. Una porción significativa del material fino alcanza la mayor profundidad de las plataformas continentales oceánicas donde se entierran por materiales de sedimentación posterior.

Como las pendientes son menos importantes, las fluctuaciones de las entradas de lluvia pueden variar la energía del transporte y, a veces, la deposición local se produce a medida que las corrientes se desbordan o se vuelven menos activas. El material depositado, a lo largo de las corrientes, por ejemplo, antes de la deposición final en el agua de mar se puede alterar químicamente aún más si se expone nuevamente a la lluvia y las interacciones de las plantas de la superficie de la tierra a lo largo de las orillas del río o en las llanuras de inundación.

Con cada ciclo de alteración, se pierde algo de materia de los sólidos a la solución y el material que queda se vuelve más fino

Existe una relación entre pendiente y tamaño de grano para algunos ríos principales. En general, cuanto más grande es el río, cuanto más grande es la cuenca de drenaje, más partículas finas (tamaño de arcilla o $<2\ \mu\text{m}$ de diámetro) son transportadas. Estas son las variables fundamentales de la geomorfología, que determina los tipos de material transportado. En general, cuanto más lejos esté una cadena montañosa, más partículas finas transportarán los ríos (Bauer & Velde, 2014).

2.3 Marco conceptual

Anomalía geoquímica

Son áreas donde la abundancia de un elemento es mayor que en las áreas circundantes, por efecto de características especiales del entorno que causan enriquecimientos locales del elemento a partir de la fuente de la composición

de fondo, o de una fuente de material que contiene una cantidad superior al promedio del elemento (Hawkes, 1957).

Arcillas

Los minerales arcillosos son silicatos de aluminio hidratados de $<0,002$ mm de tamaño (diámetro de esfera equivalente), comúnmente con morfología laminar y escisión perfecta. Muestran una variación considerable en las propiedades químicas y físicas. Los minerales arcillosos consisten en las unidades estructurales fundamentales tetraedros y octaedros. Como todos los filosilicatos, se caracterizan por láminas bidimensionales de tetraedros para compartir esquinas, predominantemente SiO_4 . Las láminas tetraédricas siempre están unidas a láminas octaédricas que contienen pequeños cationes, como aluminio o magnesio, cada uno coordinado con seis átomos de oxígeno. Algunos átomos de oxígeno forman un grupo OH en la estructura de arcilla. Los minerales arcillosos se clasifican en función de la proporción de sitios ocupados por iones metálicos en las láminas y de acuerdo con la proporción de láminas tetraédricas y octaédricas en las capas. Un mineral de arcilla del tipo de capa 1: 1 consiste en capas con solo una lámina tetraédrica y una octaédrica; La caolinita es el mineral más común de este tipo.

Un mineral de arcilla del tipo de capa 2: 1, como illita, esmectita o vermiculita, consta de capas con dos hojas tetraédricas y una hoja octaédrica. Los minerales arcillosos del tipo de capa 1: 1 tienen muchos más grupos hidroxilo. Las capas 2: 1 y 1: 1 se pueden apilar unas sobre otras para formar cristales. Es posible apilar capas de diferentes tipos, tales minerales se denominan minerales de capas mixtas (Knödel, Lange, & Voigt, 2007).

Arsénico

El arsénico es un metaloide que ocurre en varias especies minerales, que puede recuperarse de minerales que contienen principalmente Ag, Au, Cu, Pb y Zn. Químicamente es complejo y suele presentarse en varios estados de oxidación. El As (V) predomina, generalmente como arseniato, en ambientes aeróbicos, pudiendo coprecipitar en los oxihidróxidos de hierro en condiciones de acidez y moderada reducción.

La movilidad del As está directamente relacionada con el pH. En condiciones reductoras, domina As (III), el cual puede llegar a coprecipitarse con sulfuros metálicos.

Cuando las condiciones de reducción son extremas, pueden ocurrir el arsénico elemental y la arsina. La especiación de arsénico también incluye formas organometálicas como el ácido metilarsínico $(\text{CH}_3)\text{AsO}_2\text{H}_2$ y el ácido dimetilarsínico $(\text{CH}_3)_2\text{AsO}_2\text{H}$ (Wuana & Okieimen, 2011).

Cadmio

El cadmio se encuentra al final de la segunda fila de elementos de transición y junto con Hg y Pb, es uno de los metales más nocivos para la salud; en sus compuestos, se presenta como el ion divalente Cd (II). El Cd está directamente debajo de Zn en la tabla periódica y tiene una similitud química con este elemento esencial.

Su movilidad se ve incrementada con la acidificación de suelos y aguas, por lo que, ante la disminución de pH, su concentración en aguas superficiales aumenta.

Este metal es un subproducto del Zn y ocasionalmente del plomo.

Desde la década de 1970, ha habido un interés sostenido en la posible exposición de los humanos al Cd a través de su cadena alimentaria, por ejemplo, a través del consumo de ciertas especies de mariscos o vegetales. La preocupación por esta última ruta (cultivos agrícolas) condujo a la investigación sobre las posibles consecuencias de la aplicación de lodos de depuradora (biosólidos ricos en Cd) a los suelos utilizados para cultivos destinados al consumo humano, o de utilizar fertilizantes de fosfato enriquecidos con cadmio. Esta investigación ha llevado a la estipulación de las concentraciones más altas permitidas para varios cultivos alimentarios (Wuana & Okieimen, 2011).

Cobre

El cobre es un metal de transición que, en la tabla periódica, pertenece al período 4 y al grupo IB.

El cobre es uno de los metales más utilizados y esencial para la vida animal y vegetal; normalmente se encuentra en el agua potable de las tuberías de Cu, así como en los aditivos diseñados para controlar el crecimiento de algas.

Cuando el cobre se involucra en el ambiente, rápidamente se torna estable, por lo que no representa mayor riesgo para el mismo, sin llegar a bioacumularse en la cadena alimenticia.

En el suelo, solo una pequeña porción se encuentra en solución como cobre iónico, Su solubilidad aumenta significativamente a un pH de 5.5, cercano al de las de las tierras de cultivo.

(Wuana & Okieimen, 2011).

Contaminación

La contaminación es la introducción por los humanos, de manera deliberada o inadvertida, de sustancias o energía (calor, radiación, ruido) en el medio ambiente, lo que provoca un efecto nocivo. La contaminación es la presencia de concentraciones elevadas de sustancias en el medio ambiente, los alimentos, etc.; no es necesariamente dañina ni molesta (Barrow, 2006).

Cromo

Es un elemento que no es común en las rocas corticales y que no ocurre naturalmente en forma elemental.

Tanto en sitios contaminados como en acuíferos someros, el cromo (VI) es la forma comúnmente encontrada, aunque, dependiendo del pH y Redox, también puede ocurrir en el estado de oxidación + III. Al ser la forma más tóxica y móvil, aumentando su lixiviabilidad a medida que aumenta el pH del suelo

El efecto que produce la materia orgánica es que reduce el Cr (VI) a Cr (III); asimismo, en presencia de cationes metálicos (particularmente Ag^+ , Ba^{2+} y Pb^{2+}), se produce la precipitación de las principales especies de Cr (VI), las cuales también se ligan a óxidos de hierro y aluminio.

Los complejos de cromo solubles y no adsorbidos pueden filtrarse del suelo al agua subterránea.

Sin embargo, la mayor parte del Cr liberado en aguas naturales está asociado a partículas y finalmente se deposita en el sedimento. El cromo se asocia con dermatitis alérgica en humanos (Wuana & Okieimen, 2011).

Especiación química

Las concentraciones totales de componentes disueltos en una solución del suelo representan la suma de formas "libres" (es decir, complejo de solvatación) y complejas de los componentes que son lo suficientemente estables como para ser consideradas especies químicas bien definidas.

La distribución de un componente dado entre sus posibles formas químicas se puede describir con constantes de estabilidad condicional, si la formación compleja y las reacciones de disociación están en equilibrio. Este requisito de estados estables a menudo se cumple en escalas temporales de interés en suelos naturales: tanto el intercambio iónico como la formación de complejos solubles son generalmente reacciones rápidas. Por otro lado, ciertas reacciones de oxidación-reducción y precipitación-disolución son tan desfavorables cinéticamente que se puede suponer que los reactivos son especies perfectamente estables en la escala de tiempo de un laboratorio o un experimento de campo. Pero estas generalizaciones pueden fallar en casos especiales importantes. Las vidas medias para la formación de complejos metálicos y las reacciones de disociación en solución acuosa a concentraciones típicas para suelos en realidad varían en alrededor de 15 órdenes de magnitud, de 10 a 9 s para la disociación de los complejos de la esfera externa a 10⁶ s para la formación de ciertos -complejos de la esfera (Sposito, 2008).

Extracción química secuencial

Es un procedimiento aplicado a una muestra sólida para determinar las distintas fracciones de asociación de los elementos traza. Un método inicial es el esquema propuesto por Tessier (1979), que define cinco fases, llegando

a definir las biodisponibles. Las referidas fracciones permiten identificar metales solubles y de cambio, metales unidos a carbonatos, metales unidos a óxidos de Fe y Mn, metales unidos a materia orgánica y la fracción residual.

Posteriormente, se ha propuesto y aplicado una variedad de esquemas, dada su eficiente aplicación en los estudios ambientales (López M. , 2011).

Mercurio

Es un elemento tóxico, principalmente en sus formas solubles en agua y volátiles en aire, que generalmente se recupera como subproducto de minerales.

Sus diversas formas están determinadas por el potencial redox y el pH, pudiendo reducirse cuando las condiciones de reducción son leves.

El mercurio elemental también puede formarse en condiciones anaeróbicas por desmetilación de metilmercurio o por reducción de Hg (II). Las condiciones ácidas ($\text{pH} < 4$) también favorecen la formación de metilmercurio, mientras que los valores de pH más altos favorecen la precipitación de HgS(s) . El mercurio está asociado con daño renal (Wuana & Okieimen, 2011).

Metales pesados y metaloides

Metal pesado es el elemento químico metálico que tiene una densidad relativamente alta, superior a 5g/ml y que resulta letal a concentraciones inclusive bajas, como es el caso de As, Cd, Cr, Hg y Tl.

Estos metales generalmente ingresan al organismo en diversas formas. La mayor exposición de contaminantes de este grupo generalmente se debe al progreso tecnológico que, en muchos casos, está relacionado con la capacidad de extraer y procesar metales.

En pequeñas cantidades, algunos metales pesados (p. ej., cobre, níquel, selenio, zinc), son esenciales para que todos los organismos cumplan funciones catalíticas específicas. Sin embargo, a niveles que exceden estos requisitos, todos los metales pueden alterar el metabolismo al unirse

inespecíficamente a las biomoléculas e infligir daño oxidativo, debido a su capacidad para catalizar reacciones redox. Esto puede provocar la desactivación de reacciones enzimáticas esenciales, daños a las estructuras celulares (especialmente las membranas) y modificación del ADN (mutagénesis). En los humanos, la exposición a altos niveles de metales puede causar síntomas de toxicidad aguda, mientras que la exposición a largo plazo a niveles más bajos puede desencadenar alergias e incluso cánceres (Berkowitz, Dror, & Yaron, 2014).

Níquel

El níquel es un elemento de transición que ocurre en la corteza en bajas concentraciones, constituyendo un serio riesgo cuando estas cantidades exceden los límites establecidos

En condiciones de acidez, el metal ocurre como Ni (II). En soluciones neutras a ligeramente alcalinas, aparece como Ni (OH)₂. Cuando el ambiente es muy oxidante y alcalino, se forma el Ni₃O₄.

Las plantas de energía y los incineradores de basura lo liberan al aire y se depositan en el suelo después de sufrir reacciones de precipitación. Por lo general, el níquel tarda mucho en eliminarse del aire.

La mayoría de compuestos de níquel que se liberan al medio ambiente son adsorbidos por los sedimentos o suelos, volviéndose inmóviles; aunque la presencia de suelos ácidos favorece su movilidad, pudiéndose filtrar hacia las aguas freáticas. No se ha encontrado que el Ni se biomagnifique en la cadena alimentaria (Wuana & Okieimen, 2011).

Plomo

El plomo es un metal que generalmente se encuentra combinado con otros elementos, como azufre y oxígeno.

Las principales formas que se liberan en el ambiente son el Pb(II), óxidos e hidróxidos de Pb, así como los complejos de oxianión.

El plomo (II) es la forma más común y reactiva de Pb, formando óxidos mononucleares y polinucleares e hidróxidos. Cuando el pH es superior a 6, ocurre el fosfato y carbonato de plomo, así como los (hidr)óxidos de plomo. El

sulfuro de plomo (PbS) es la forma sólida más estable dentro de la matriz del suelo y se forma en condiciones reductoras, cuando hay presentes concentraciones aumentadas de sulfuro.

En adición a los compuestos inorgánicos, se tienen los organolíticos, cuya toxicidad y efecto medioambiental son particularmente notables, debido al uso y distribución generalizados de tetraetilasa como aditivo de la gasolina. De esta manera, el plomo se convierte en uno de los más nocivos, dado que se puede acumular en la cadena biótica.

La fuente más grave de exposición al plomo del suelo es a través de la ingestión directa de tierra o polvo contaminado. En general, las plantas no absorben ni acumulan plomo (Wuana & Okieimen, 2011).

Procesos redox

Los procesos redox en el subsuelo implican la transferencia de electrones entre los constituyentes de las fases acuosa, gaseosa y sólida. Como resultado, se producen cambios en el estado de oxidación de los reactivos y productos. La oxidación es la mitad de la reacción donde los electrones se pierden o se eliminan de una especie, mientras que la reducción es la mitad de la reacción donde los electrones se ganan o se agregan a una especie. En consecuencia, en una reacción redox, un agente oxidante es un receptor de electrones, y un agente reductor es un donador de electrones.

Todas las reacciones de oxidación se acoplan a reacciones de reducción. En muchos casos, las reacciones redox también pueden implicar cambios en el entorno, como cambios en el pH o la temperatura. Muchos elementos en el subsuelo pueden existir en varios estados de oxidación; algunos ejemplos incluyen elementos como carbono, nitrógeno, oxígeno, azufre, hierro, cobalto, vanadio y níquel (Berkowitz, Dror, & Yaron, 2014).

Reacciones redox

Son reacciones químicas que implican la transferencia de electrones de un elemento a otro. El donante pierde un electrón y cambia de la forma reducida a la oxidada, mientras que el receptor recibe un electrón y cambia de la forma oxidada a la reducida. Este proceso va acompañado de un cambio en la

energía libre, equivalente a la tendencia a donar o aceptar electrones. Se dice que las formas oxidadas y reducidas de un elemento forman una pareja redox.

Los procesos redox en aguas naturales involucran una serie de elementos entre los cuales el carbono (C), oxígeno (O), nitrógeno (N), azufre (S), hierro (Fe) y manganeso (Mn) son los más prominentes. Las plantas fotosintéticas cosechan energía luminosa y producen estados reducidos de compuestos, particularmente carbono, que eventualmente se oxidan nuevamente a un estado de equilibrio, y la energía se libera nuevamente a través de reacciones redox que producen energía y son utilizadas por organismos respiratorios y fermentativos. Por lo tanto, los organismos pueden considerarse catalizadores y mediadores de la transferencia de electrones en los procesos de reducción y oxidación de C y otros compuestos.

La tasa y los tipos de compuestos químicos producidos en la mineralización de materia orgánica en condiciones cada vez más reducidas dependen del nivel de productividad (eutrofización). En los lagos, la producción primaria está normalmente limitada por la disponibilidad de nutrientes y aquí el fósforo (P) es particularmente importante.

La oxidación-reducción del hierro tiene lugar a un potencial redox por debajo de 200 mV y, por lo tanto, en las condiciones habituales en la interfaz sedimento-agua en la mayoría de los sistemas de agua dulce (Søndergaard, 2009).

Residuos mineros

Los desechos generados por la extracción de minerales pueden ser sólidos, relaves o purines, siendo los relaves, rocas de desecho, escorias y extremos de cola más comunes, aunque en ciertas circunstancias, la vegetación y la sobrecarga también pueden considerarse desechos. Para evitar efectos negativos en el medio ambiente, los desechos se mantienen en estanques de relaves, presas o puntas, de acuerdo con la legislación local sobre el tratamiento de control de desechos que es aplicable a cada área minera, y en el reciclaje donde sea técnicamente posible, cada una de estas estructuras puede considerarse inerte cuando no presentan peligro para ambiente, o

peligroso cuando causan efectos negativos en el suelo, el suelo y el agua superficial, la vegetación e incluso la fauna y la población local. El peligro se produce debido a la toxicidad de los residuos (agudos, crónicos o extrínsecos), inflamabilidad, reactividad, corrosividad, etc. En estos casos, se requieren actividades de gestión de residuos que minimicen o anulen los peligros.

Las actividades mineras conducen a muchos impactos ambientales y socioeconómicos negativos. Muchos cambios tienen lugar en el territorio y la sociedad, tales como: alteraciones del uso del suelo, variaciones del ecosistema, contaminación, escasez de agua y alteración de los flujos de aguas subterráneas, modificaciones en las redes de infraestructura, desarrollo industrial desequilibrado, reasentamiento forzado y cambios en la estructura económica y la población local, entre otros. En los últimos años, algunos estudios se han centrado en el análisis de los impactos mineros en el suelo. Primero, el suelo debe analizarse en busca de contaminantes, y los niveles promedio de estos elementos deben medirse en los diversos niveles de suelo y sedimento para establecer los márgenes de seguridad. Luego, se deben realizar estudios para establecer la concentración de estos oligoelementos en la mina, comprender su capacidad para producir drenaje ácido de minas, identificar los minerales en los desechos, estimando la movilidad de los elementos nocivos. Las técnicas de extracción secuencial generalmente se utilizan para determinar los riesgos ambientales que presentan estos elementos traza. Esto indica el grado de adherencia de estos elementos al suelo y, posteriormente, con qué facilidad pueden contaminar el aire, el agua y la cadena alimentaria (Aznar, García, Velasco, & Carretero, 2018).

Suelo

El suelo se considera normalmente como la tierra fina que cubre las superficies terrestres como resultado de la meteorización in situ de materiales de roca o la acumulación de materia mineral transportada por agua, viento o hielo. La característica distintiva del suelo es que a este material mineral degradado se le agrega material orgánico. Este material orgánico puede ser vivo o muerto. La materia orgánica muerta incluirá raíces y hojas de

plantas muertas poco alteradas y recién agregadas y otros desechos vegetales, fauna muerta y material orgánico en varias etapas de descomposición desde materiales relativamente frescos poco modificados hasta el complejo material descompuesto llamado humus. Es esta mezcla de minerales y material orgánico lo que le da a los suelos sus características distintivas. En la superficie de la tierra hay muchos tipos diferentes de suelo que reflejan, al menos en parte, combinaciones variables de materia mineral y orgánica y sus diferentes respuestas, tanto por separado como a menudo incompletas, a diferentes condiciones ambientales. De hecho, el suelo (y los componentes del suelo), junto con la vida vegetal que sustenta, la roca sobre la que descansa y el clima que experimenta, forman un sistema finamente equilibrado.

Dependiendo del contexto, la palabra "suelo" puede tener significados muy diferentes. Una definición simple de suelo es el material que cultivan las plantas y que les proporciona soporte físico, agua y nutrientes. Hay otros usos más particulares del término suelo. Para el ingeniero, el suelo es el material de "roca" finamente dividido y relativamente suelto en la superficie de la tierra, y esta sobrecarga a menudo se considera un inconveniente porque debe ser removido. El geólogo llama a esta capa el regolito y las investigaciones geológicas con frecuencia eran un gran depósito que almacenaba agua para suministrar arroyos y ríos. Sin embargo, la visión más extendida del suelo es como medio para el crecimiento de las plantas y el suministro de alimentos y fibra directamente a través de la etapa intermedia de los animales.

El suelo es importante como medio para el crecimiento de las plantas y para el apoyo de mucha actividad animal y humana. El suelo actúa como reservorio de nutrientes y agua, proporcionando las necesidades de las plantas para estos requisitos durante su crecimiento; también puede proporcionar un entorno para la descomposición e inmovilización de materiales agregados a la superficie (además de los restos de plantas y animales mencionados anteriormente) como fertilizantes y plaguicidas y productos de desecho como aguas residuales, desechos de animales y lodos, y materiales de desecho recogidos. El suelo es un sistema dinámico complejo en el cual las interacciones de los ambientes biológicos, químicos y físicos resultan en la transformación de materiales, posiblemente haciendo que los materiales

inicialmente dañinos sean menos peligrosos e inmovilizando a otros como resultado de las interacciones entre estos materiales agregados y el suelo orgánico e inorgánico.

Esta inmovilización puede permitir la descomposición de los materiales potencialmente peligrosos en formas menos peligrosas. Estas interacciones y transformaciones pueden ser a largo plazo, durante décadas, a mediano plazo durante meses o años, a corto plazo entre eventos individuales como tormentas de lluvia o casi instantáneas.

El suelo generalmente consiste en una secuencia vertical de capas u horizontes diferenciados por características físicas, químicas o biológicas. Esta secuencia de capas se describe normalmente como el perfil del suelo. Los horizontes superficiales generalmente se caracterizan por la acumulación de materiales orgánicos como resultado de la adición de residuos de plantas y animales (sin embargo, cada vez es más evidente que las adiciones orgánicas en capas más profundas desde las raíces pueden desempeñar un papel importante en las sobreexpediciones de material orgánico y en la operación de los procesos del suelo). Los horizontes superficiales con una mezcla de materiales minerales y orgánicos se identifican habitualmente como A horizontes y se pueden describir más a fondo por la cantidad y naturaleza de la materia orgánica presente en el horizonte. Cuando hay una proporción sustancial de material orgánico en la capa superficial, se puede llamar Horizonte. Los horizontes A y O generalmente se consideran la parte biológicamente más activa del suelo y también están sujetos a cambios considerables como resultado del clima, al estar expuestos con frecuencia a ciclos de humectación y secado y a un amplio rango de temperaturas, lo que resulta en altas tasas de actividad en procesos físicos y químicos.

Tanto los materiales orgánicos como los minerales se transforman en estas capas superficiales y, con frecuencia, algunos de los subproductos de estas transformaciones se liberan y eliminan a las capas inferiores dentro del suelo (elución). Por debajo de los horizontes de ahorro, generalmente se encuentran horizontes B en los que el equilibrio cambia de procesos predominantemente biológicos como en los horizontes A superiores a procesos predominantemente químicos y físicos. Los pedólogos normalmente consideran que esta zona es la actividad máxima de los procesos pedológicos

o formadores de suelo, y es por esta razón que muchas de las clasificaciones de suelo actualmente utilizadas prestan especial atención a las características del horizonte B en la asignación de suelos a las clases. Los horizontes B con frecuencia están sujetos a la intensidad máxima de los procesos de meteorización y las transformaciones y también pueden exhibir la acumulación de materiales translocados desde capas superficiales (iluvación) como arcillas, materia orgánica y óxido de aluminio y hierro. La descripción de los horizontes B con frecuencia enfatiza el grado de meteorización y la naturaleza de los materiales acumulados. El horizonte C, debajo de B, es el material relativamente inalterado a partir del cual los horizontes A y B pueden haberse desarrollado (Nortcliff, y otros, 2012).

Zinc

Es un elemento traza esencial para la vida que tiene las siguientes características: período 4, grupo IIB, número atómico 30, masa atómica 65.4, densidad 7.14 g cm⁻³, punto de fusión 419.5 ° C y punto de ebullición 906 ° C.

Debido al impacto antropogénico, la concentración normal (70ppm en rocas corticales) aumenta y principalmente debido a actividades industriales, incluyendo el procesamiento de acero. El zinc también puede aumentar la acidez de las aguas.

Algunos peces pueden acumular Zn en sus cuerpos cuando viven en vías fluviales contaminadas con Zn. Cuando Zn ingresa a los cuerpos de estos peces, es capaz de biomagnificar la cadena alimenticia (Wuana & Okieimen, 2011).

III. METODOLOGÍA

3.1 Tipo y diseño de investigación

El tipo de la investigación es Aplicada, a un nivel evaluativo, dado que los resultados analíticos son comparados con estándares de calidad de agua y suelos, lo que nos permite identificar qué lugares están impactados por la presencia de metales pesados. Asimismo, a través de la especiación química secuencial, se identifican las fases biodisponibles de los metales pesados en los suelos muestreados.

El diseño es no experimental, transeccional, toda vez que los resultados analíticos de las muestras se han obtenido en una sola época, no siendo necesario, para el propósito de la investigación, determinar su variación en el tiempo.

3.2 Unidad de análisis

La unidad de análisis comprende los suelos de la cuenca del río Mantaro, en la región Junín, Perú (Figura 1).

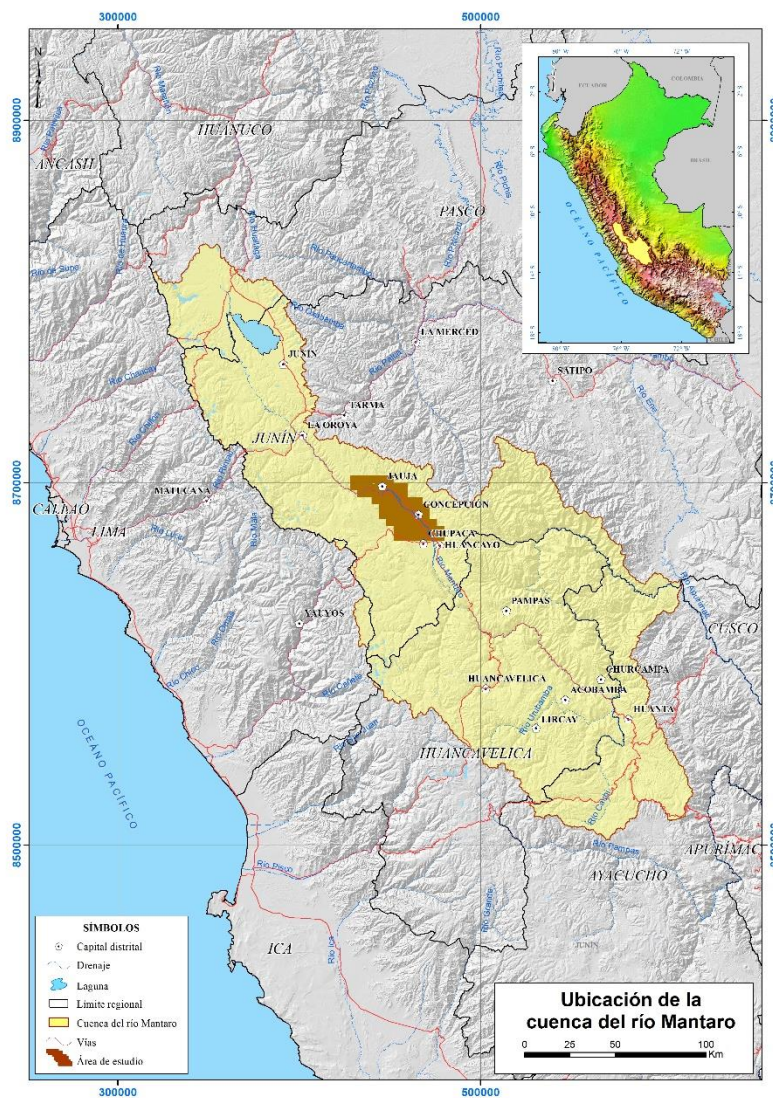


Figura 1. Ubicación de la cuenca Mantaro

3.3 Población de estudio

La población de estudio está constituida por los suelos de la cuenca del río Mantaro, segmento Jauja - Huancayo.

3.4 Tamaño de muestra

Corresponde a 283 muestras de suelo, tanto a nivel superficial (220), como a profundidad (63), recolectadas según una malla regular entre las localidades de Jauja y Huancayo.

3.5 Selección de muestra

La selección de las muestras se realizó siguiendo un diseño de muestreo sistemático alineado.

El muestreo tuvo como objetivo determinar los parámetros fisicoquímicos del agua y suelos, para establecer la relación que existe, principalmente con aquellas muestras que superan los Estándares de Calidad Ambiental y/o los valores de fondo de acuerdo a lo establecido en el D.S. N°011-2017-MINAM (MINAM, 2017).

3.6 Técnicas de recolección de datos

La recolección de datos se basó tanto en los obtenidos directamente en el campo, a través de la observación, como de los resultados analíticos de laboratorio, los mismos que luego son procesados e interpretados.

Para la toma de datos de agua *in situ* (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, temperatura, material orgánica, entre otros), se contó con el medidor multiparamétrico portátil HANNA HI9828 (Fotografía 1).

3.6.1. Muestreo de agua y suelos

Las muestras de agua se recolectaron por conveniencia, en 30 lugares que corresponden tanto al río Mantaro, afluentes, como a los canales que derivan a este (Fotografías 2 y 3). En el Cuadro 1 se aprecian además dos muestras duplicadas, a efectos de determinar la precisión de los resultados.



Fotografía 1. Equipo multiparámetro para la toma de datos fisicoquímicos en agua



Fotografía 2. Canal que discurre por la margen derecha del río Mantaro, localidad de Sincos.



Fotografía 3. Frascos de 0.5 litros, conteniendo muestras de agua.

Cuadro 1. Ubicación de muestras de agua

Id	Muestra	Drenaje	Localidad	Duplicado QA/QC
1	24I-002	Quebrada Molino	Molino	
2	24I-003	Río Mantaro	Yauyos	1
3	24I-004	Río Mantaro	Parco	
4	24I-005	Río Mantaro	Yauyos	Duplicado 1
5	24m-003	Quebrada Zárate Huayccoc	Hullahoyo	
6	24m-004	Quebrada S/N	Ingenio	
7	24m-005	Quebrada Apata	Apata	
8	24m-006	Quebrada Seco	Apata	
9	24m-007	Quebrada Puyhuan	Pancan	
10	24m-008	Quebrada Masma	Masma	
11	24m-009	Quebrada Casa Blanca	Casa Blanca	
12	24m-010	Quebrada Yacus	Ataura	
13	24m-011	Río Mantaro	Yauyos	2
14	24m-012	Canal	Sincos	
15	24m-013	Canal	Sicaya	
16	24m-014	Quebrada Julcan	Julcan	
17	24m-015	Quebrada Puyhuan	Molinos	
18	24m-016	Quebrada Seco	Pampas	
19	24m-016a	Canal	San Lorenzo	
20	24m-017	Quebrada S/N	Santa Rosa De Ocopa	
21	24m-018	Quebrada S/N	Quichuay	
22	24m-019	Quebrada S/N	Quilcas	
23	24m-020	Río Mantaro	Yauyos	Duplicado 2
24	24m-030	Canal	Huancani	
25	24m-031	Canal	Huancani	
26	24m-032	Canal	Muqui	

27	24m-033	Canal	Muquiyauyo	
28	24m-034	Canal	Muquiyauyo	
29	24m-035	Canal	Huaripampa	
30	24m-036	Canal	Jauja	
31	24m-037	Canal	Huamaly	
32	24m-038	Canal	San Lorenzo	

Las 30 muestras de agua fueron recolectadas en el río Mantaro, en afluentes y canales (Figura 2).

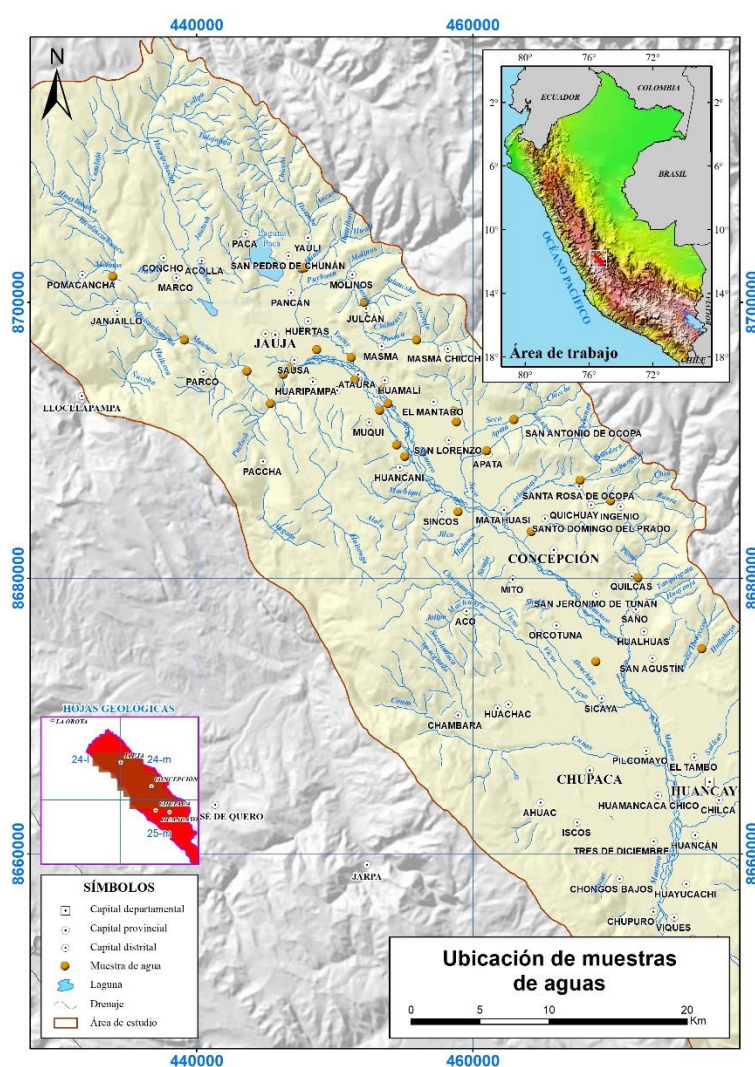


Figura 2. Mapa de ubicación de muestras de agua.

El muestreo de suelos siguió un diseño sistemático alineado (Figura 3), con una densidad para suelos superficiales de una muestra por cada km^2 . En las zonas urbanas y mineras, la densidad de muestreo es de hasta 2 muestras

por km². En las zonas de topografía o situación complicada, la densidad de muestreo es de 1 a 2 por cada 4 km².

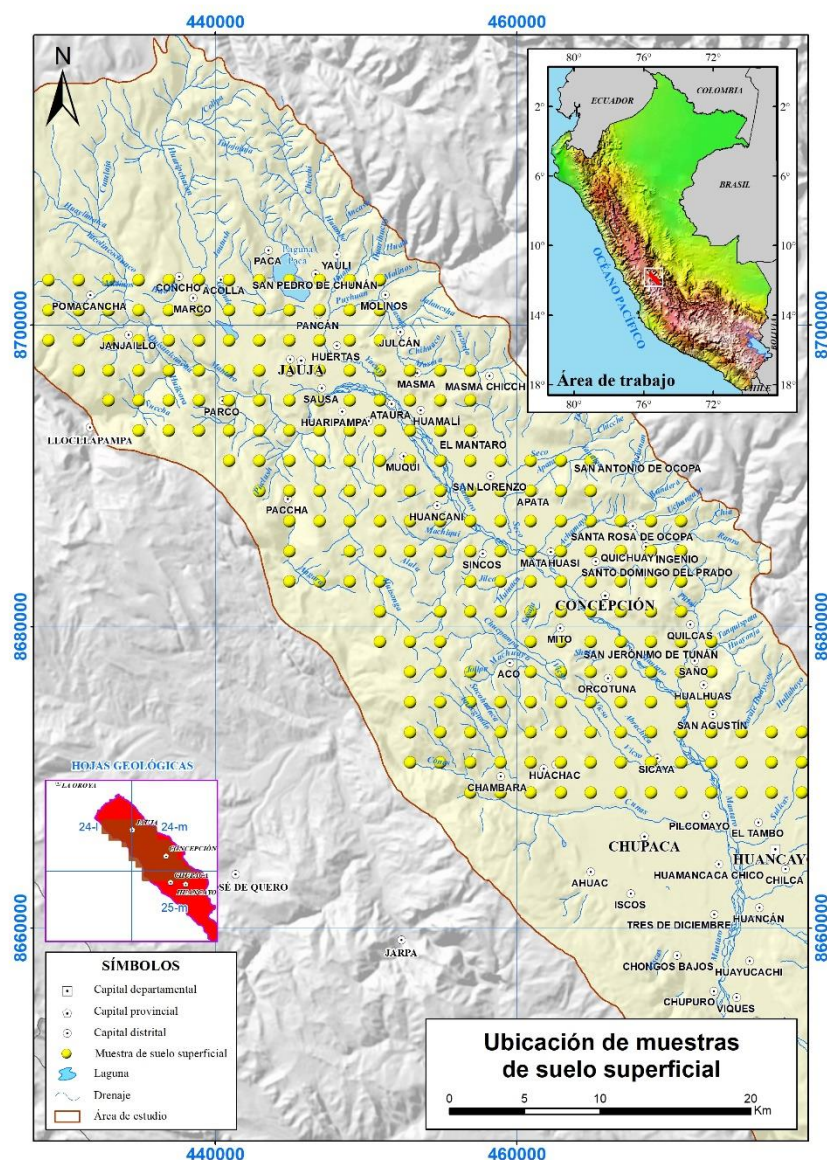


Figura 3. Mapa de ubicación de muestras de suelo superficial

La profundidad de muestreo del suelo superficial fue de 0 cm a 20 cm. Tres a cinco compósitos de muestreo estuvieron dispuestos a 100 m alrededor de los puntos de muestreo; luego del muestreo compósito se procedió al doble cuarteo para obtener la muestra a analizar químicamente, la misma que pesó 1kg. La profundidad de muestreo profundo fue inferior a 150 cm en zonas llanas, e inferior a 120 cm en regiones montañosas. Las muestras fueron

extraídas con un equipo manual, como el que se muestra en las fotografías 4 y 5.

El control de calidad implicó la realización de muestreo duplicado, el que representó alrededor del 2% a 3% del total.



Fotografía 4. Toma de muestra de suelo.



Fotografía 5. Muestra de suelo obtenida.

3.7 Métodos analíticos

Tanto las muestras de agua como de suelo fueron analizadas químicamente y sus resultados procesados estadísticamente para determinar los valores de fondo; asimismo, se compararon con los estándares de calidad, para determinar cuáles son las áreas que se encuentran impactadas por la presencia de metales pesados o que excedan en algunos de los parámetros normados.

3.7.1 Análisis de agua

La recolección de muestras de agua implicó la toma parámetros fisicoquímicos así como al análisis químico por el método ICP-AES, de los siguientes parámetros: CO₃, HCO₃, F, Cl, NO₃, N, TC, Carbono orgánico, SO₄, NO₂, Na, Na₂O, Mg, MgO, K, K₂O, Ca, Sr, CaO, SiO₂, Al, Al₂O₃, Ag, Al, As, B, Ba, Be, Bi, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Fe₂O₃, La, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Se, Sn, Th, Ti, Tl, U, V, W, Y, Zn, pH, ORP, OD, conductividad eléctrica, resistividad, sólidos totales disueltos (TDS), salinidad, temperatura y presión. Las muestras de agua se analizaron en el Laboratorio Químico del Instituto Geológico Minero y Metalúrgico – INGEMMET.

3.7.2 Análisis de muestras de suelo

Las muestras de suelo se analizaron en el Rock and Mineral Testing Center, de la provincia de Henan, China.

El laboratorio desarrolló un esquema de análisis para 54 elementos que incluyó fluorescencia de rayos X e ICP-MS, combinado con ICP -OES, ES, AFS, Col y otros métodos analíticos, tal como se aprecia en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Métodos analíticos aplicados a muestras de suelo

Método	Número de elementos	Elemento	Instrumento
Fluorescencia de rayos X	19	SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Na ₂ O, MgO, Ga, Rb, Nb, P, Ti, Zr, Ba, CaO, Cl, Br, TFe ₂ O ₃ , K ₂ O, V, Cr, Sr	Espectrómetro de fluorescencia de rayos X. Japanese Rigaku ZSX Primus

ICP-MS	13	Li, Be, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, W, Pb, Th, U, Tl (solución ácida mezclada)	Espectrómetro de masa de plasma acoplado inductivamente USA Thermo Electron XSERIES 2
ICP-MS	3	Y, La, Ce, (ácido sulfúrico y solución ácida mezclada)	Espectrómetro de masa de plasma acoplado inductivamente USA Thermo Electron XSERIES 2
ICP-MS	1	Au	Espectrómetro de masa de plasma acoplado inductivamente USA Thermo Electron XSERIES 2
ICP-OES	2	Sc, Mn /(analizado por solución ácida mezclada MS)	Espectrómetro de plasma acoplado inductivamente USA Thermo Electron iCAP6300 Radial
ES	3	Ag, Sn, B	Espectrógrafo de rejilla WP1
AFS	6	As, Sb, Bi, Hg, Se, Ge	Fotómetro de fluorescencia AFS-8330
ISE	1	F	Medidor de iones digital PXJ-1B
COL	1	I	Espectrofotómetro UV 1902PC UV
IR	1	TC	Analizador de sulfuro carbono por infrarrojos de alta frecuencia HCS878A
VOL	3	N, S, Crog.	
	1	pH	Electrodo de ión selectivo

Los límites de detección inferiores se muestran en el Tabla 1.

Tabla 1. Límites de detección (ug/g)

Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD
Ag	0.02	F	100	Rb	10	Zn	4
As	1	Ga	2	S	30	Zr	2
Au	0.0003	Ge	0.1	Sb	0.05	SiO ₂	0.1*
B	1	Hg	0.0005	Sc	1	Al ₂ O ₃	0.05*
Ba	10	I	0.5	Se	0.01	TFe ₂ O ₃	0.05*
Be	0.5	La	5	Sn	1	K ₂ O	0.05*
Bi	0.05	Li	1	Sr	5	Na ₂ O	0.1*
Br	1.0	Mn	10	Th	2	CaO	0.05*
Cd	0.03	Mo	0.3	Ti	10	MgO	0.05*
Ce	1	N	20	Tl	0.1	TC	0.1*
Cl	20	Nb	2	U	0.1	Crog	0.1*
Co	1	Ni	2	V	5	pH	0.10**
Cr	5	P	10	W	0.4		
Cu	1	Pb	2	Y	1		

* la unidad de medida es 10⁻² ** la unidad de medida es 10⁻⁹

Exactitud y precisión

Para determinar la exactitud y precisión se utilizaron materiales estándar de grado nacional 1 del laboratorio, lo que permitió garantizar que los métodos analíticos para cada elemento cumplen o superan los requisitos de la Tabla 2, por lo que se puede considerar confiables.

Tabla 2. Requerimientos de exactitud y precisión para los métodos analíticos

	Límite de control	
	Exactitud	Precisión
Dentro de las tres veces el límite de detección	≤ 0.1	≤ 17
Más de tres veces el límite de detección	≤ 0.05	≤ 10
$> 1\%$	≤ 0.04	≤ 8

3.7.3 Análisis de extracción secuencial

Aquellas 25 muestras que superaron los valores establecidos por el ECA en Pb se sometieron a análisis de extracción secuencial, en el laboratorio químico del INGEMMET, a través del método Community Bureau of Reference (BCR1), finalizado por las técnicas de Espectrometría de Masas por Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS) y Espectrometría de Emisión Óptica por Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES), a través de la cual se obtuvieron cuatro fases:

- Fase 1: Iones intercambiables y unidos a carbonatos.
- Fase 2: Elementos unidos a óxidos de Fe-Mn.
- Fase 3: Elementos ligados a materia orgánica.
- Fase 4: Elementos unidos a fase residual.

3.8 Instrumentos

La información de cada muestra de campo se registró en fichas, la misma que sirvió para conformar hojas de datos; asimismo, los resultados de análisis químicos de cada muestra también fueron estructuradas en hojas de datos para su respectivo procesamiento.

Los resultados analíticos de las muestras de agua se compararon con los ECA establecidos por el D.S. 004-2017-MINAM (MINAM, 2017), Tabla 3, específicamente los referidos al uso de riego, ya que la relación que se pretende establecer es con el suelo.

Tabla 3. Estándares de calidad ambiental (ECA) para agua

PARÁMETRO	UNIDAD MEDIDA	D1 - Riego	D2 - Bebida
Conductividad	uS/cm	2500	5000
DBO	mg/L	15	15
DQO	mg/L	40	40
OD	mg/L	≥ 4	≥ 5
pH	--	6.5-8.5	6.5-8.4
Al	mg/L	5	5
As	mg/L	0.1	0.2
Ba	mg/L	0.7	--*
Be	mg/L	0.1	0.1
B	mg/L	1	5
Cd	mg/L	0.01	0.05
Cu	mg/L	0.2	0.5
Cr	mg/L	0.1	1
Fe	mg/L	5	--
Mg	mg/L	--	250
Mn	mg/L	0.2	0.2
Hg	mg/L	0.001	0.01
Ni	mg/L	0.2	1
Pb	mg/L	0.05	0.05
Se	mg/L	0.02	0.05
Zn	mg/L	2	24

Los resultados analíticos de las muestras de suelo se compararon con los ECA (Tabla 4), aprobados por el D.S. N°011-2017-MINAM (MINAM, 2017a). Teniendo en cuenta que, de la totalidad de elementos, solamente cinco de ellos se encuentran normados (Pb, Hg, As, Ba y Cd), se revisó otras normas, por lo que se incluyó la establecida por Canadá (Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2020), vista en la Tabla 5.

Al determinarse que los valores resultantes superaron los ECA y/o los valores de fondo, se determinó que el suelo está ambientalmente impactado, por lo

que se procedió con la fase de caracterización, para identificar las fases biodisponibles.

Tabla 4. Estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo

N°	PARÁMETRO	USOS DEL SUELO		
		SUELO AGRÍCOLA	SUELO RESIDENCIAL/ PARQUES	SUELO COMERCIAL/ INDUSTRIAL/ EXTRACTIVOS
1	Arsénico total (mg/kg)	50	50	140
2	Bario total (mg/kg)	750	500	2000
3	Cadmio total (mg/kg)	1.4	10	22
4	Mercurio total (mg/kg)	6.6	6.6	24
5	Plomo total (mg/kg)	70	140	1200

Tabla 5. Estándares de calidad ECA (Perú) y CCME (Canadá) para suelo (uso agrícola)

PARÁMETRO	ECA	CCME
Arsénico	50	12
Bario	750	750
Cadmio	1.4	1.4
Cobre	--	63
Cromo	--	64
Mercurio	6.6	6.6
Níquel	--	45
Plomo	70	70
Selenio	--	1
Talio	--	1
Zinc	--	250

3.9 Análisis estadístico

Los datos procesados determinaron los parámetros estadísticos de cada elemento, en cada nivel de observación.

Se realizó la estadística bivarial, determinándose los coeficientes de correlación de Pearson, para posteriormente efectuar la estadística multivarial a través del análisis *cluster*, a fin de establecer las relaciones entre los distintos elementos químicos, tanto en agua como en suelo. La identificación de dichos *cluster* permitió determinar la relación de los mismos en el agua con el suelo, de manera tal que nos sirve para definir el efecto que produce la carga química proveniente de La Oroya en los suelos del sector Jauja-Huancayo.

IV. MARCO GENERAL

4.1 Ubicación y accesibilidad

El área investigada se emplaza en Junín, departamento ubicado en la parte central del Perú (Figura 4), que tiene como capital a la ciudad de Huancayo (con 3271 msnm), situada en el valle del Mantaro, valle longitudinal interandino con dirección noroeste-sureste, emplazado entre las cordilleras Occidental y Oriental.

El acceso desde la ciudad de Lima al área de interés se puede realizar por vía aérea, terrestre o férrea. Por vía aérea, se accede a la ciudad de Jauja en un vuelo de aproximadamente 50 minutos; vía terrestre, a través de un viaje a la ciudad de Huancayo, de aproximadamente siete horas. Vía férrea, con el tren Lima-Huancayo, en un viaje turístico de 14 horas aproximadamente.

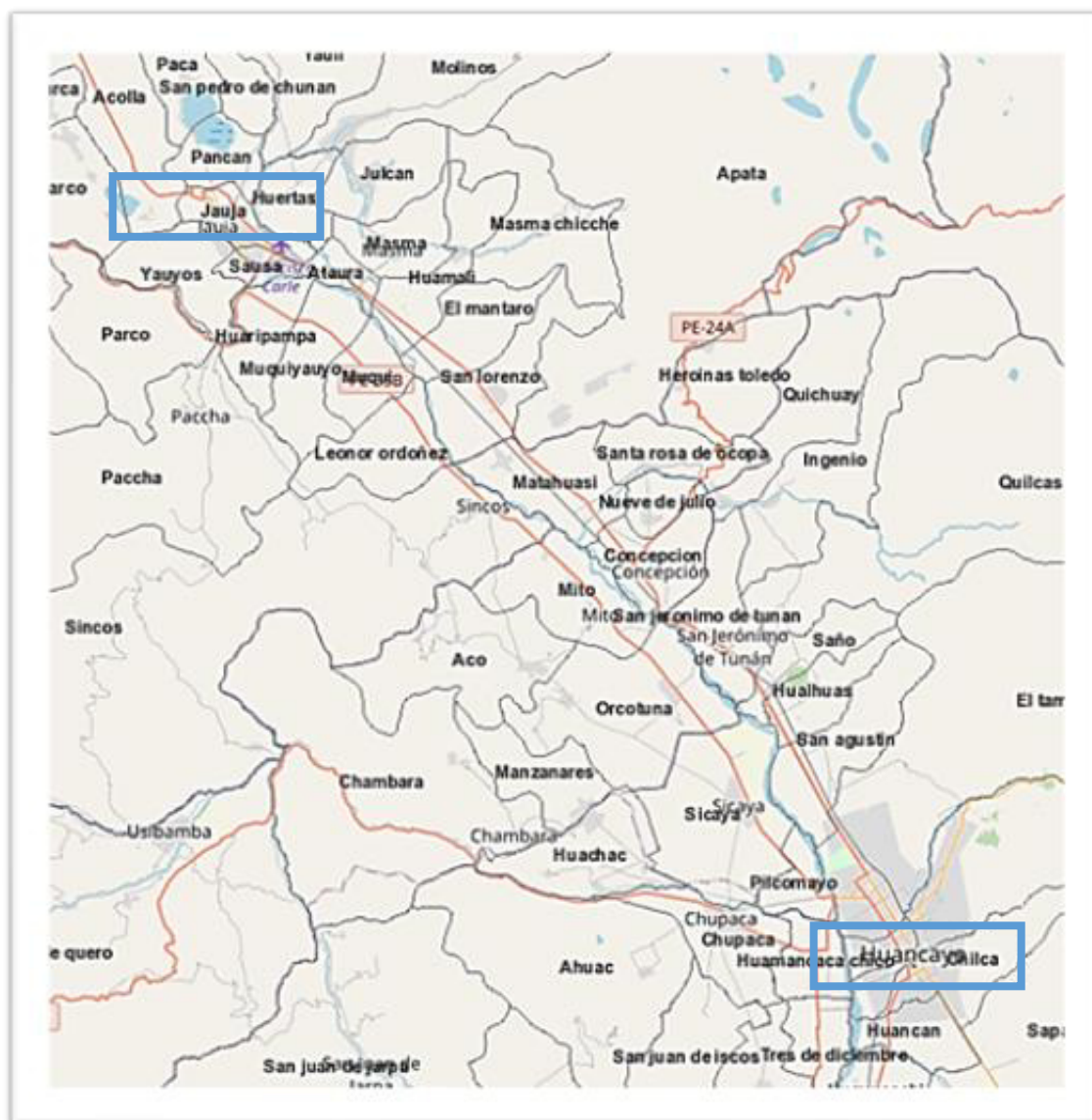


Figura 4. Sector investigado, entre Huancayo y Jauja.

4.2 Hidrografía

El Mantaro es uno de los ríos principales que drena sus aguas por el centro del Perú (Fotografía 6), el mismo que nace en el lago Junín (4080 msnm), el más alto del mundo, y en su recorrido cruza los departamentos de Junín (provincias de Junín, Yauli, Jauja, Concepción y Huancayo), Huancavelica y Ayacucho. Pertenece a la cuenca del río Amazonas y tiene un recorrido que va de noroeste a sudeste, conformando el valle del Mantaro, que se constituye en la principal despensa de alimentos para la ciudad de Lima. Tiene dos

afluentes principales: río Seco (por la margen izquierda) y río Conas (por la margen derecha), que tiene un mayor recorrido y drena al Mantaro por la localidad de Chupaca.

El máximo caudal ocurre en el mes de marzo ($200\text{m}^3/\text{s}$), el cual desciende desde el mes de mayo hasta noviembre, en el orden de los $50\text{m}^3/\text{s}$, mes a partir del cual el mismo va en aumento progresivamente.



Fotografía 6. Río Mantaro, margen derecha, localidad de Huancani. Vista mirando al este.

4.3 Clima y zonas agrícolas

En la zona investigada el clima es templado, seco, con período de lluvias entre los meses de diciembre y marzo, con temperaturas promedio anual entre 4 y 20°C .

Laporte, Faure, & Le Gal (2008) diferenciaron cinco zonas agrícolas, las que a continuación se definen.

- **Llanura aluvial.** Terreno de suave relieve, a unos 3000 metros de altitud, casi totalmente cultivado por papa, alfalfa, alcachofa, habas, cebolla, cebada, entre otros (Fotografía 7).



Fotografía 7. Zona de cultivos, alrededores de Sincos, por la margen derecha del río Mantaro.

- **Ribera derecha del Mantaro:** en la que se distribuyen tres terrazas aluviales.
- **Ribera izquierda del Mantaro.** Destaca la presencia de cultivos de alcachofa, mas no los de alfalfa, principalmente en las cuencas hidrográficas Achamayo y Shullcas.
- **Ladera de colinas.** Las laderas se reforestan con especies maderables, siendo las de mayor presencia el eucalipto, el pino y el ciprés.
- **Cumbre de colinas.** En aquellas se siembran papa, avena, olluco, mashua, oca, cebada y habas (Fotografía 8)



Fotografía 8. Cumbre de colinas.

4.4 Unidades geomorfológicas

Considerando geoformas de carácter depositacional y agradacional, como resultado de procesos constructivos derivados fundamentalmente de la acción del agua, se tienen las unidades de piedemonte así como las planicies, depresiones y otros, tal como se describen a continuación (Luque, Griselda; Rosado, Malena; Pari, Walter; Peña, Fluquer, 2020).

- ***Abanicos de piedemonte.*** Son depósitos de baja pendiente (menor a 15°), formados por acumulaciones de material acarreado por las corrientes de agua en la desembocadura de quebradas y ríos tributarios.

Vertiente coluvial de detritos. Son depósitos acumulados al pie de las laderas de montañas o colinas, por efecto de la gravedad, constituidos por fragmentos rocosos angulosos de diverso tamaño.

- ***Vertiente o piedemonte aluvio-torrencial.*** Se trata de una planicie inclinada a ligeramente inclinada y extendida al pie de las montañas o colinas, que está formada por la acumulación de sedimentos acarreados por corrientes

de agua estacionales de carácter excepcional, por lo que tiene diverso tamaño y forma.

Llanura o planicie inundable. Son superficies de suave pendiente, adyacentes a los fondos de valles principales y el mismo curso fluvial, sujetas a inundaciones recurrentes, ya sean estacionales o excepcionales en máximas avenidas, siendo ocupadas por terrenos de cultivo.

Valle fluvial. Depresión producto de los procesos de denudación en la que se depositan los sedimentos transportados por los diversos agentes, principalmente el agua. En las quebradas y ríos tributarios las pendientes pueden superar los 15°, siendo más angostos.

Planicie aluvial. Superficie plana muy extensa constituida por depósitos aluviales, ubicada entre las cordilleras Occidental y Oriental, representada por la depresión de Jauja-Huancayo, cuya altura varía entre 3160 y 3350 msnm, conformada por el socavamiento del río Mantaro, donde se emplaza un sistema de terrazas escalonadas.

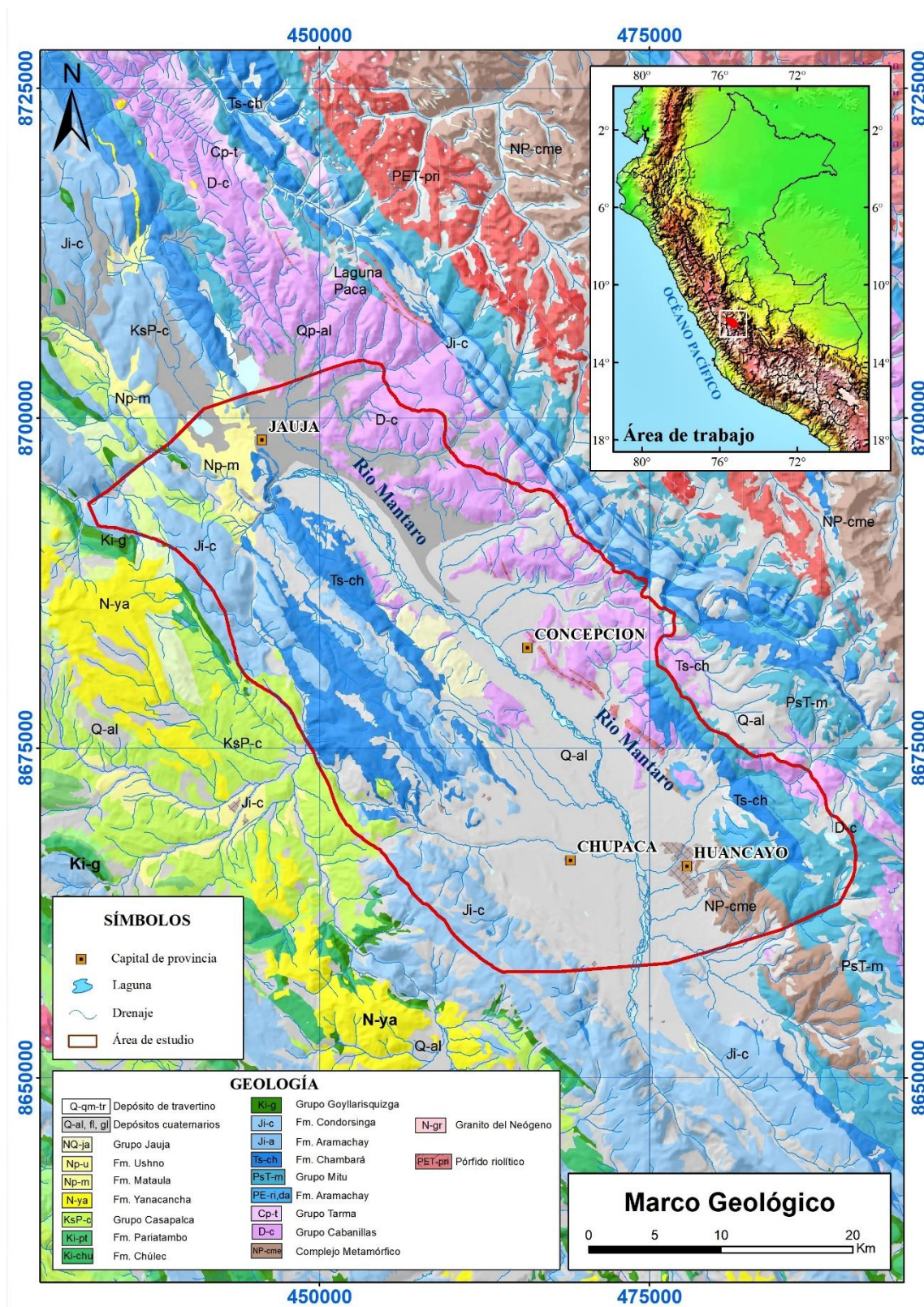
Terraza aluvial. Son planicies ubicadas por encima de la llanura de inundación principal, constituidas por gravas, arenas y material arcilloso. Sobre estos terrenos se desarrollan extensas zonas de cultivo y redes viales (Fotografía 9).



Fotografía 9. Terraza aluvial.

4.5 Marco geológico

En el sector Jauja-Huancayo, las unidades litoestratigráficas se disponen siguiendo el rumbo andino, siendo las rocas más antiguas las que corresponden al Complejo Metamórfico del Neo-proterozoico, seguido por los grupos Cabanillas, Ambo, Pucará, Casapalca, formación Yanacancha y grupo Jauja; unidades cuaternarias recientes de carácter aluvial, coluvial y fluvial recubren las depresiones de la cuenca y subcuencas hidrográficas. Algunos cuerpos intrusivos del Pérmico superior, aunque de limitada distribución, se encuentran afectando a las unidades siluro-devónicas del grupo Cabanillas. (Figura 5). Este capítulo se basa en la información disponible del INGEMMET (Paredes, Jorge, 1994).



4.5.1 *Neo Proterozoico – Ordovícico*

Complejo Metamórfico Huytapallana- Marairazo.

De las rocas aflorantes, estas son las más antiguas, observándose en la margen izquierda del río Mantaro, a lo largo de una franja de dirección noroeste-sureste, conformando el denominado Complejo Huaytapallana, que consiste de filitas, esquistos verdes y micáceos, así como de gneis, que en ocasiones se encuentran migmatizados.

Al norte de la localidad de Concepción se expone un anticlinal fallado, donde pone en contacto a esta unidad con los grupos Excelsior, Mitu y Pucará. En esta parte por el extremo oriental está en contacto fallado con los grupos Mitu y Pucará.

Es considerado como una secuencia meta-sedimentaria de edades máximas de depositación que oscilan entre los 750 y 470 Ma, sobre el basamento Mesoproterozoico Superior (Pedemonte, 2016).

4.5.2 *Silúrico-Devónico*

Grupo Excelsior

Al igual que la unidad anteriormente mencionada, se distribuye por la margen izquierda del río Mantaro, conformando una franja de dirección andina, adyacente al oeste de la misma.

Litológicamente, consiste de intercalaciones de meta-areniscas, meta-limolitas y meta-lutitas a intercalaciones de areniscas gris verdosas, limolitas y lutitas, con algunos niveles de pizarras, filitas y microconglomerados. Hacia la parte media del grupo Excelsior, las areniscas muestran mayor grosor, entre 50 y 60 cm., en tanto que hacia la parte superior se presentan meta-pelitas color gris oscuro con tonalidad verde amarillentas, pizarras y filitas finamente estratificadas, que se intercalan con meta-areniscas en estratos de 10-15 cm, en algunos casos presentan lutitas de coloración gris oscura en estratos centimétricos. También presenta meta-areniscas cuarzosas de grano medio a grueso, que afloran de forma discontinua en forma de cuerpos aislados,

aunque a veces ocurren en forma de olistolitos dentro de una secuencia metapelítica.

Esta unidad se encuentra sustancialmente deformada, mostrando intenso plegamiento.

4.5.3 Pérmico

Grupo Mitu

Esta unidad aflora siguiendo una franja noroeste-sureste, mayormente en las partes altas de la margen izquierda del río Mantario; asimismo, al noroeste de la ciudad de Huancayo entre los cerros Jerusalén y Huscjata, así como al este de Jauja entre los cerros Gallosincca y Monterayoc.

Litológicamente consiste de una secuencia de rocas volcánicas y sedimentarias. Las rocas volcánicas son de composición andesítica y riolítica con tonalidades gris blanquecino y verdoso, consistiendo además de rocas piroclásticas y volcanoclásticas de tonalidades violáceas. La secuencia sedimentaria consiste de conglomerados, areniscas y limolitas de tonalidad rojiza.

Al extremo suroriental, entre el cerro Sicnahuanca y la quebrada Mancocancha, se muestran areniscas rojizas laminadas con intercalación de lutitas rojas y hacia el tope conglomerados con clastos subangulosos de cuarzo y volcánicos intercalados con areniscas violetas.

El grupo Mitu yace en discordancia erosional y angular a las rocas del grupo Excelsior, infrayaciendo en leve discordancia angular al grupo Pucará.

4.5.4 Triásico – Jurásico

Grupo Pucará

El grupo Pucará es una secuencia carbonatada que aflora en el área de estudio; siguiendo una dirección noroeste-sureste, a ambos márgenes del río Mantaro, entre las localidades de Jauja, Concepción, Machay, quebrada Ronda. Comprende las formaciones: Chambará, Aramachay y Condorsinga.

- ***Formación Chambará***

El cartografiado geológico ha permitido diferenciar el miembro inferior en el sector suroccidental del área de estudio. Aflora al norte de la Hacienda Yanacocha en el núcleo del anticlinal de Chipicuyoc. Afloramientos similares se han cartografiado entre el norte de Toro Monya y el poblado de Tiste, donde forman parte del núcleo del anticlinal del mismo nombre. Litológicamente está compuesto por areniscas arcósicas y areniscas tobáceas que se intercalan con niveles de limoarcillitas calcáreas. Entre las localidades de Sincos, Marca Valle y Cerro Ipriolón se ha identificado intercalaciones de areniscas laminadas, calcáreas, gris claras a verdes, con lutitas grises y dolomías. En la parte media ocurren calizas, lentes de areniscas y margas con nódulos de hasta 10 cm de diámetro.

El miembro superior consiste de calizas, así como de una alternancia de areniscas con niveles ricos en glauconita representados por areniscas verdes laminadas. Entre el cerro Shiqui y Quisha Grande, se han identificado calizas laminadas y bioturbadas, con presencia de bioclastos.

- ***Formación Aramachay***

Sobreyace a la formación Chambará, aflorando a ambas márgenes del río Mantaro, a manera de franja de dirección noroeste-sureste. En el sector suroccidental se han identificado intercalaciones de areniscas, limolitas de coloración beige a verdosa y areniscas tobáceas con algunos niveles de calizas, así como calizas masivas color gris intercaladas con lutitas gris oscuras.

Le corresponde una edad del Sinemuriano.

- ***Formación Condorsinga***

Es la unidad superior del grupo Pucará y aflora en ambas márgenes del Río Mantaro, a manera de franjas siguiendo una dirección noroeste-sureste.

Litológicamente consiste de calizas gris claras con abundantes fragmentos fósiles de pelecípodos, poríferos y anélidos, diferenciable en el campo por el característico color gris plateado y beige; se presenta en estratos desde, delgados a la base y gruesos hacia el tope, a veces ondulados y nodulares con niveles de dolomía.

Hacia el este del poblado de Vilca está compuesta de calizas de coloración beige, con niveles de areniscas de grano medio, que presentan bioclásticos.

Se le considera una edad del Liásico superior.

4.5.5 Neógeno

Grupo Jauja

Los afloramientos se ubican en las partes bajas del río Mantaro, en las localidades de Tucumachay, San Juan Grande, Santa Cruz, Sincos y Mito, siguiendo una franja de dirección noroeste sureste. Considerando que este grupo comprende las formaciones Ushno y Mataula, en el área de estudio solamente se identifica la formación Mataula, correspondiente a la parte superior del mismo.

Litológicamente la formación Mataula consiste de areniscas conglomerádicas de color beige y conglomerados matriz soportados, cuyos clastos tienen diversa composición, en tanto que la parte superior se caracteriza por secuencias lacustres que se ubican a lo largo de las carreteras Aco-Mito y Chacrampa – Sincos, donde alcanzan un grosor de hasta 25 m; esta unidad contiene areniscas de grano fino.

La Formación Mataula, sobreyace a la Formación Ushno, no observable en el sector de estudio, aunque al sur de Sincos sobreyace a las secuencias metamórficas del grupo Excelsior.

Formación Ingahuasi

Aflora al este de la localidad de Concepción, siguiendo una orientación noroeste-sureste.

Litológicamente consiste de travertinos de coloración gris a beige, laminados, que algunas veces presentan brechas a la base, o niveles de conglomerados, areniscas y limolitas.

4.5.6 Cuaternario

El Cuadrángulo de Jauja, según su ubicación morfológica, posee un relieve abrupto hacia la zonas montañosas y laderas con pendiente media a alta en los márgenes de las quebradas y ríos. Por consiguiente, presenta constante erosión y movimiento de materiales no consolidados, por lo que produce la formación de depósitos que a continuación son detallados:

Depósitos aluviales

El río Mantaro tiene un curso de sentido al sureste en el área de estudio, habiendo desarrollado a través del tiempo tres terrazas. Las que cubren las distintas unidades descritas anteriormente.

- Terraza Aluvial 1

Esta terraza se extiende en las localidades de San Pedro de Saño y San Miguel de Tambo Anya.

Consiste principalmente de conglomerados bien seleccionados, conformando bancos de hasta 20 m., teniendo en algunas zonas intercalaciones lenticulares de arena.

- Terraza Aluvial 2

La segunda terraza se extiende sobre la localidad de San Jerónimo, Santa Rosa de Ocopa, Santa María y Jauja; a la margen izquierda del Río Mantaro. En dichas localidades, se encuentra en contacto con el Grupo Excelsior. A la margen derecha, se extiende sobre Pacha Shaspina, Mesatanta, Vicso y Aco; en contacto con las secuencias de los grupos Excelsior, Pucara y Jauja.

Está constituida conglomerados sueltos con una matriz de arenas y limos beiges, con escasos lentes de arena.

- Terraza Aluvial 3

La terraza 03 fue identificada en las localidades de Chichipampa, Chaupimarca y Huertas; a la margen izquierda del Valle Huancayo – Jauja; mientras que a la margen derecha, se encuentra en Huaripampa, Cuto Cuto, Mataula y Santa Cruz. Llega a expandirse hasta una distancia de 2km del Río Mantaro.

La terraza 03 es la más baja y con varios niveles escalonados entre 4 y 7 m. encima del nivel del río Mantaro.

Depósitos coluviales

Es material clástico inconsolidado, mal clasificado, que se acumula en las laderas de los cerros, por la acción gravitacional; consiste de fragmentos rocosos, arenas, limos y arcillas, teniendo una distribución bastante localizada.

Depósitos fluviales

Es el material que, siendo transportado por los ríos o quebradas, son depositados en sus lechos; consisten en gravas, arenas, limos y arcillas. Presentan mayor distribución en el río Mantaro, donde conforma playas a ambos márgenes.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Análisis, interpretación y discusión de resultados

A continuación, se procedió con el análisis, interpretación y discusión de resultados que corresponden a las muestras de agua y suelo (a nivel superficial y profundo); respecto a estas últimas, también se procedió con análisis de extracción secuencial en aquellas muestras que superan el ECA en plomo (25), lo que permitió establecer la biodisponibilidad de este y otros elementos; asimismo con el procesamiento estadístico multivariado, se determinaron las asociaciones de los elementos.

5.1.1. *Parámetros físicoquímicos de agua*

Los parámetros fueron analizados, tanto en aniones como en cationes, algunos de los cuales se evaluaron con el ECA establecido en la normatividad peruana.

Bicarbonato (HCO_3^-)

Este parámetro varía entre 50 y 200mg/L, con abundancias mayores en canales, río Mantaro y algunas quebradas, como resultado de la influencia del material rocoso de naturaleza carbonatada. El ECA para riego de vegetales es de 518mg/L, el cual no es superado (Figura 6).

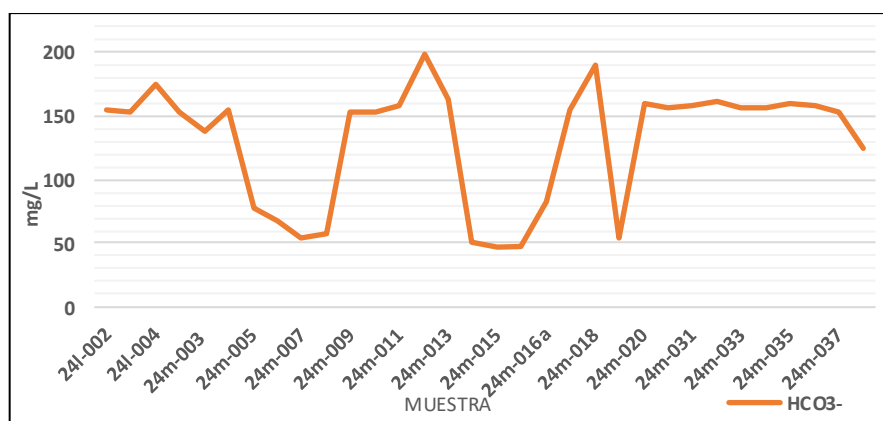


Figura 6. Bicarbonato en aguas superficiales.

Sulfato (SO_4^-)

Los mayores contenidos de este parámetro corresponden al río Mantaro y canales asociados a este, superando inclusive los 200mg/L, a diferencia del contenido en las quebradas, donde apenas llegan a 20mg/L, lo que define la mayor carga metálica en los primeros, proveniente desde aguas arriba, en La Oroya. El ECA (1000 mg/L) no es superado (Figura 7).

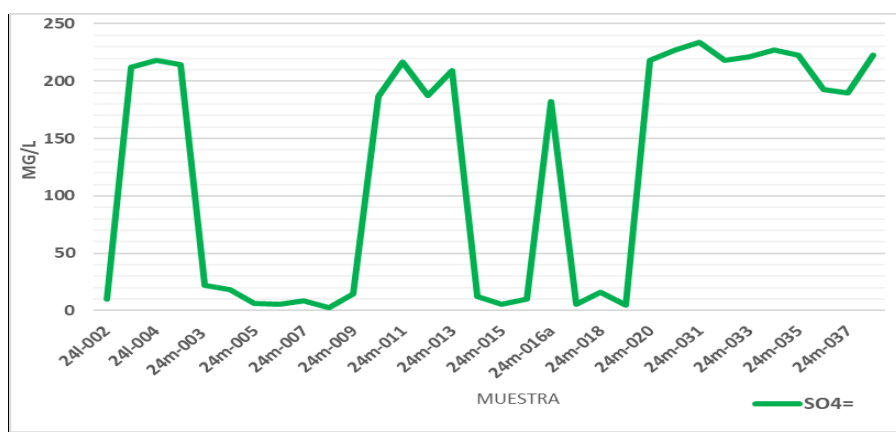


Figura 7. Sulfato en aguas superficiales.

Cloruro (Cl^-)

Los mayores contenidos del ion cloruro corresponden a muestras de agua del río Mantaro, así como a los canales a los cuales se deriva su agua, explicando su relación con la presencia de metales pesados. Su distribución es muy similar a los sulfatos. No obstante, en ningún caso, el ECA (500 mg/L) es superado (Figura 8).

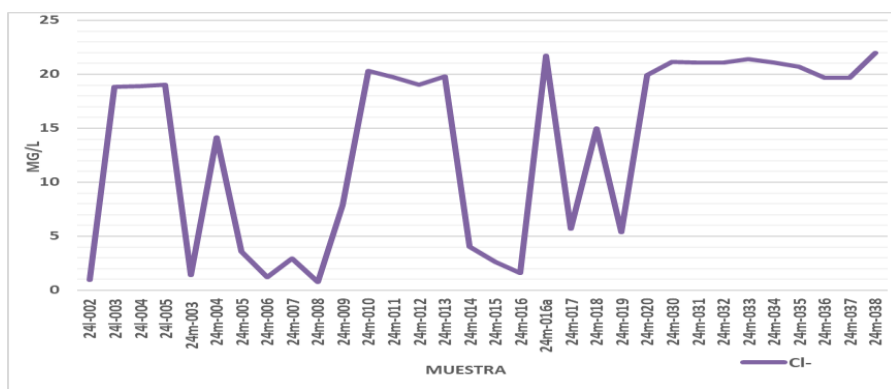


Figura 8. Cloruro en aguas superficiales.

Bicarbonatos, Cloruros y Sulfatos

En la Figura 9 se aprecia la mayor carga de sulfatos y bicarbonatos, que corresponden a lugares donde el agua tiene una mayor carga metálica, lo que le otorga una clasificación de aguas sulfatadas bicarbonatadas; aun cuando las proporciones del ión cloruro son menores, los valores más elevados se corresponden con los sulfatos, en clara relación con la distribución de metales, provenientes de La Oroya.

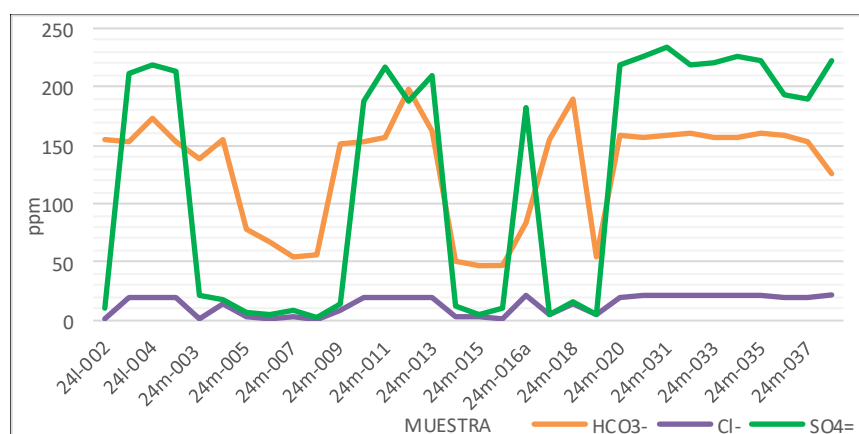


Figura 9. Bicarbonatos, cloruros y sulfatos en aguas superficiales.

Aluminio

Por lo general, los contenidos de aluminio no superan los 0.5 mg/L, siendo el ECA de 5mg/L, aunque en tres muestras de canal los valores son superiores, llegando en el caso del canal Muqui a casi 2.4 mg/L (Figura 10).

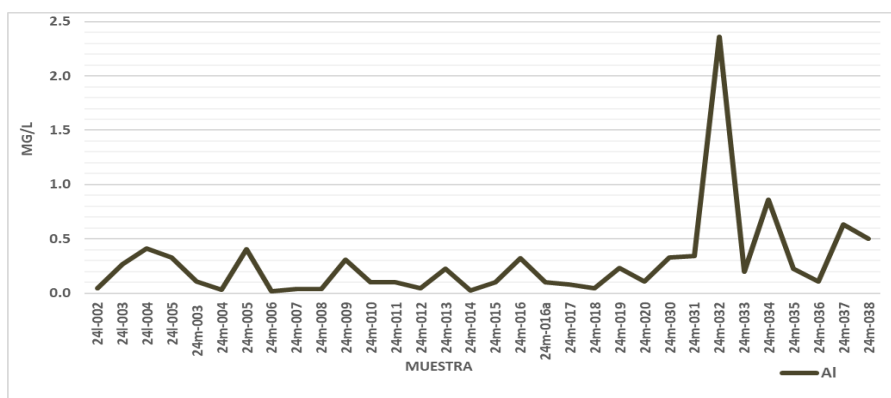


Figura 10. Aluminio en aguas superficiales.

Arsénico

Por lo general, los valores de arsénico no superan los 0.015mg/L, salvo en el caso de algunos canales como Muqui y Muquiyauyo, donde alcanzan 0.035 y 0.020 mg/L, respectivamente, mostrando cierta relación con el contenido de aluminio. El ECA es de 0.1mg/L (Figura 11).

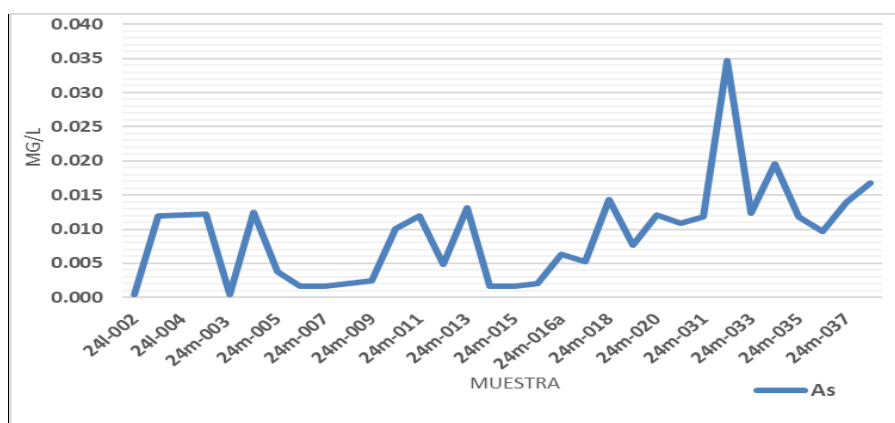


Figura 11. Arsénico en aguas superficiales.

Bario

Indistintamente, los contenidos de bario alcanzan valores significativos tanto en quebradas, el río Mantaro, así como en los canales, sin llegar a superar el ECA (0.7 mg/L), mostrando similar distribución con los bicarbonatos (Figura 12).

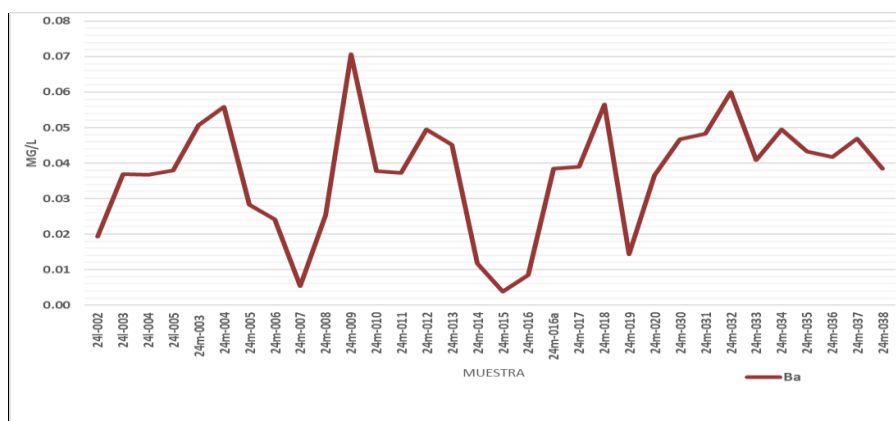


Figura 12. Bario en aguas superficiales.

Cadmio

Con la mayoría de valores que no llegan a superar el límite de detección (0.0002mg/L), los mayores ocurren en los canales Muqui y Muquiyauyo, con contenidos de 0.0015 y 0.0007mg/L (Figura 13). El ECA es de 0.01mg/L.

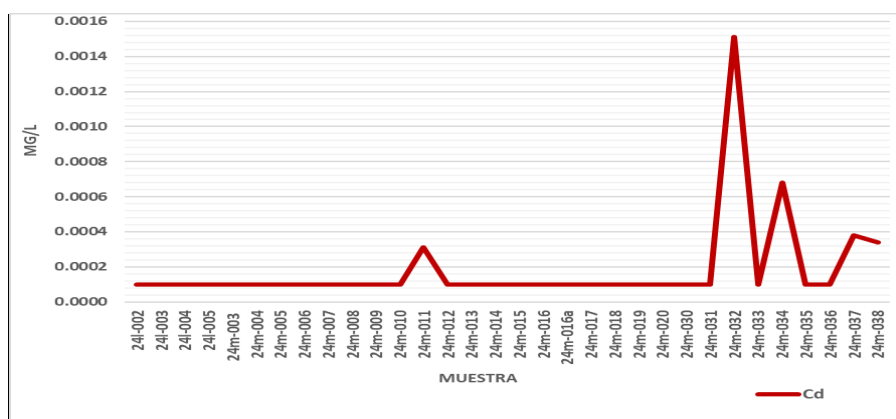


Figura 13. Cadmio en aguas superficiales.

Cobre

Los valores de cobre en el agua no superan mayormente 0.01mg/L, alcanzando los máximos en los canales Muqui (0.0334mg/L) y Muquiyauyo (0.0154mg/L), muy inferiores al ECA. El contenido de cobre muestra una relación directa con el aluminio (Figura 14). El ECA es de 0.2mg/L.

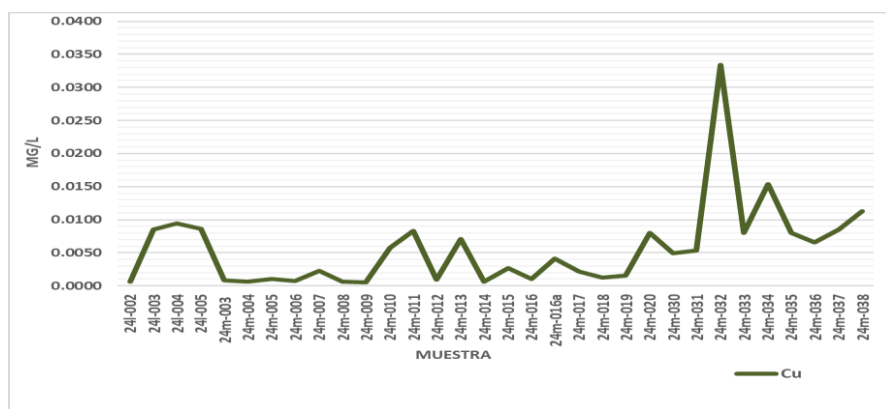


Figura 14. Cobre en aguas superficiales.

Hierro

Tanto en canales, río Mantaro o quebradas se alcanzan valores cercanos a 1mg/L, en tanto que en los canales Muqui y Muquiyauyo igualmente se denotan valores significativos, llegando en el primero a 1.58mg/L (Figura 15), sin llegar a superar el ECA establecido (5mg/L).

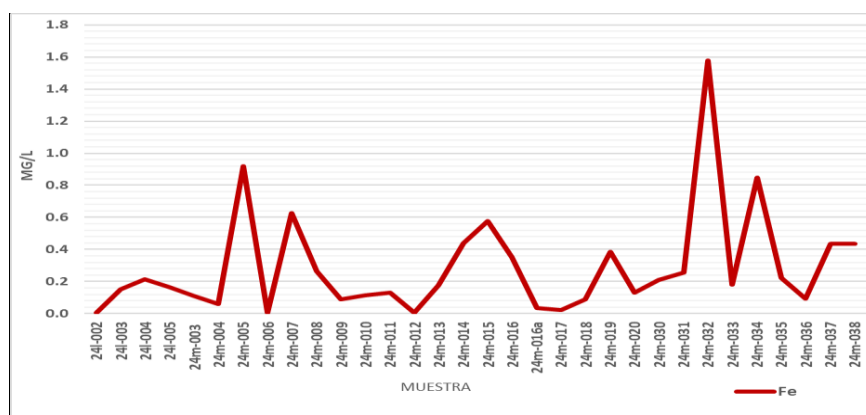


Figura 15. Hierro en aguas superficiales.

Manganeso

El 33% de las muestras superan el ECA (0.2mg/L), además que los mayores contenidos se encuentran en el río Mantaro y canales derivados (Muqui y Muquiyauyo), tal como se aprecia en la Figura 16.

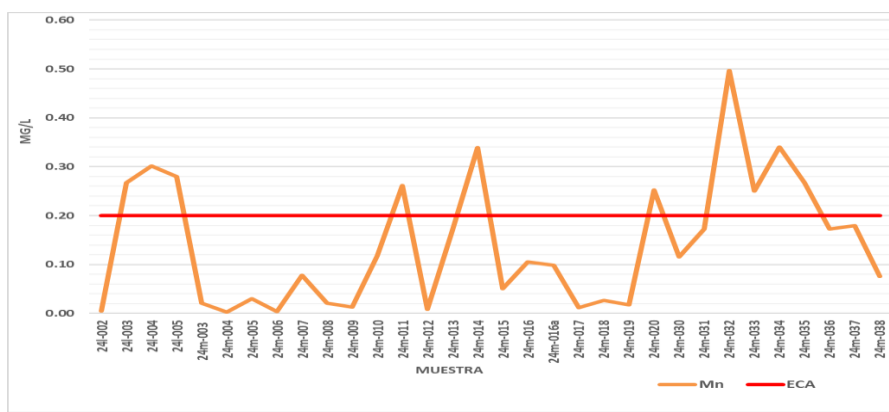


Figura 16. Manganeso en aguas superficiales.

Níquel

Todas las muestras, excepto una del río Marañón, son inferiores al límite de detección (0.00035mg/L). En esta estación, además de Ni, destacan los altos valores de Cd y Be. El ECA es de 0.2mg/L, muy superior a los contenidos mostrados (Figura 17).

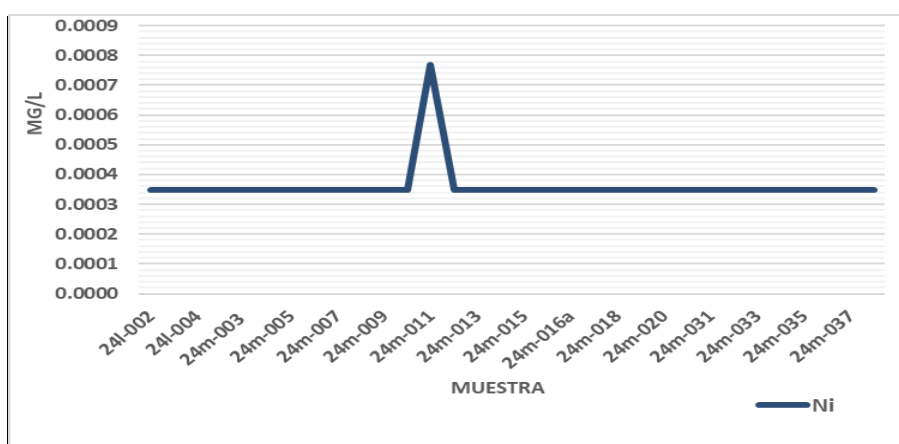


Figura 17. Níquel en aguas superficiales.

Plomo

Por lo general, la abundancia de este elemento no supera los 0.005mg/L del ECA, salvo las muestras de los canales Muqui y Muquiyayuyo, con 0.1113 y

0.0318mg/L respectivamente, siendo que la primera de ellas supera dicho ECA (Figura 18).

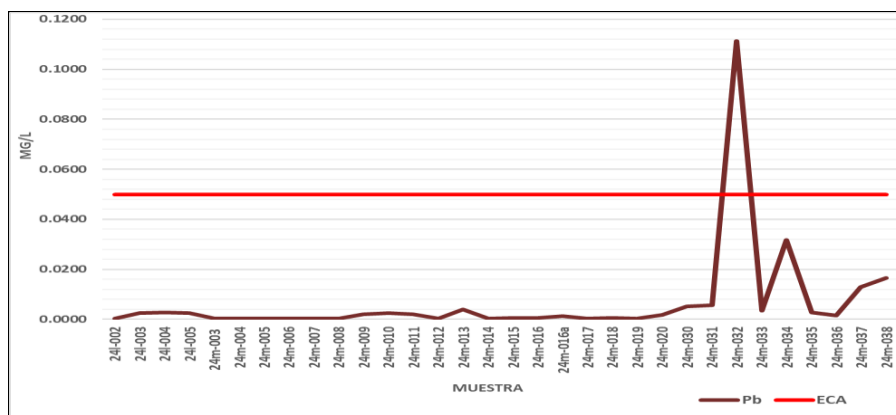


Figura 18. Plomo en aguas superficiales.

De acuerdo a Siles (2017), en la localidad de la Oroya Antigua, el contenido promedio de plomo en períodos lluviosos llega hasta 0.11mg/L (en período seco llega hasta 0.04mg/L). Para el presente estudio, el muestreo se efectuó en periodo seco, lo que nos permite inferir que los altos valores se relacionan a dicha localidad.

Azufre

Este elemento marca claramente dos conjuntos de muestras: aquellas que corresponden al río Mantaro y canales asociados, con abundancias superiores a 60mg/L y aquellas que corresponden a quebradas, con abundancias inferiores a 10mg/L (Figura 19). El patrón de distribución es similar al del anión Cl y al Cu. No se cuenta con estándares de referencia.

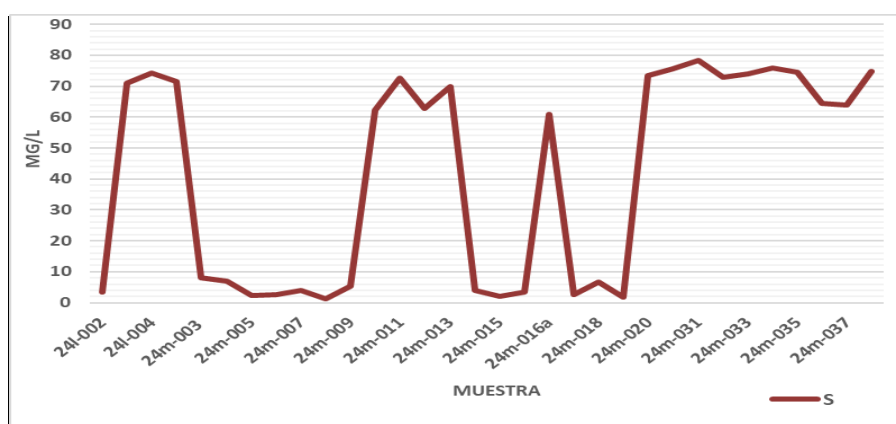


Figura 19. Azufre en aguas superficiales.

Selenio

Para este elemento, todas las muestras presentan contenidos por debajo del límite inferior de detección (0.002mg/L). El ECA es de 0.02 mg/l.

Zinc

A pesar que ninguna muestra supera el ECA (2.0mg/L), se tienen dos valores que destacan y que corresponden a los canales Muqui y Muquiyauyo, 0.357 y 0.165mg/L respectivamente, (Figura 20). Los contenidos de Zn tienen distribución similar al Pb y en menor medida al Cd.

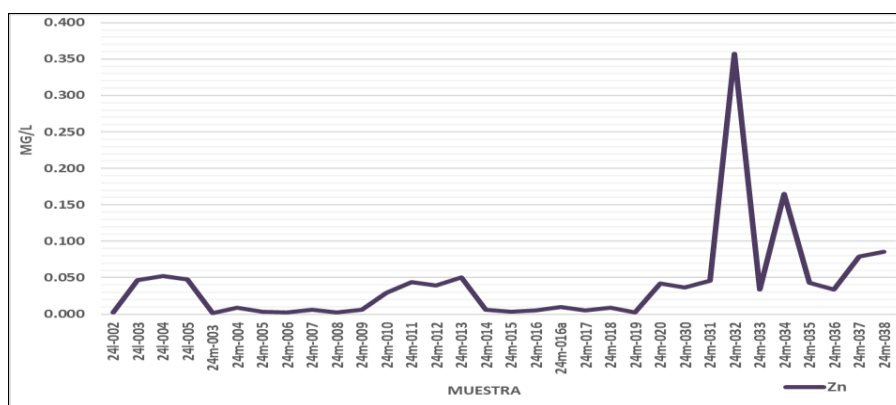


Figura 20. Zinc en aguas superficiales.

pH

El ECA tiene un límite inferior (6.5) y uno superior (8.5). Todas las muestras están por encima de pH 7, en tanto que algunas de ellas superan el 8.5 (Figura 21), dada la naturaleza carbonatada del agua del río Mantaro, en cuyas márgenes se emplazan unidades calcáreas del grupo Pucará.

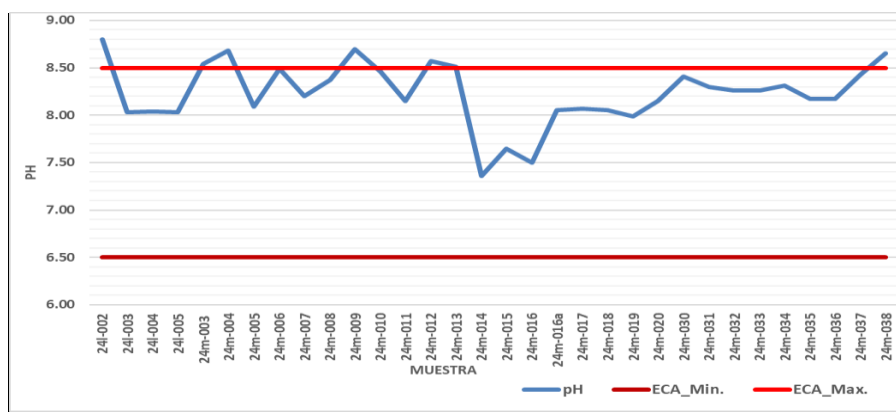


Figura 21. pH en aguas superficiales.

Potencial de oxidación- reducción (ORP)

Por lo general, los valores de este parámetro en el río Mantaro y canales son bajos (inferiores a 20), en correspondencia con los altos valores en metales, denotando un entorno fuertemente reductor, en tanto que los mayores valores, que alcanzan un máximo de 228, revelan condiciones óxicas, con agua saturada de oxígeno (Figura 22). No se cuenta con un ECA para este parámetro.

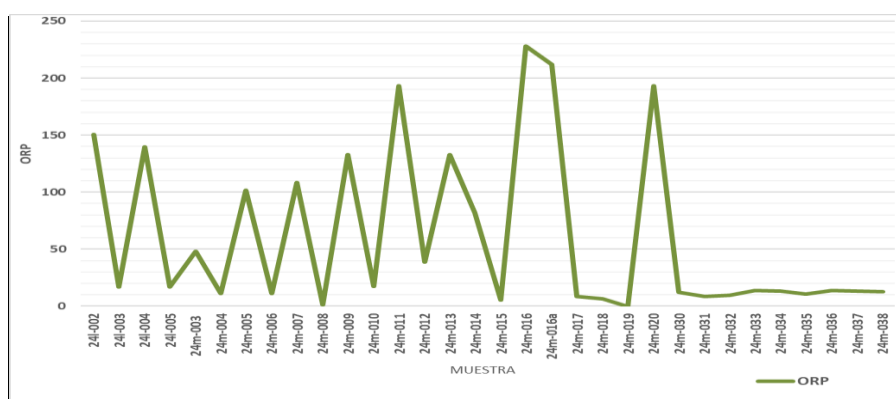


Figura 22. ORP en aguas superficiales.

Oxígeno disuelto

Todos los resultados analíticos, excepto el que corresponde al canal San Lorenzo, supera el ECA (4.0 mg/l), con 7.58mg/l, lo que implica que en resto de casos las condiciones del agua no son favorables para la vida de diversas especies en los cuerpos de agua (Figura 23).

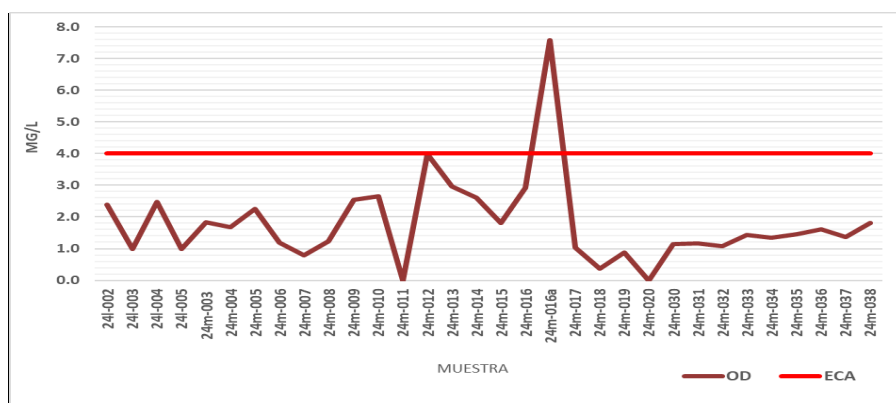


Figura 23. Oxígeno disuelto en aguas superficiales.

Conductividad eléctrica

Los máximos valores, que bordean los 800 uS/cm, corresponden a muestras del río Mantaro, así como a canales, a diferencia de las muestras de las quebradas que confluyen a dicho río, mostrando con ello la gran carga de sales predominantemente en el mismo río, así como el agua que se deriva de aquel. El ECA de este parámetro es 2500uS/cm, el cual no es superado (Figura 24).

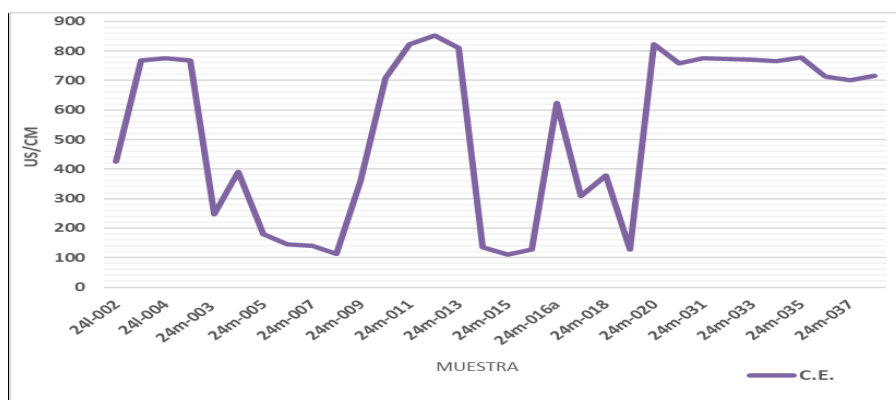


Figura 24. Conductividad eléctrica en aguas superficiales.

Resistividad

Este parámetro es inverso al de conductividad, por lo que los mayores valores corresponden a agua en la que existe una menor cantidad de sales y por ende, metales (Figura 25). No está establecido un ECA para este parámetro.

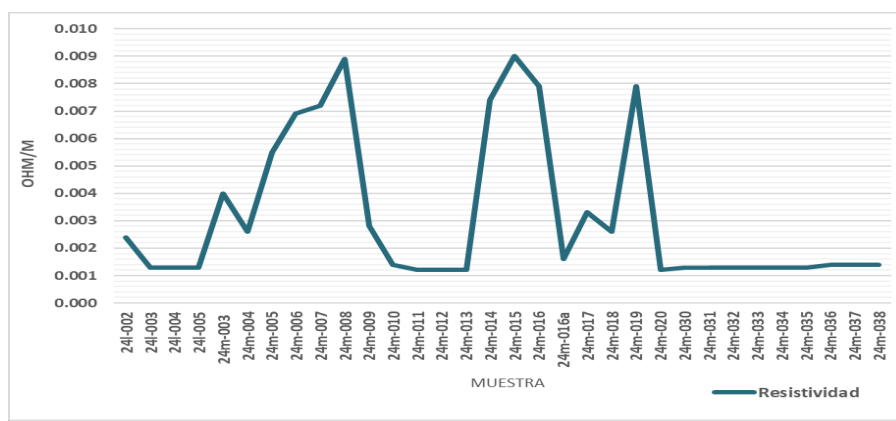


Figura 25. Resistividad en aguas superficiales.

Salinidad

Este parámetro está directamente relacionado a la conductividad eléctrica y señala la respuesta a la cantidad de sales disueltas contenidas en el agua, con predominancia en el río Mantaro y los canales que derivan de aquel (Figura 26). No hay un ECA establecido.

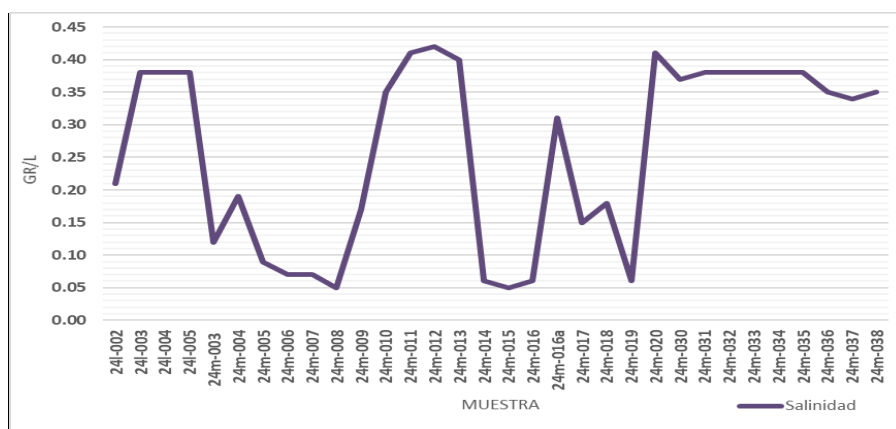


Figura 26. Salinidad en aguas superficiales.

Presión

La variabilidad de este parámetro es amplia, entre 630 y 696, sin distinguirse diferencias entre las muestras de río, canal o quebradas (Figura 27). No se cuenta con un ECA.

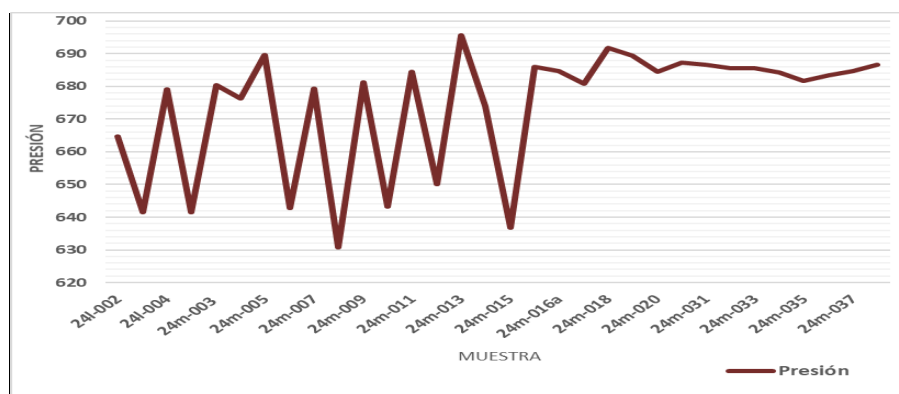


Figura 27. Presión en aguas superficiales.

Distribución de metales

En la Figura 28, se aprecia la estrecha relación entre el cobre, plomo, zinc, hierro, arsénico y manganeso, presente en las muestras de agua recolectadas en el río, afluentes y canales, las cuales tienen la carga metálica proveniente de La Oroya.

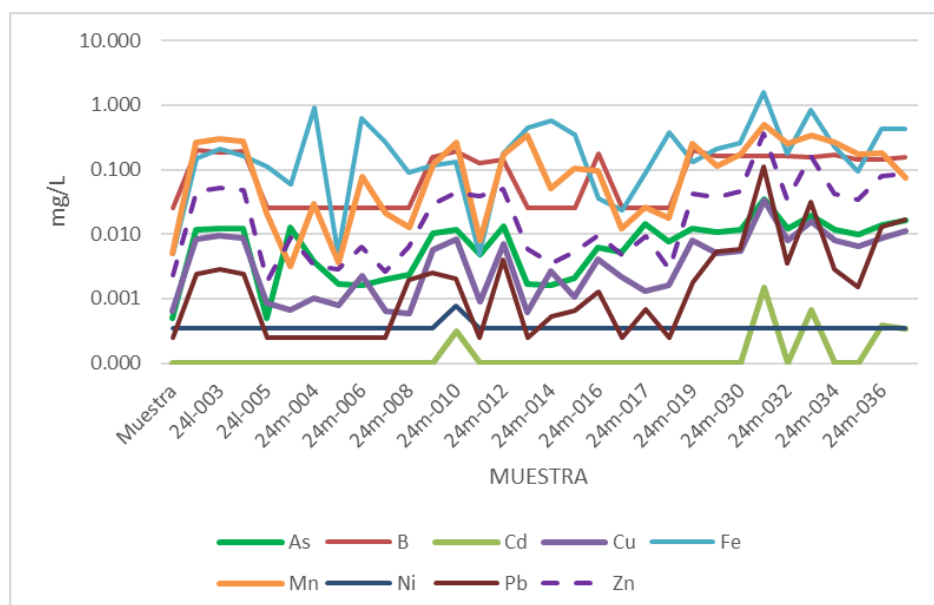


Figura 28. Distribución de elementos traza en aguas superficiales.

5.1.2 Análisis estadístico – agua

Estadística bivarial

De los parámetros analizados, se tienen correlaciones muy fuertes, llegando algunas a un coeficiente de 1 (Anexo 1). Haciendo particular referencia a los elementos de interés, se puede realzar las siguientes:

- **Correlaciones muy fuertes ≥ 0.9 :** As-Cu,Al; Cd-Al,Pb,Zn; Pb-Al,Cu,Zn; Zn-Al,Cu; SO_4 -F,Cl, Na,Mg,Ca,B,CE.; salinidad-Cl, SO_4 ,Mg,Ca,B,S. Estas correlaciones denotan el comportamiento de los metales, así como de los sulfatos con las sales, los mismos que serán aportados a los suelos motivo de estudio.
- **Correlaciones fuertes (>0.7)** del Pb-As,Fe, que también explica patrones de dispersión similar, provenientes de La Oroya.

Estadística multivariial

La estadística multivariial, a partir de los resultados analíticos del agua, determinaron la relación existente entre las diversas variables, resultando tres *cluster* (Figura 29), que a continuación se explican.

- **Cluster 1:** CE-TDS-Salinidad-Ca-Mg, que se relaciona con el SO_4 -S-B-Cl-F- HCO_3 y K

Esto explica la asociación CaSO_4 - MgSO_4 con los haluros de Na/K, que refleja la presencia de sales en un agua bicarbonatada. Estos elementos tienen una movilidad alta a muy alta en condiciones oxidantes y alcalinas, como en el caso de la presente investigación.

- **Cluster 2:** Cd-Pb-Zn-Al-Cu-As-Fe-Mn, relacionado al CO_3 -pH

Es la asociación de metales cuya movilidad relativa va de media a muy baja, ligada a los carbonatos provenientes de la formación Jumasha, que le dan basicidad al agua. Esta asociación explica la carga metálica proveniente desde La Oroya, la que además condiciona el pH.

- **Cluster 3:** ORP-OD- NO_3 - SiO_2 -Resistividad

Es evidente la relación natural entre ORP y OD, en tanto que el NO_3 , puede estar ligado a la presencia de úrea, la cual favorece la composición de silicatos en sílice coloidal, que conlleva al incremento en la resistividad del agua.

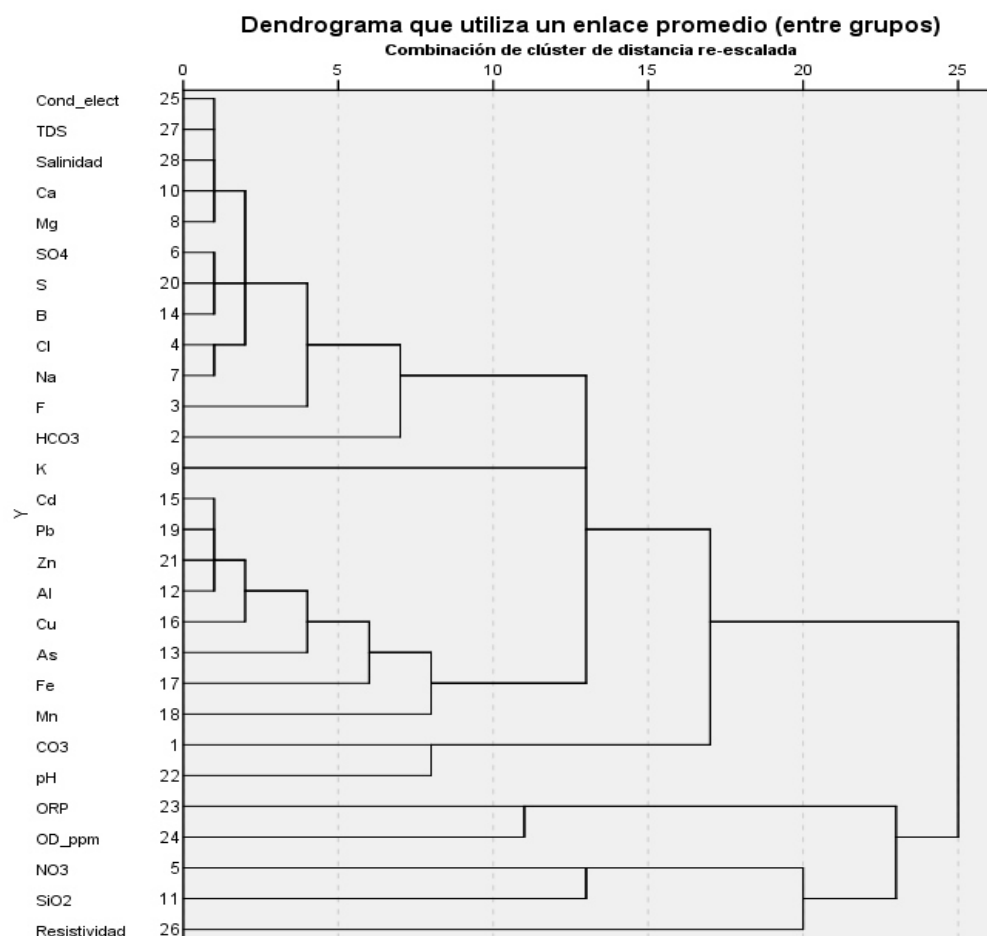


Figura 29. Dendrograma de análisis *cluster* en muestras de agua.

5.1.3. *Parámetros físicos, químicos y biológicos de suelos*

Parámetros físicos

- Textura

A partir de los análisis efectuados por el Instituto Geofísico del Perú (IGP, 2010), se consideran las características texturales de los suelos de los distritos Sincos (margen derecha), El Mantaro (margen izquierda) y Muqui (margen derecha), en la provincia de Jauja, así como de Huancayo y El Tambo (margen izquierda), en la provincia de Huancayo, los cuales representan mayor distribución en el área de estudio.

La mayor parte de los suelos tiene textura franco arcillosa arenosa, con una proporción significativa de textura franco arenosa en Sincos y El Tambo y de textura franco arcillosa en Muqui y Huancayo (Figuras 30 al 34).

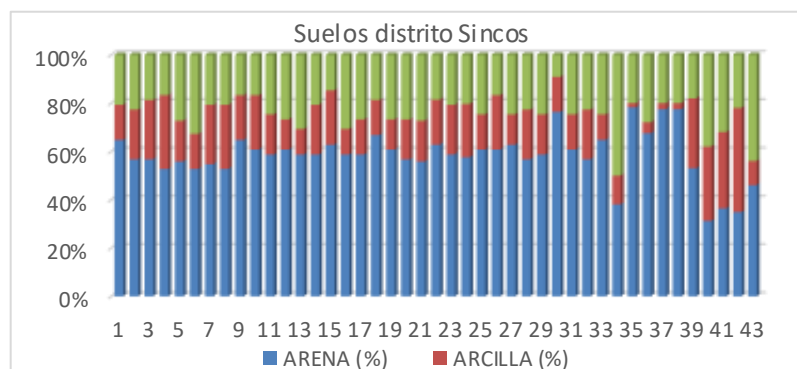


Figura 30. Composición textural de suelos en distrito Sincos.

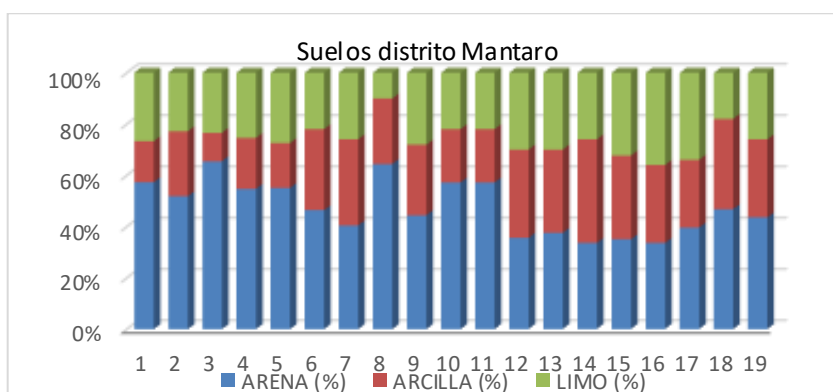


Figura 31. Composición textural de suelos en distrito El Mantaro.

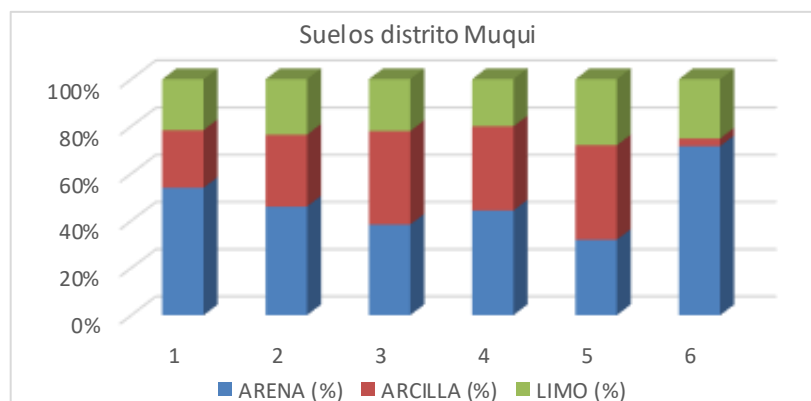


Figura 32. Composición textural de suelos en distrito Muqui.

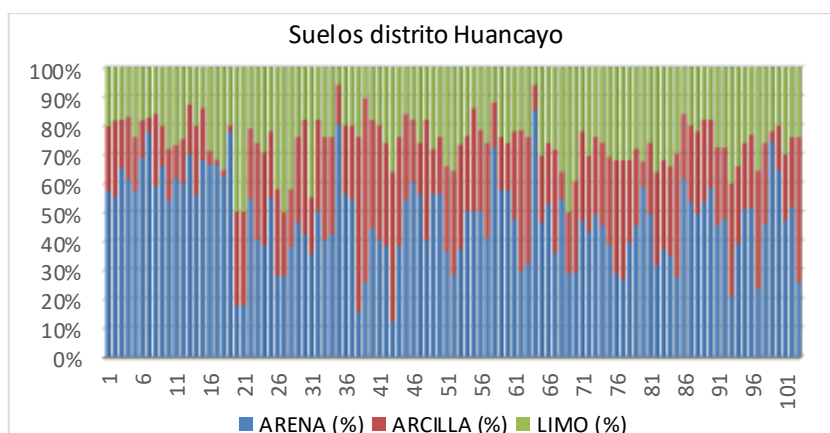


Figura 33. Composición textural de suelos en distrito Huancayo.

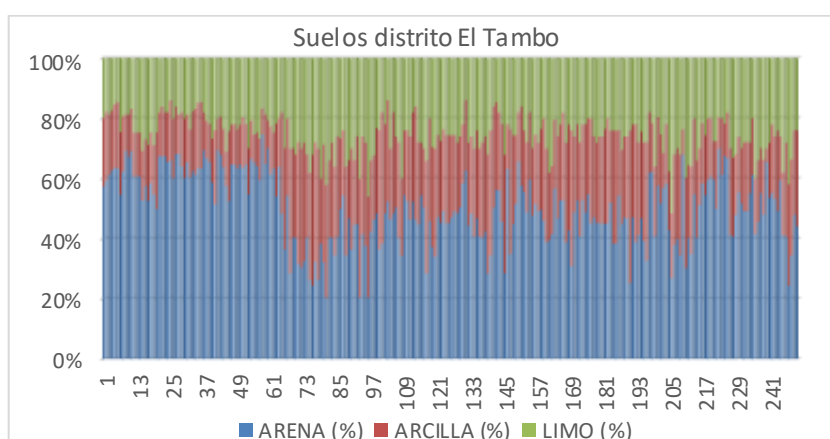


Figura 34. Composición textural de suelos en distrito El Tambo.

- Color

Munive, Cabello, Carbo & López (2017) reportan el color de los suelos en cuatro localidades: Chupaca, Santa Ana, El Mantaro y Huayao, infiriendo que los colores más oscuros están relacionados al mayor contenido de materia orgánica, como es el caso de Chupaca; la coloración amarillenta de El Mantaro se relaciona a óxidos de hierro hidratado unidos a arcilla y materia orgánica, lo que implica que se trata de suelos más degradados.

- *pH del suelo*

El pH en algunos suelos superficiales varía entre 5.5 y 8.5 (Figura 35), teniendo tendencias más ácidas; en tanto que en los suelos profundos varía entre 6,7 y 8.6 (Figura 36), tratándose de suelos neutros a alcalinos, que no

denotan el impacto de los metales presentes, en lo que se refiere al drenaje que proviene de la zona minera de La Oroya. En los suelos alcalinos hay una disminución en la disponibilidad del N, P, B, Cu, Zn, Fe, Mn, Co, los cuales son necesarios para la actividad biológica.

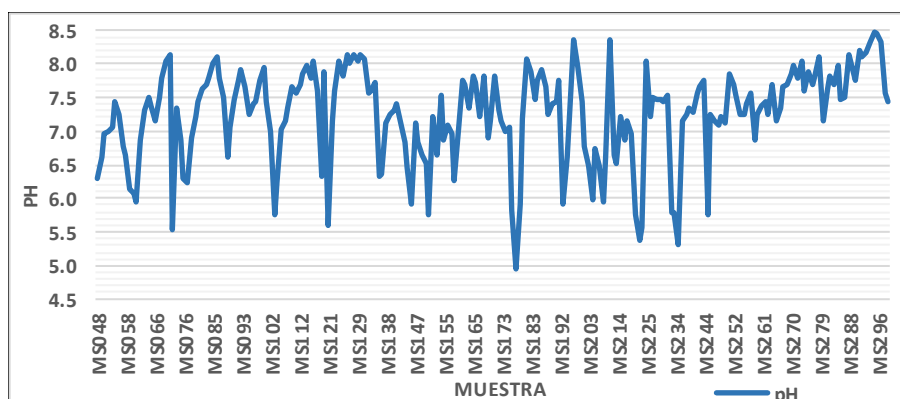


Figura 35. pH en suelos superficiales.

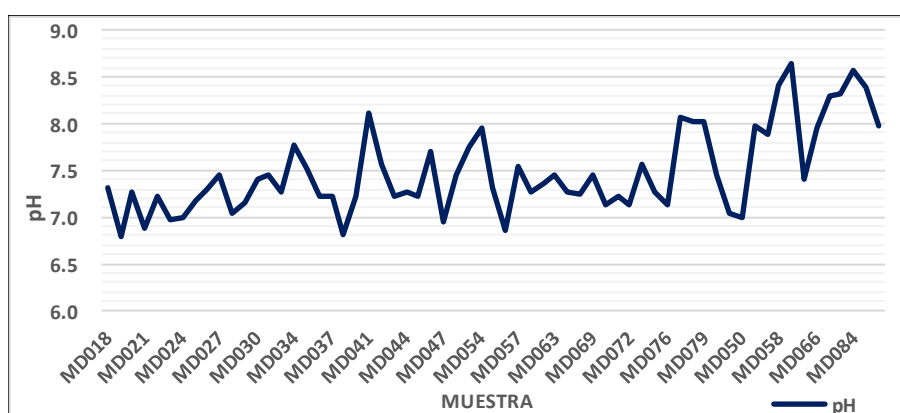


Figura 36. pH en suelos profundos.

- Capacidad de Intercambio catiónico (CIC)

Munive (2018), determinó el CIC en dos lugares de la cuenca: El Mantaro y Muqui, con 20cmol/kg y 11.2cmol/kg respectivamente. En la localidad de Orcotuna, margen derecha del río Mantaro, Llanos (2018) registra un CIC de 20.26, con un alto contenido de carbonato de calcio (15.3%); en la localidad de Matahuasi, margen izquierda del río Mantaro, (Rosales, 2020), refiere una CIC de 7.52cmol/kg para estos suelos que son regados por aguas captadas del canal CIMIRM.

Asimismo, Mendoza (2012) analizó suelos del distrito El Mantaro, resultando 51 muestras con una CIC alta (>20cmol/kg) y 39 muestras con una CIC

moderadamente alta (12 a 20cmol/kg), indicando alta fertilidad, permitiendo buena retención de cationes nutrientes de las plantas.

Parámetros químicos

Elementos mayores

En términos generales, hay un leve incremento de Al_2O_3 , CaO , MgO y TFe_2O_3 en los suelos profundos (Tabla 6), correspondiendo con la naturaleza más máfica de los componentes minerales del suelo, en contraste con los niveles superficiales más silíceos.

Tabla 6. Contenido de óxidos mayores en suelos

COMPUESTO	PROMEDIO (%)	
	SUELO SUPERFICIAL	SUELO PROFUNDO
SiO_2	63.2	60.6
Al_2O_3	14.8	15.6
CaO	5.22	5.87
K_2O	2.92	2.93
MgO	1.95	2.24
Na_2O	1.46	1.47
TFe_2O_3	5.92	6.34

A continuación, describimos la distribución superficial y a profundidad de cada uno de los elementos analizados, sean mayores, menores y traza.

- Sílice (SiO_2)

Hay una ligera mayor abundancia de sílice, acorde a la naturaleza arenosa de los niveles superficiales (Figura 37), en tanto que hacia los suelos profundos (Figura 38), los valores promedian contenido de sílice menores.

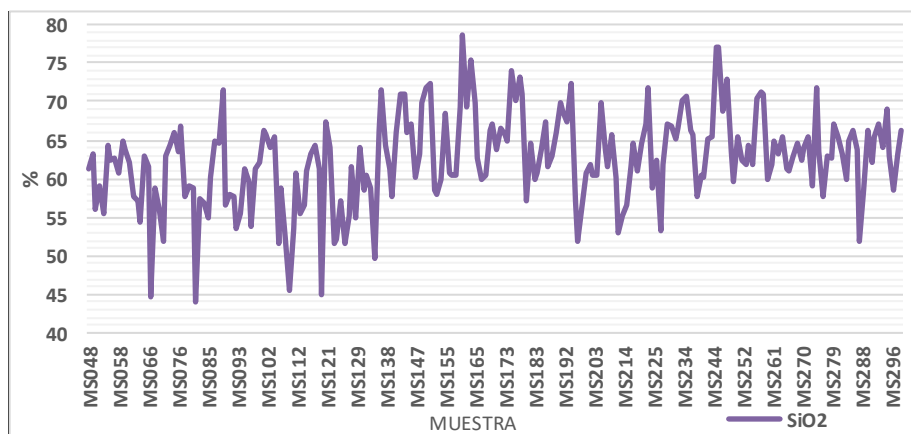


Figura 37. Sílice en suelos superficiales.

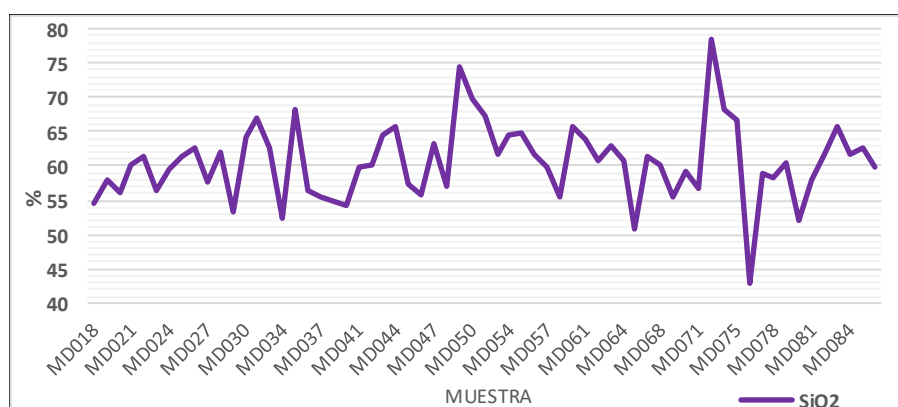


Figura 38. Sílice en suelos profundos.

- **Alúmina (Al₂O₃)**

Las tendencias del contenido de alúmina son similares (Figuras 39 y 40), con un ligero mayor contenido en los niveles más profundos.

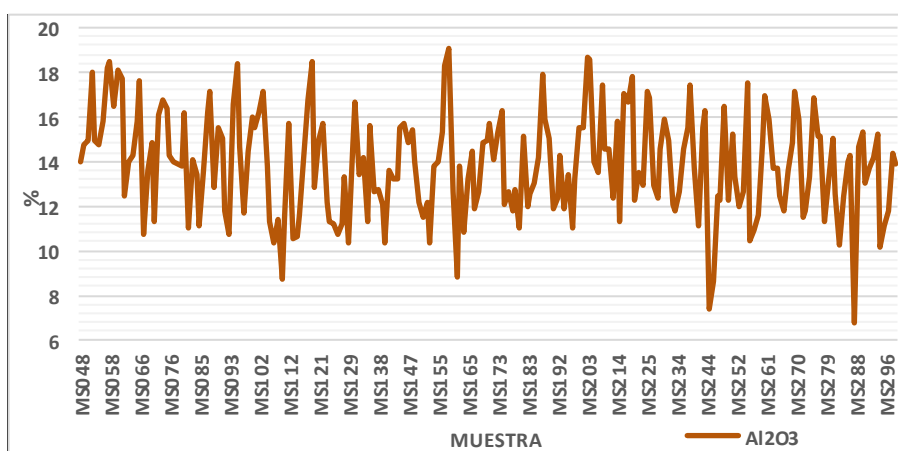


Figura 39. Al₂O₃ en suelos superficiales.

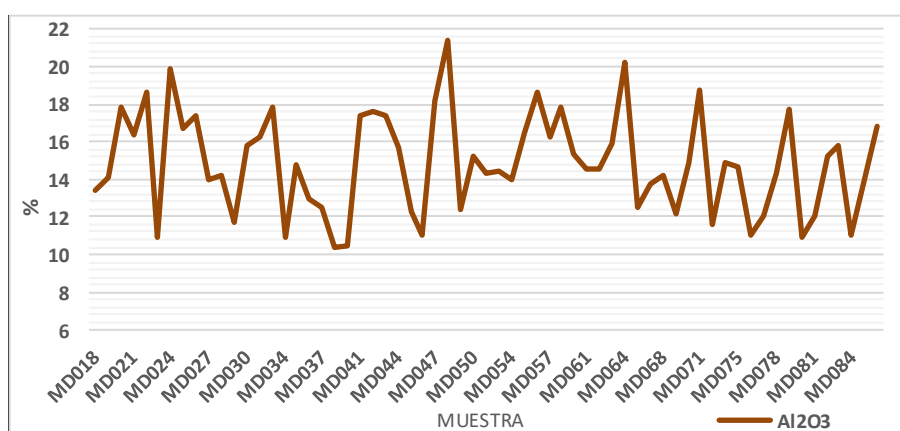


Figura 40. Al₂O₃ en suelos profundos.

- **CaO**

En cuanto al CaO, se percibe una amplia variabilidad en los suelos superficiales (Figura 41) y profundos (Figura 42), desde cantidades mínimas hasta casi un 20%, con un ligero mayor contenido hacia los niveles profundos, producto de las aguas con cierto grado de acidez, que remueven cationes como el calcio.

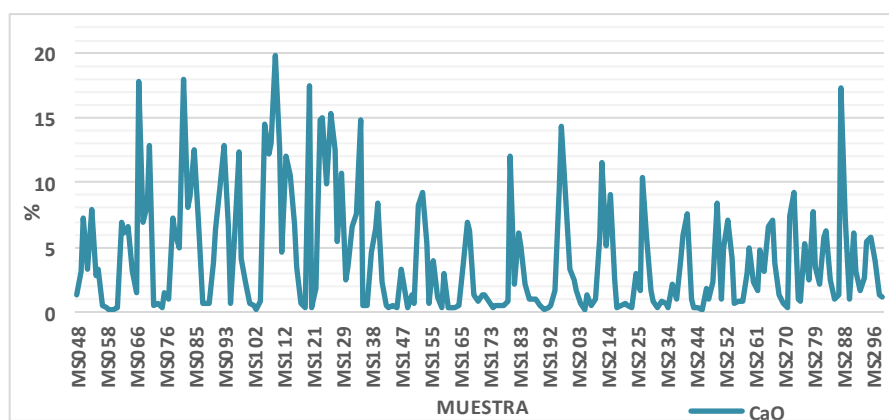


Figura 41. CaO en suelos superficiales.

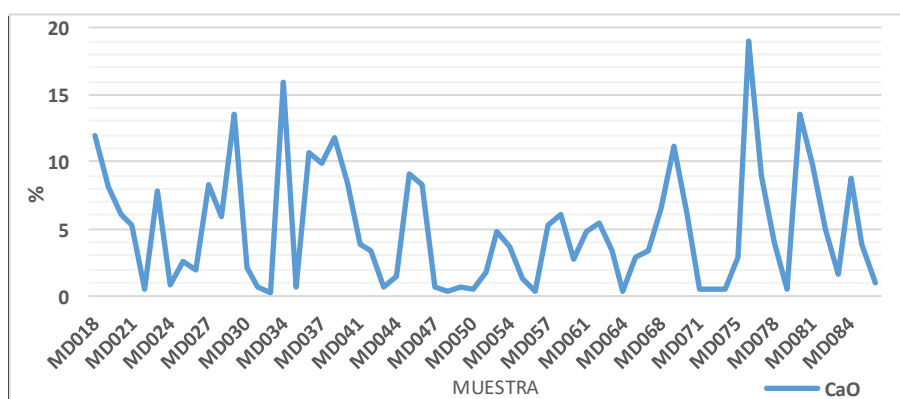


Figura 42. CaO en suelos profundos.

- **K_2O**

Las concentraciones de este parámetro son similares tanto en niveles superficiales (Figura 43) como profundos (Figura 44), con similar tendencia en su distribución. Las altas concentraciones de K_2O pueden estar relacionadas al uso de fertilizantes, dado que en dichas zonas se practica una agricultura intensiva.

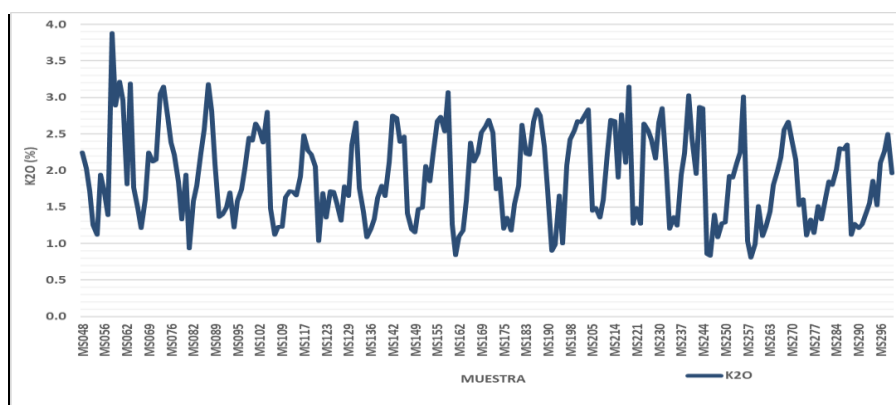


Figura 43. K_2O en suelos superficiales.

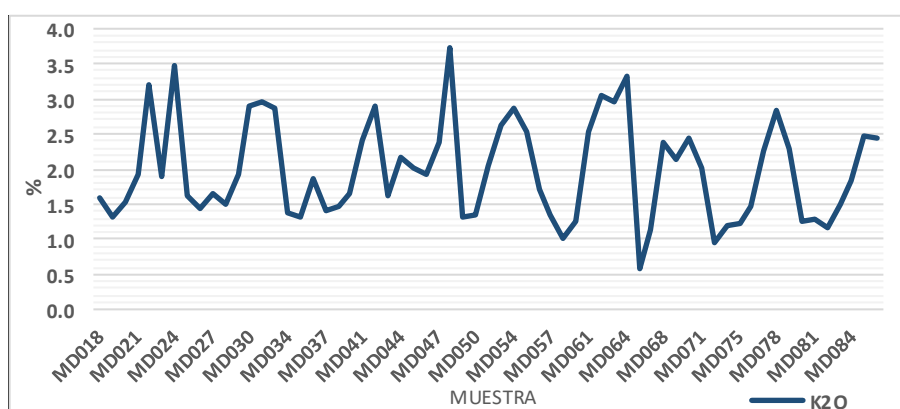


Figura 44. K_2O en suelos profundos.

- **MgO**

Hay una amplia variabilidad en la abundancia de este elemento, con un incremento hacia los niveles profundos, teniéndose una muestra (MD065), que alcanza un 6.5% (Figuras 45-46).

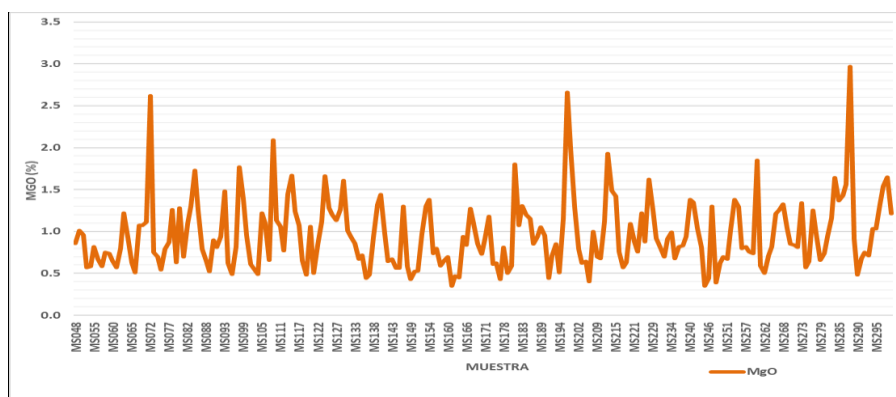


Figura 45. MgO en suelos superficiales.

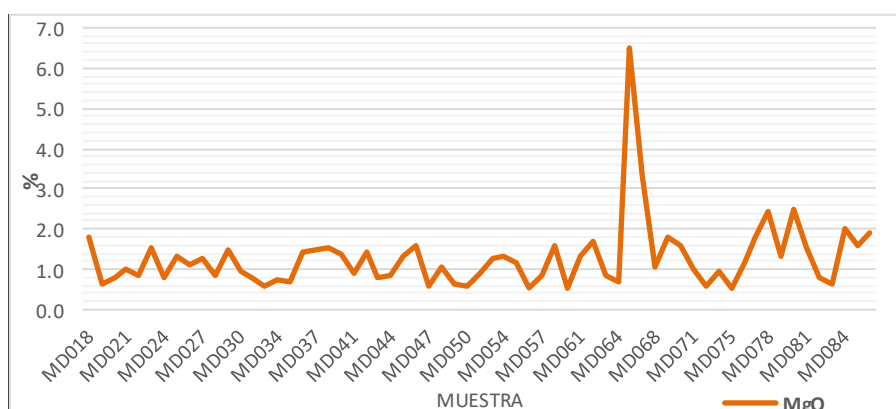


Figura 46. MgO en suelos profundos.

- **Na₂O**

Al efectuar la comparación entre el contenido de Na₂O en suelos superficiales (Figura 47), como profundos (Figura 48), no se percibe mayor diferencia.

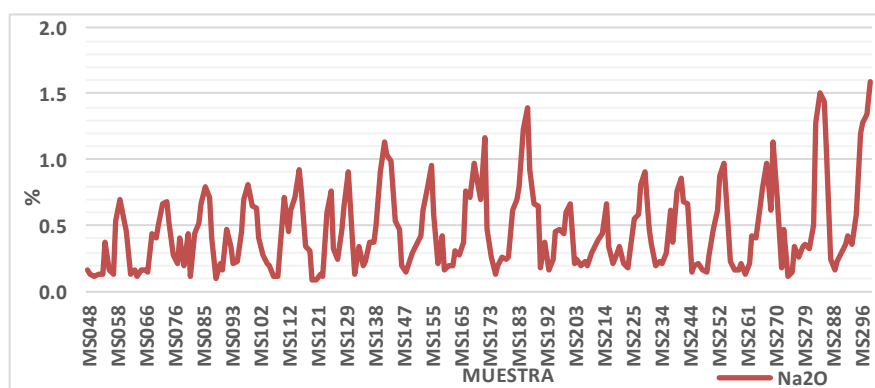


Figura 47. Na₂O en suelos superficiales.

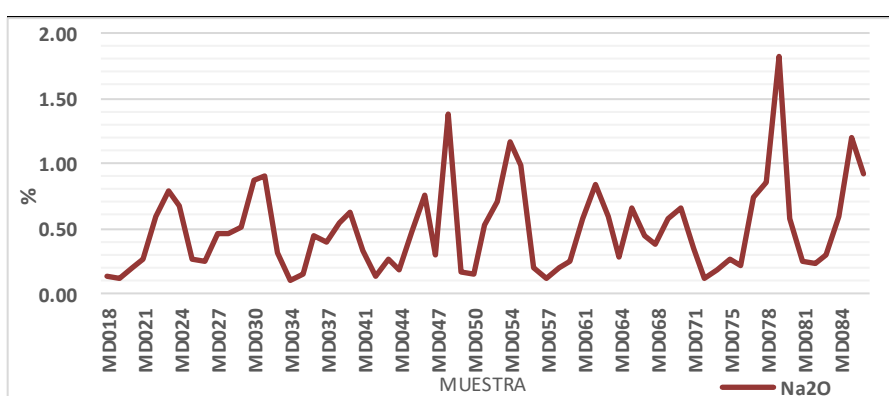


Figura 48. Na₂O en suelos profundos.

- TFe₂O₃

Los valores en este parámetro varían entre 4 y 6%, con algunos que alcanzan hasta casi 9% en suelos superficiales (Figura 49), y 11.5% en suelos profundos (Figura 50), denotando una ligera mayor oxidación hacia los últimos.

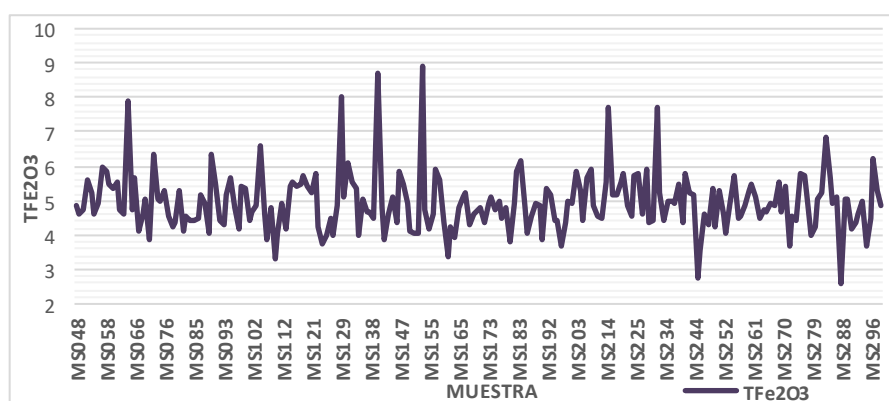


Figura 49. TFe₂O₃ en suelos superficiales.

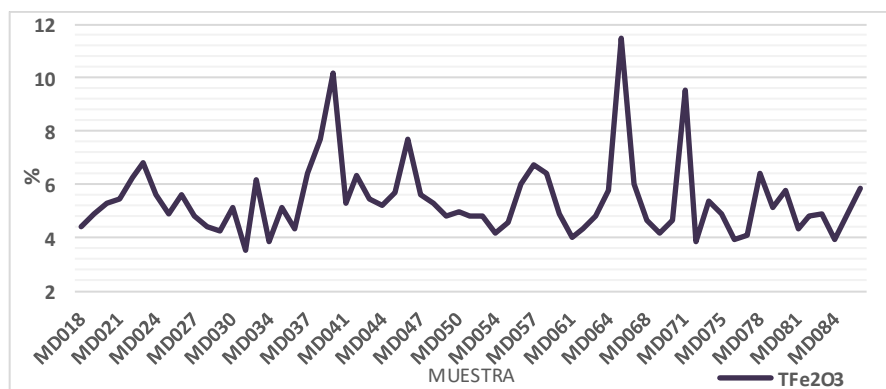


Figura 50. TFe₂O₃ en suelos profundos.

Relación entre elementos mayores

Las abundancias de los elementos mayores, tanto en suelos superficiales como profundos, tienen patrones de distribución similares, apreciándose tres grupos:

- K₂O - MgO - Na₂O.
- TFe₂O₃ - Al₂O₃.
- CaO.

- K₂O - MgO - Na₂O

El patrón de dispersión de estos compuestos es similar, tal como se aprecia en las Figuras 51-52, salvo una muestra de suelo profunda, que alcanza el 6.5% de MgO. La abundancia de aquellos sigue el siguiente orden: K₂O > MgO > Na₂O.

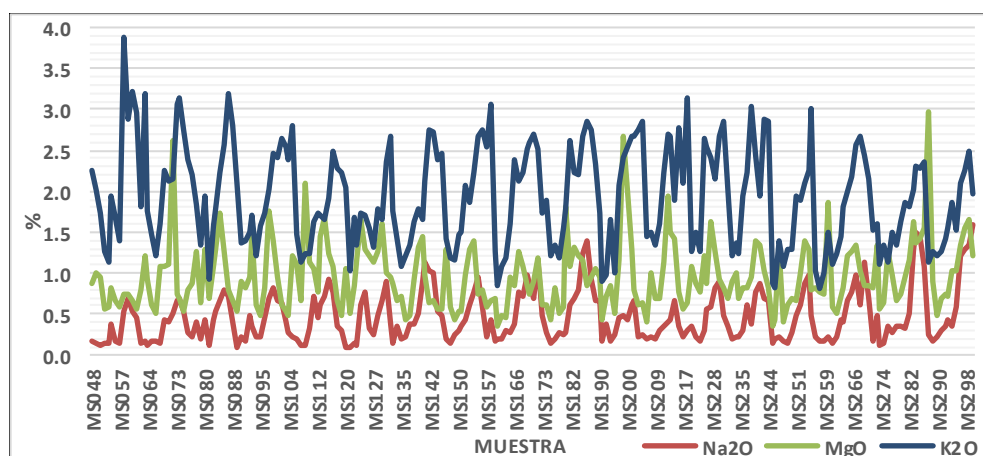


Figura 51. K₂O - MgO - Na₂O en suelos superficiales.

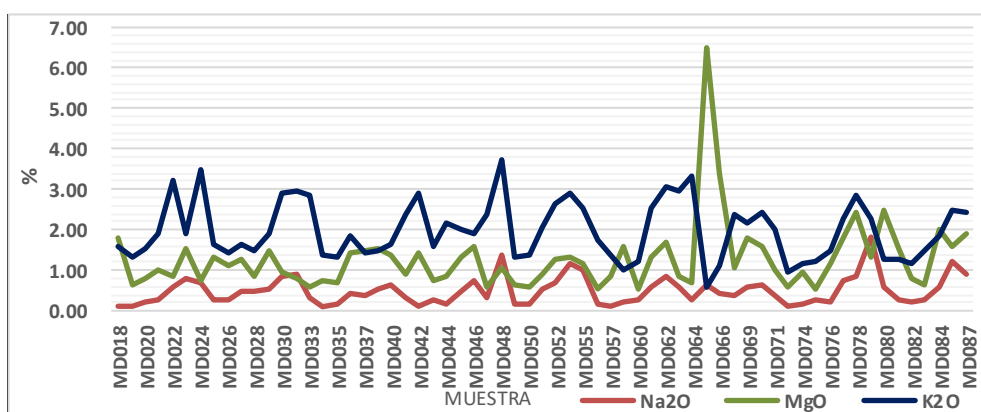


Figura 52. K₂O - MgO - Na₂O en suelos profundos.

- **Al₂O₃ – TFe₂O₃**

Aun cuando el nivel de abundancia del Al₂O₃ duplica el de TFe₂O₃, los patrones de dispersión son similares (Figuras 53-54).

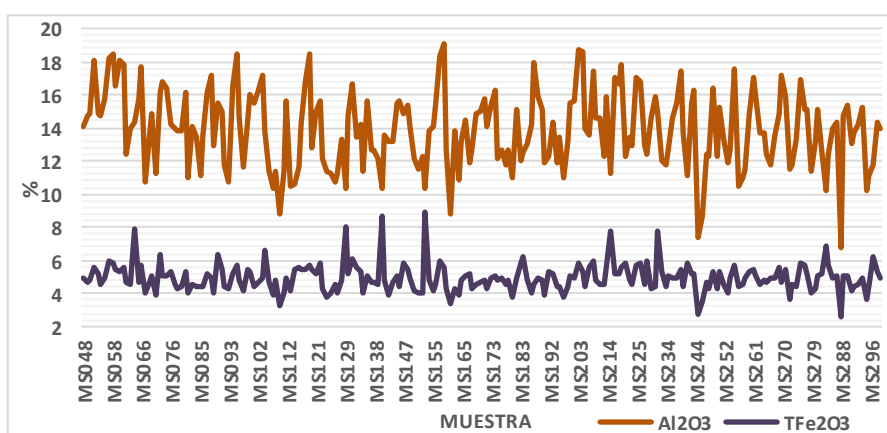


Figura 53. Al₂O₃ – TFe₂O₃ en suelos superficiales.

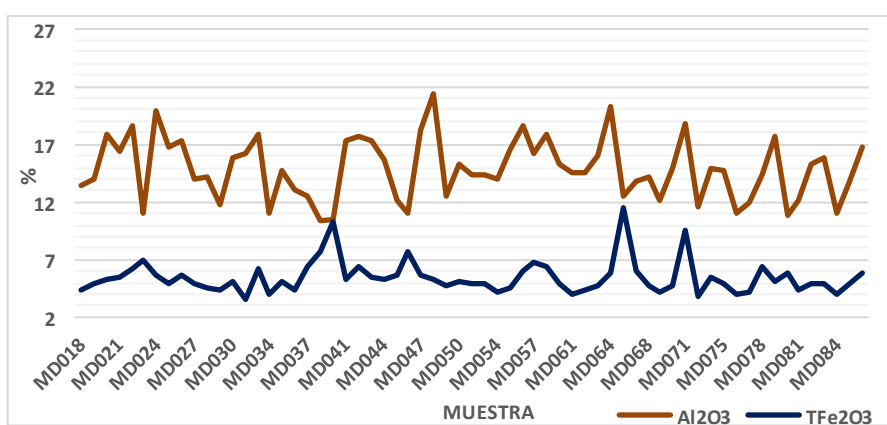


Figura 54. Al₂O₃ – TFe₂O₃ en suelos profundos.

- **CaO**

Se denota una alta variabilidad en la distribución de CaO, con tendencia a mayores concentraciones en la parte superficial, en relación directa con el mayor contenido de materia orgánica (Figuras 55-56).

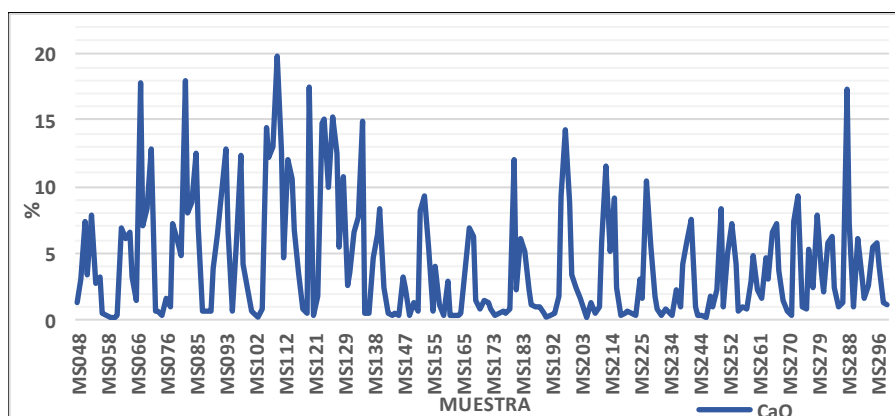


Figura 55. CaO en suelos superficiales.

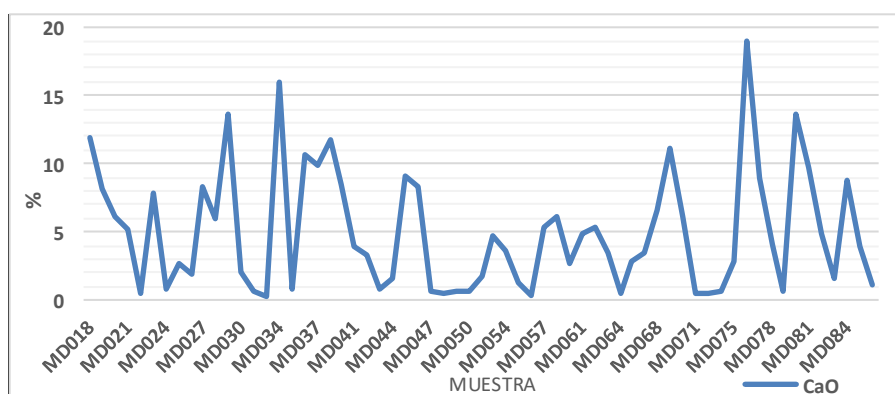


Figura 56. CaO en suelos profundos.

Elementos menores

Se muestra a continuación los elementos azufre, cloro, fósforo, nitrógeno y flúor, siendo que los dos primeros tienen mayores concentraciones a nivel superficial (Tabla 7), a diferencia del flúor.

Tabla 7. Azufre, cloro, fósforo, nitrógeno y flúor en suelos

ELEMENTO	PROMEDIO (ppm)	
	SUELO SUPERFICIAL	SUELO PROFUNDO
Azufre	328	323

Cloro	105	104
Fósforo	1417	1049
Nitrógeno	1962	732
Flúor	606	709

- **Azufre (S)**

Los promedios en el contenido de azufre son similares, destacando en las superficiales una muestra (MS284) que alcanza los 4110ppm (Figura 57), donde también son altos los valores de Pb,Zn,Ag,Sb, al igual que en las tres profundas (Figura 58), que destacan por tener valores muy superiores, por encima de los 2900ppm (MD023, MD040, MD046).

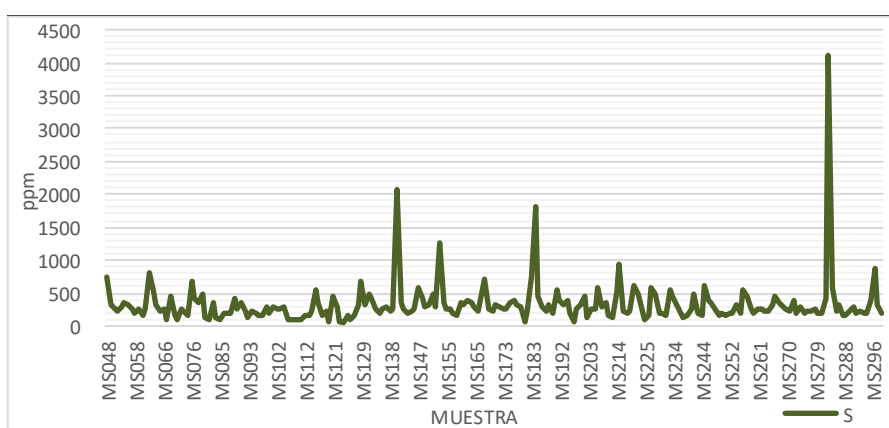


Figura 57. Azufre en suelos superficiales.

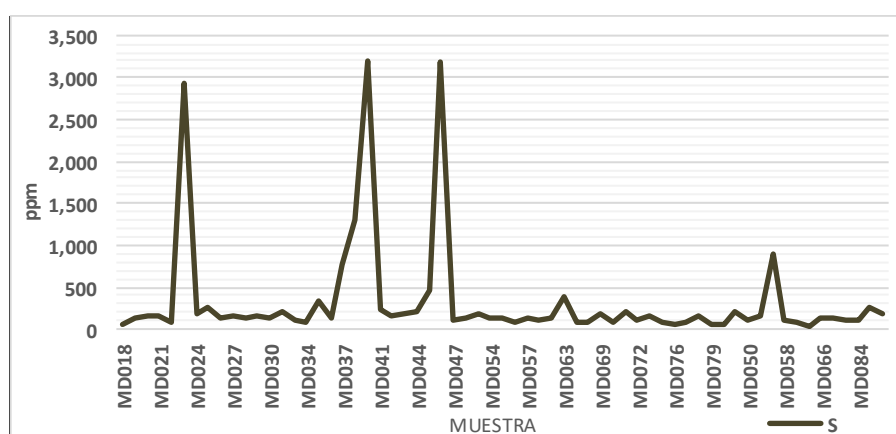


Figura 58. Azufre en suelos profundos.

- **Cloro (Cl)**

No se aprecia mayor variabilidad en el nivel superficial (Figura 59), respecto del profundo (Figura 60), destacando la muestra MD046, en concordancia con las mayores abundancias de metales.

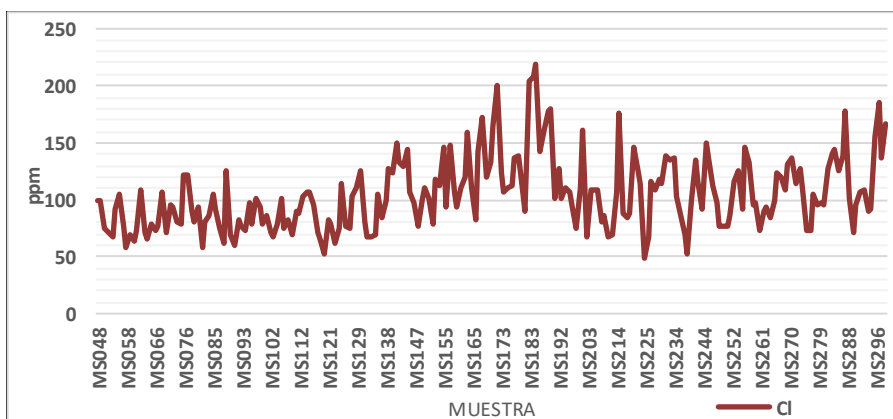


Figura 59. Cloro en suelos superficiales.

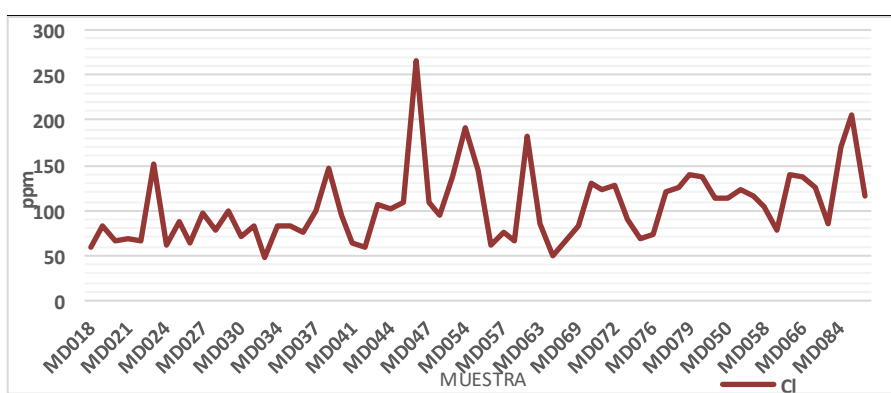


Figura 60. Cloro en suelos profundos.

- **Fósforo (P)**

El contenido de fósforo tiene un promedio un tanto mayor en los suelos superficiales (Figura 61) que en los profundos (Figura 62), bordeando los 1000ppm, respecto a unos 800ppm respectivamente, lo que puede ser resultado de la presencia de mayor biomasa en tales niveles, así como por la mayor presencia de organismos descomponedores.



Figura 61. Fósforo en suelos superficiales.

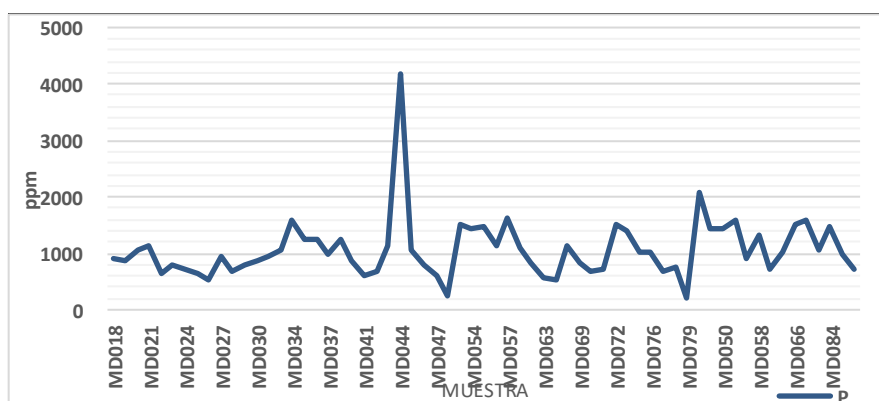


Figura 62. Fósforo en suelos profundos.

- **Nitrógeno**

Este parámetro marca claramente los mayores contenidos en el nivel superficial, llegando a superar inclusive los 5000ppm (Figura 63), en tanto que en los suelos profundos bordea los 1600 ppm (Figura 64). Este mayor contenido puede deberse a las mismas causas expresadas para el fósforo.

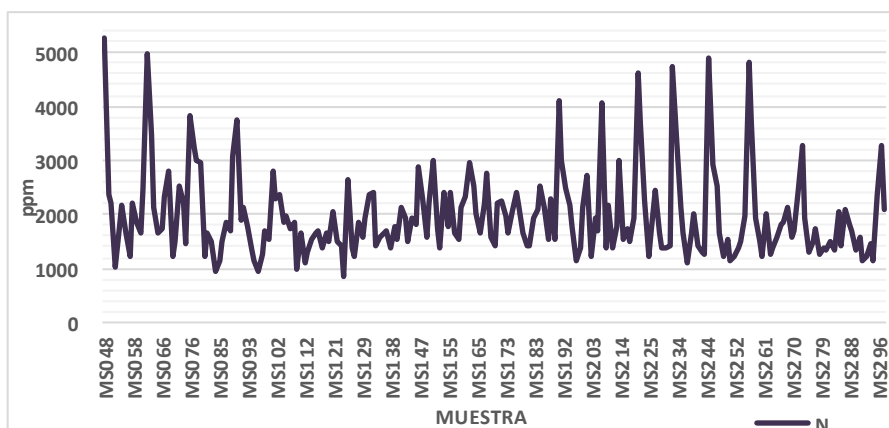


Figura 63. Nitrógeno en suelos superficiales.

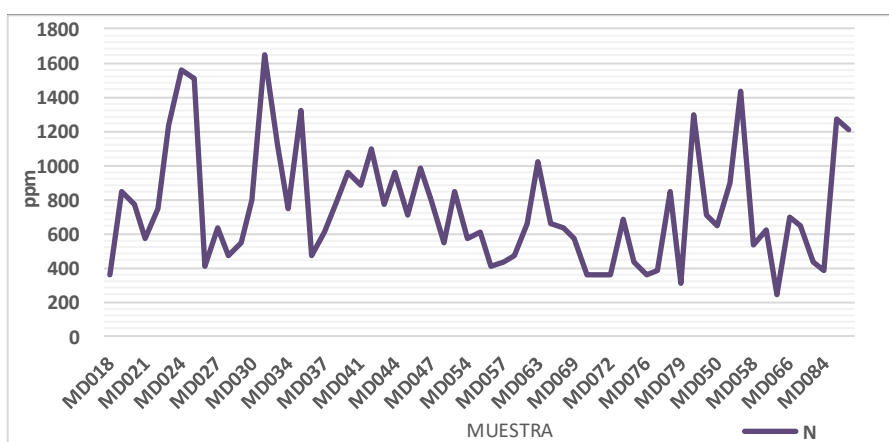


Figura 64. Nitrógeno en suelos profundos

- **Flúor**

A diferencia del fósforo y nitrógeno, el flúor abunda más en el nivel profundo, teniendo máximos en el nivel superficial que bordean los 1400ppm (Figura 65), y los 2700ppm en el nivel profundo (Figura 66). Esto se debe a la alta movilidad del flúor, que está relacionado a los metales que también se concentran a profundidad.

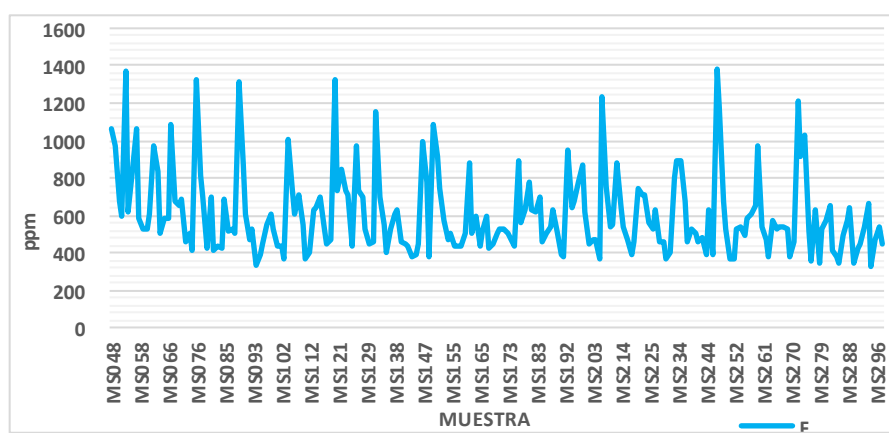


Figura 65. Flúor en suelos superficiales.

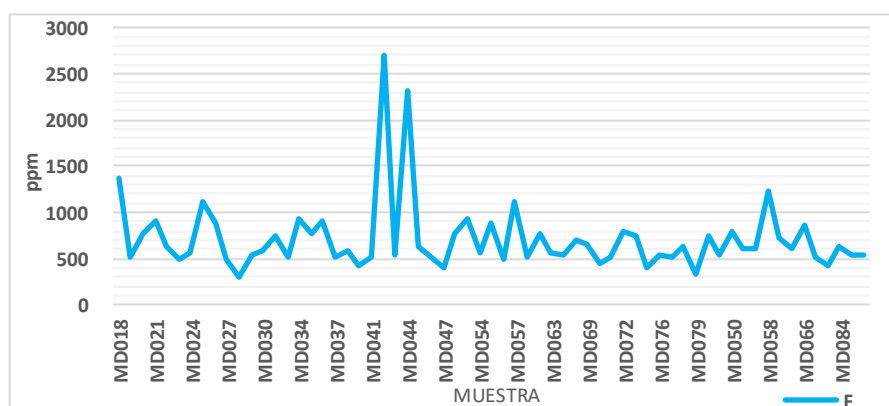


Figura 66. Flúore en suelos profundos.

Relación entre elementos menores

- Nitrógeno, Fósforo, Flúor

Este grupo de elementos muestra un patrón de distribución similar (Figura 67), con mayores abundancias en los niveles superficiales, donde siguen el siguiente orden de abundancia: $N > P > F$; en cambio en el nivel profundo, este patrón no se cumple, predominando mayormente el P sobre el N y F, indistintamente (Figura 68).

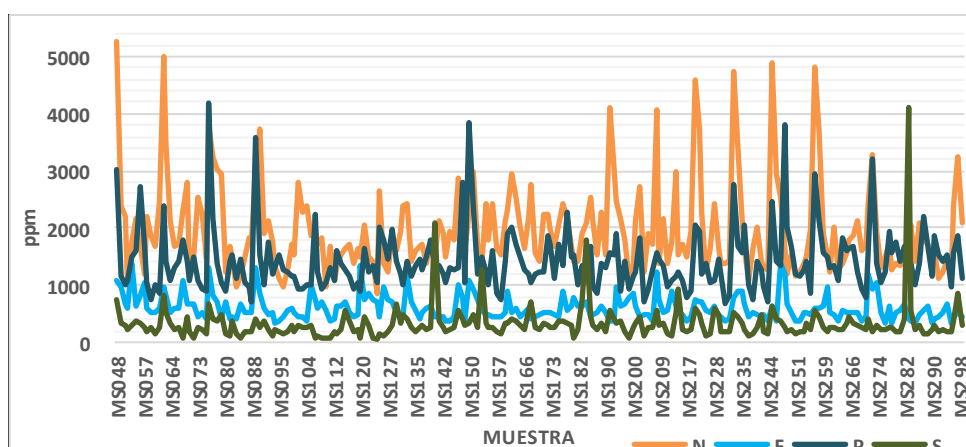


Figura 67. Nitrógeno, flúor y fósforo en suelos superficiales.

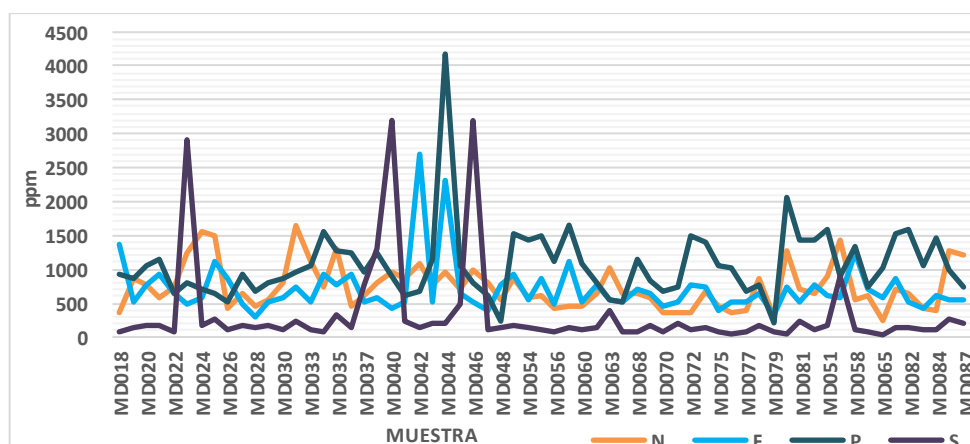


Figura 68. Nitrógeno, flúor y fósforo en suelos profundos.

Elementos traza

Todos los elementos traza que se muestran a continuación, promedian mayores contenidos en el nivel profundo, como resultado de la movilización y concentración de estos, tal como se aprecia en la Tabla 8.

Tabla 8. Elementos traza en suelos.

ELEMENTO	PROMEDIO (ppm)	
	SUELO SUPERFICIAL	SUELO PROFUNDO
As	53	60
Ba	372	393
Cd	2.24	2.40
Hg	1.22	1.26
Pb	110	124
Cu	42	51
Zn	395	538
Cr	60	68
Ni	28	35

En las tablas 9 y 10 se aprecian los estadísticos descriptivos de cinco de los elementos traza considerados en el estudio, normados por los ECA de suelos (uso agrícola), donde se desprende que los valores medios de As, Cd y Pb superan los ECA tanto en los niveles superficiales como profundos.

Asimismo, los mayores valores medios de As, Ba, Cd y Pb ocurren en los suelos profundos a diferencia del Hg, que duplica el valor hacia el nivel superficial.

Tabla 9. Estadísticos descriptivos – Nivel superficial

Elemento	ECA	N de análisis	Valor máximo	Muestras > ECA
Hg	6.6	220	3.44	0
As	50	220	437	61
Ba	750	220	2664	1
Cd	0.9	220	14.79	66
Pb	70	220	1439	57

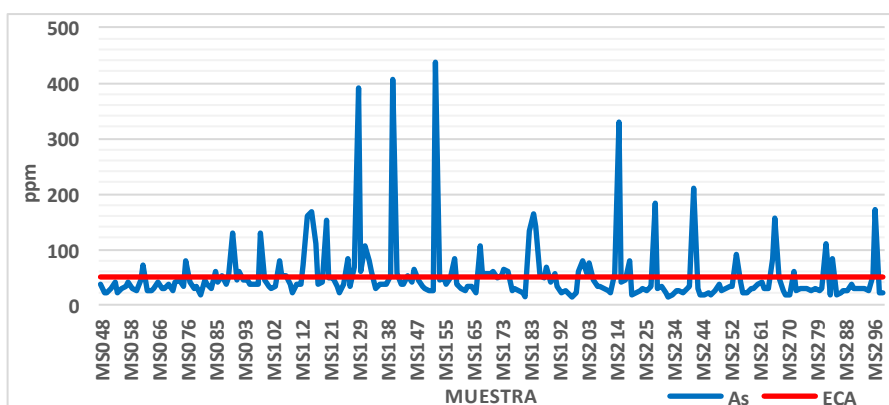
Tabla 10. Estadísticos descriptivos – Nivel profundo

Elemento	ECA	N de análisis	Valor máximo	Muestras > ECA
Hg	6.6	63	4.15	0
As	50	63	649	11
Ba	750	63	632	0
Cd	0.9	63	16.9	15
Pb	70	63	2021	9

Elementos traza normados por los ECA en suelos

- Arsénico

La mayor dispersión de As ocurre en los suelos superficiales, siendo que el 26% de los suelos muestreados exceden el ECA vigente (50ppm), llegando a un máximo de 437ppm (Figura 69), mientras que en el caso de los suelos profundos el 17% lo supera, siendo el valor máximo de 649ppm, denotando una dispersión más puntual (Figura 70).

**Figura 69. Arsénico en suelos superficiales. ECA: 50ppm.**

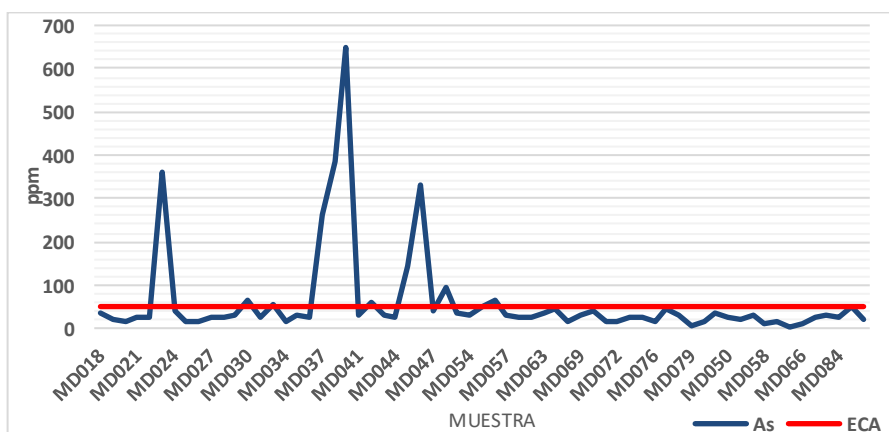


Figura 70. Arsénico en suelos profundos. ECA: 50ppm.

- **Bario**

Para un ECA de 750ppm, los valores de bario no llegan a superarlo, excepto un solo caso de una muestra superficial que alcanza los 2664ppm, muestra MS152, zona de pastos, donde afloran areniscas (Figura 71); en cuanto a los suelos profundos (Figura 72), en ninguno de los casos tampoco es superado el ECA.

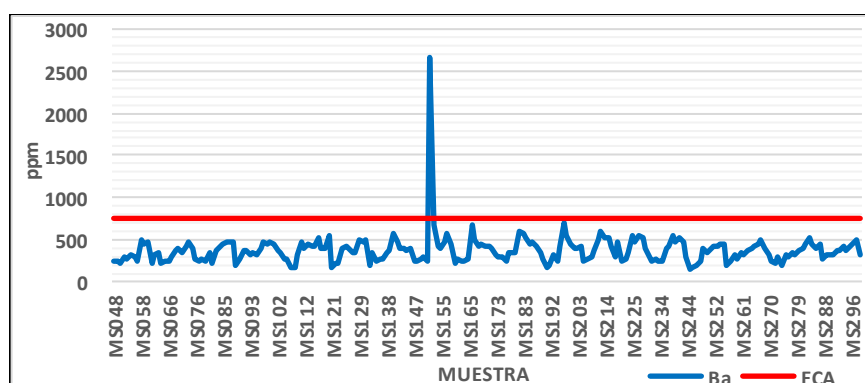


Figura 71. Bario en suelos superficiales. ECA: 750ppm.

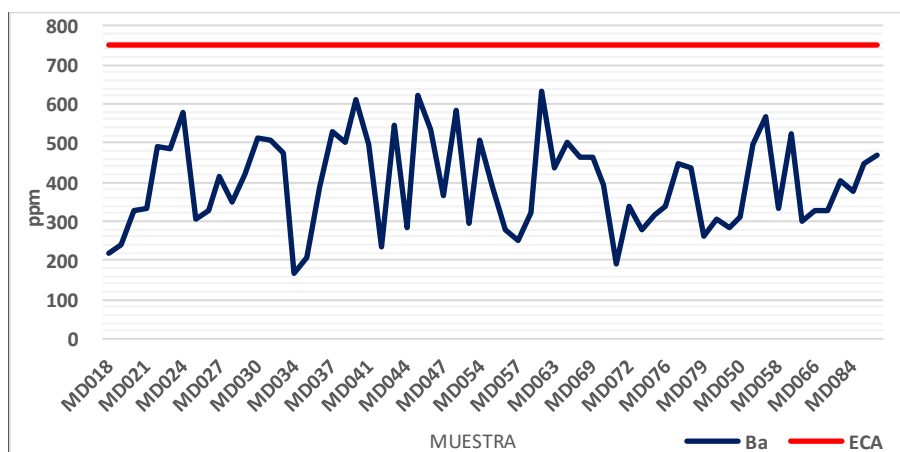


Figura 72. Bario en suelos profundos. ECA: 750ppm.

- **Cadmio**

El 28% de muestras superficiales superan el ECA vigente (0.9ppm), mientras que en el caso de las profundas significa el 19%. Los máximos valores tanto para superficiales como profundas es de 15ppm y 16.9ppm respectivamente, con una distribución similar al plomo y arsénico (Figuras 73-74).

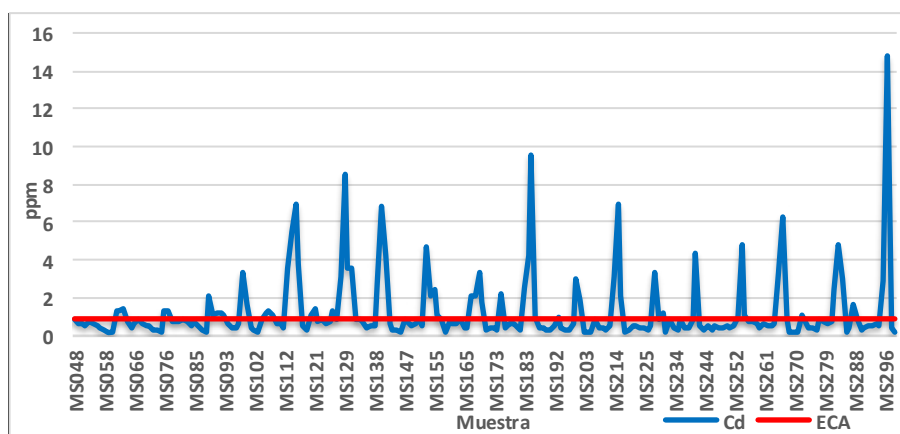


Figura 73. Cadmio en suelos superficiales. ECA: 0.9ppm.

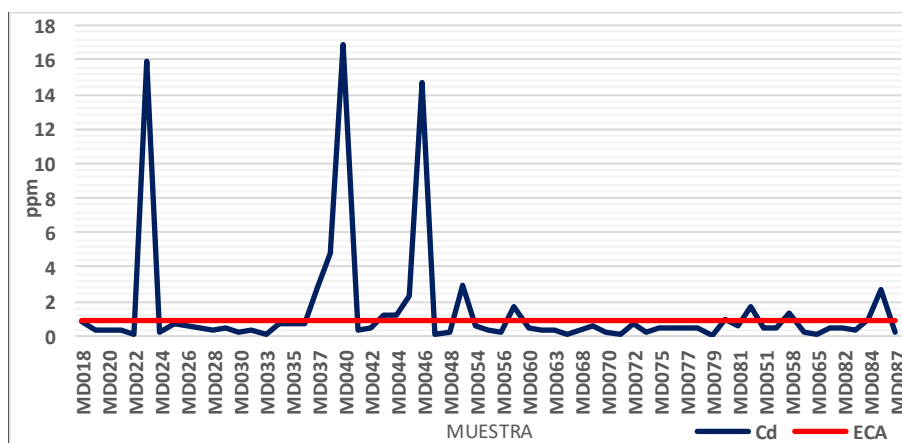


Figura 74. Cadmio en suelos profundos. ECA: 0.9ppm.

- **Mercurio**

En ninguno de los casos, el mercurio llega a superar el ECA (6.6ppm), aún cuando los mayores valores ocurren en los niveles superficiales (3.44ppm), en tanto que en los profundos no llega a 2ppm, salvo la muestra MD052 (localidad de Sincos), con 4.15ppm (Figuras 75-76).

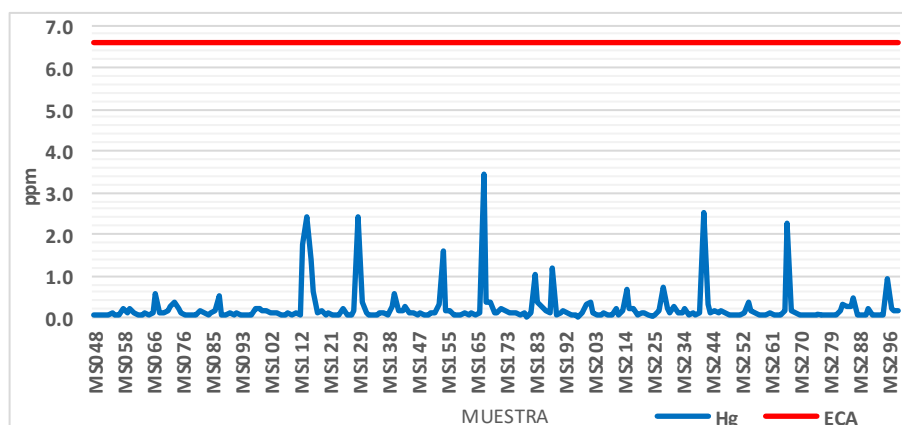


Figura 75. Mercurio en suelos superficiales. ECA: 6.6 ppm.

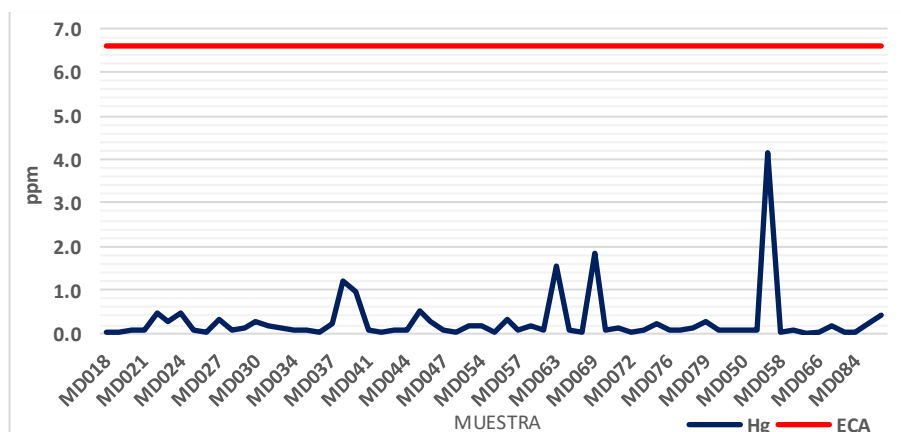


Figura 76. Mercurio en suelos profundos. ECA: 6.6 ppm.

- **Plomo**

Casi el 25% de las muestras superficiales exceden el ECA (70ppm), llegando a un máximo de 1439ppm (Figura 77), en tanto que el 11% de las muestras profundas superan dicho ECA, siendo el máximo de 2021ppm (Figura 78), en la muestra MD040, siendo evidente que este elemento se encuentra distribuido mayormente en el nivel superficial.

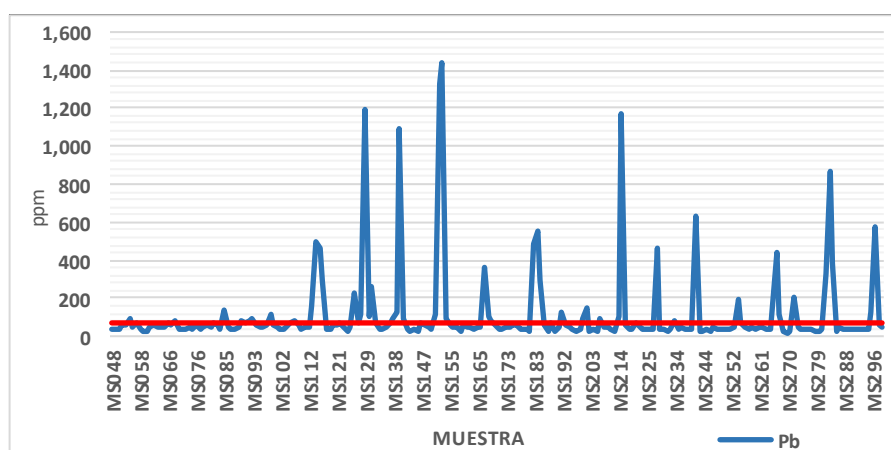


Figura 77. Plomo en suelos superficiales. ECA: 70ppm.

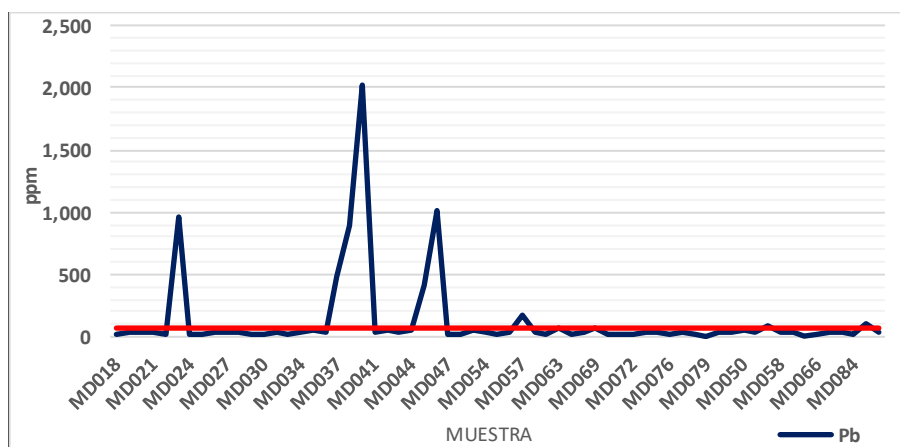


Figura 78. Plomo en suelos profundos. ECA: 70ppm.

En lo que se refiere a los elementos normados en Perú, el arsénico, cadmio y plomo superan los ECA de suelos para uso agrícola como consecuencia de la carga metálica que transportan las aguas desde aguas arriba, involucrando la zona minera de la Oroya, donde ocurre mineralización polimetálica, incluyendo pasivos ambientales mineros, los cuales impactan negativamente en las aguas del río Mantaro (Soto, 2010; Arce, 2017); dicha agua discurre aguas abajo transportando dichos metales y es utilizada para irrigar los campos de cultivo del valle. Los valores de mercurio no llegan a superar el ECA, en tanto que ocurre un solo caso de bario superando el mismo.

La mayor concentración de estos metales obedece a la significativa presencia de arcillas, siendo que el mercurio se fija mayormente en la parte más superficial debido a que se liga a la materia orgánica, óxidos de Fe y Mn, y arcillas. El Hg se encuentra unido al suelo debido principalmente a su afinidad con el azufre, emplazándose en la parte superior de suelos ricos en materia orgánica (Millán et al, 2007). El Ba, al tener un carácter litófilo, está estrechamente relacionado al Na y tiene una limitada movilidad en los suelos.

Otros elementos traza no normados por ECA

En este acápite se consideran elementos traza que no están normados por ECA pero que sin embargo lo están a nivel internacional, por lo que utilizamos

la norma canadiense (CCME), que cubre los restantes elementos estudiados, como son el Cu, Ni, Cr y Zn.

- **Cobre**

En lo que se refiere a las muestras superficiales, el 9% de estas superan al estándar canadiense (63ppm), llegando inclusive algunos valores a exceder los 300ppm (Figura 79), siendo que la mayor proporción de muestras tiene contenidos inferiores a 50ppm, en tanto que los contenidos de cobre en suelo profundos son relativamente más bajos, salvo tres casos puntuales, siendo que uno de ellos bordea los 500ppm, en la muestra MD040 (Figura 80).

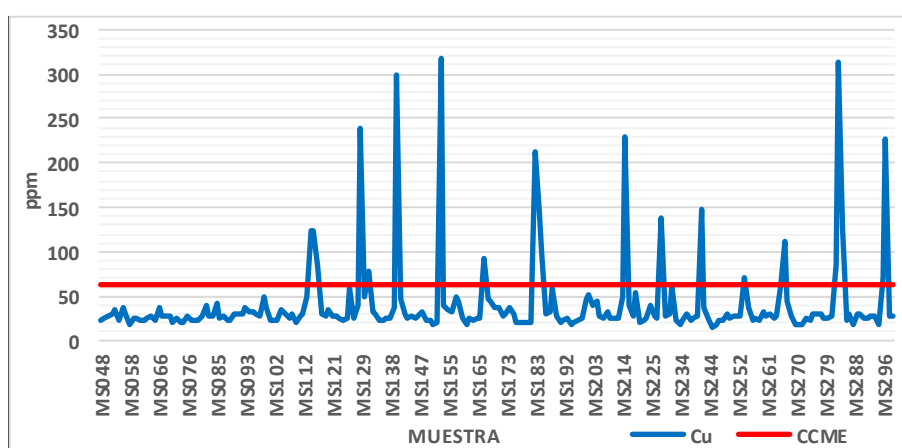


Figura 79. Cobre en suelos superficiales. Estándar canadiense: 63ppm.

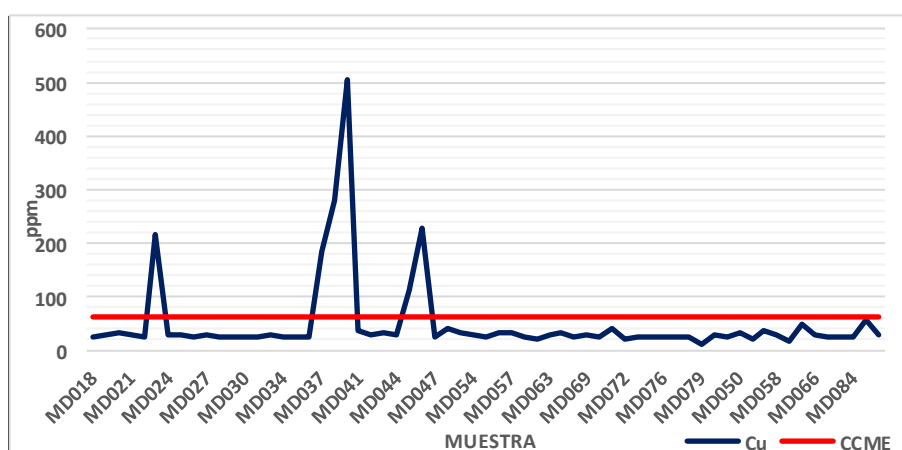


Figura 80. Cobre en suelos profundos. Estándar canadiense: 63ppm.

- Zinc

El 20% de muestras superficiales supera el estándar canadiense (250ppm), mostrando una mayor presencia de Zn en los niveles superficiales (Figura 81), en correspondencia a las abundancias de Pb, Cd, As, entre otros. En lo que se refiere a los suelos profundos, se tienen contenidos más bajos que dicho estándar, salvo seis casos puntuales que superan el mismo (bordeando uno de ellos los 10000ppm), coincidiendo con las tendencias del Pb, Cu y Cd (Figura 82).

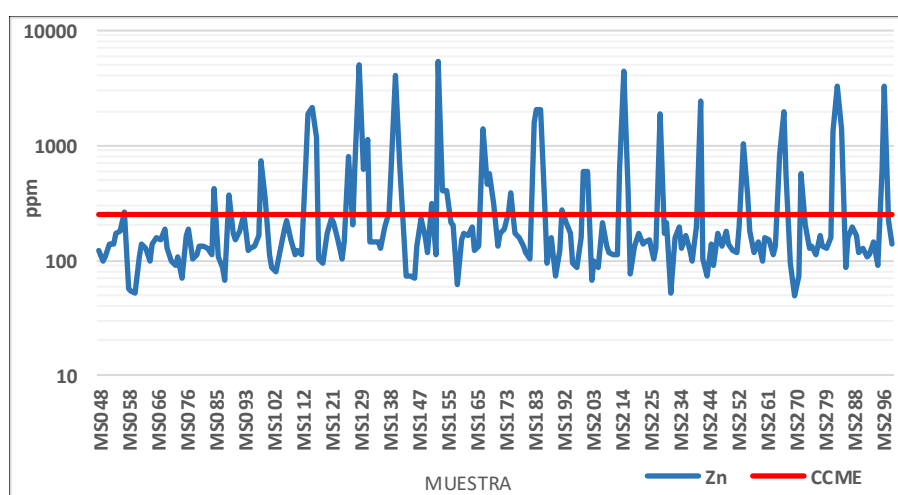


Figura 81. Zinc en suelos superficiales. Estándar canadiense: 250ppm.

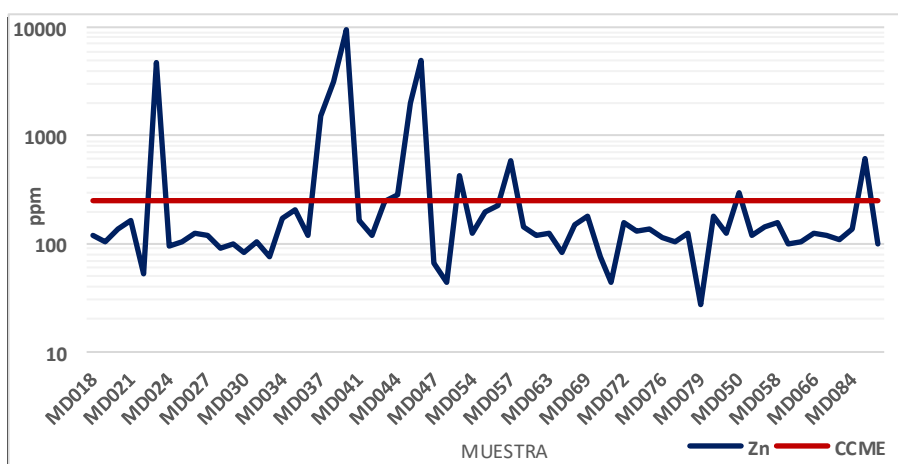


Figura 82. Zinc en suelos profundos. Estándar canadiense: 250ppm.

- **Cromo**

En algunos lugares, el Cr supera el estándar canadiense (64ppm), teniendo además mayores contenidos en el nivel superficial, aunque de manera puntual, una muestra de suelo profundo bordea los 140ppm (MS258) (Figura 83), en tanto que el suelo profundo supera los 340ppm (MD065), en una zona donde afloran calizas de la formación Chambará (Figura 84).

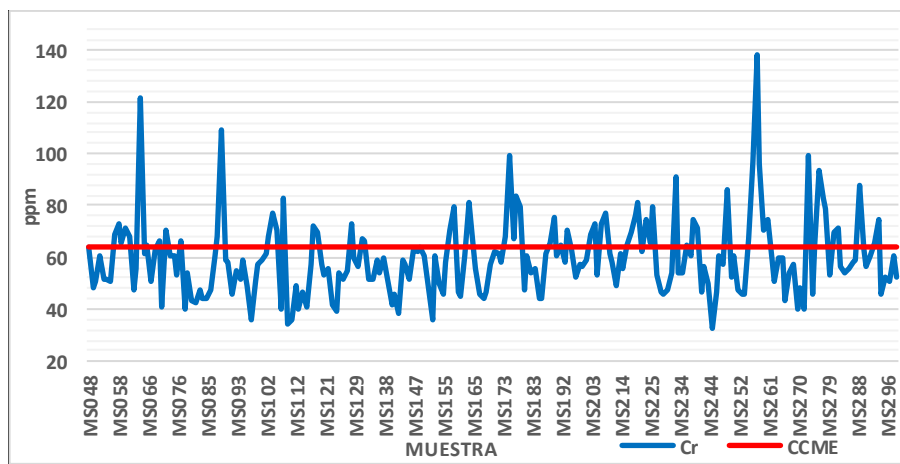


Figura 83. Cromo en suelos superficiales. Estándar canadiense: 64ppm.

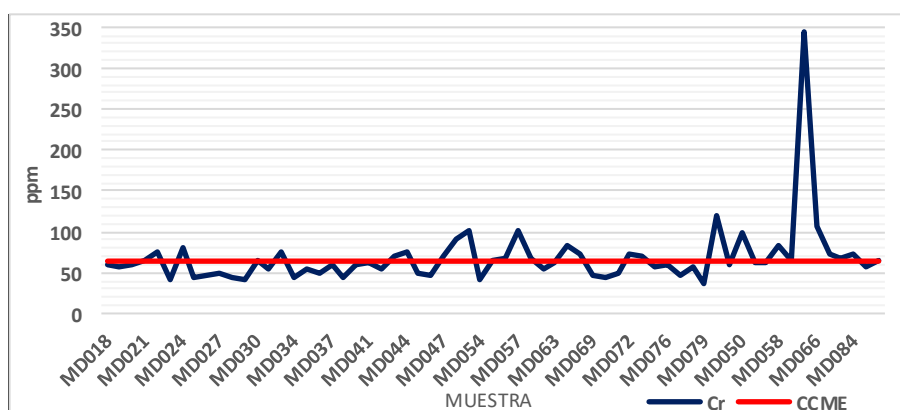


Figura 84. Cromo en suelos profundos. Estándar canadiense: 64ppm.

- **Níquel**

Teniendo patrones de distribución similares al Cr, algunas muestras llegan a superar el estándar canadiense (45ppm), alcanzando los 65ppm en los suelos superficiales (Figura 85), pero los 256ppm (MD065) en los suelos profundos, en la misma muestra alta en Cr (Figura 86).

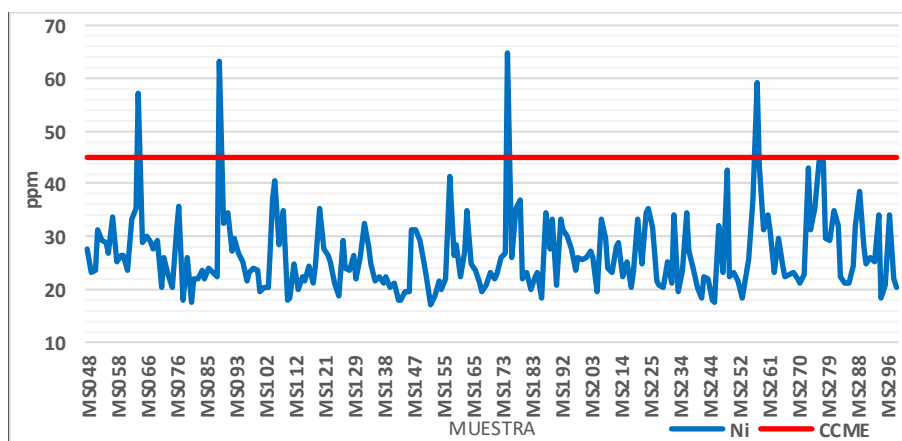


Figura 85. Níquel en suelos superficiales. Estándar canadiense: 45ppm.

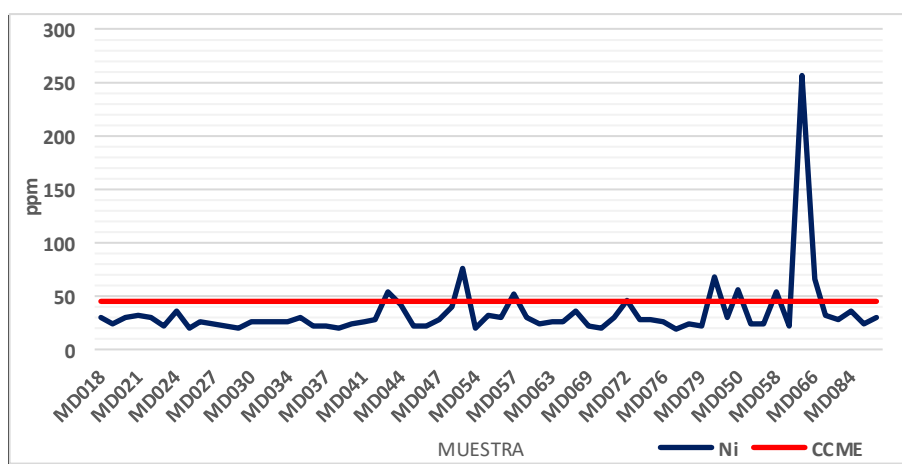


Figura 86. Níquel en suelos profundos. Estándar canadiense: 45ppm.

- **Distribución Zinc – Plomo- Mercurio**

Existe una fuerte correspondencia en los patrones de dispersión de estos tres elementos. En las Figuras 87-88, se denota los distintos patrones de abundancia en ambos niveles, con predominio del Zn y Pb sobre el Hg.

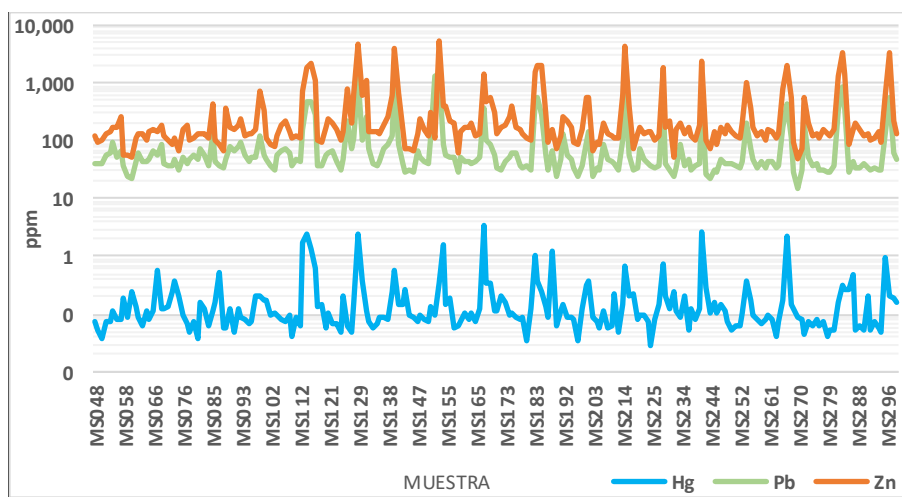


Figura 87. Zinc, plomo y mercurio en suelos superficiales.

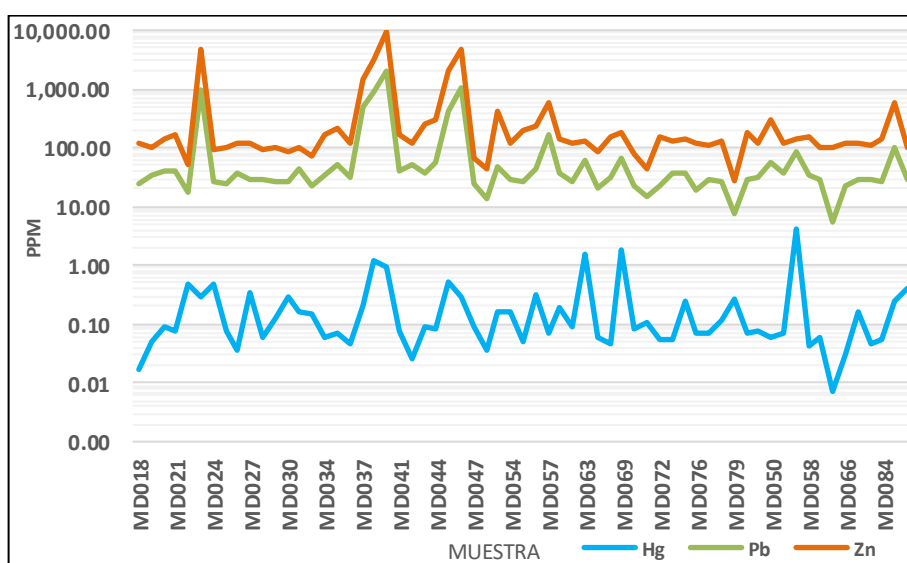


Figura 88. Zinc, plomo y mercurio en suelos profundos.

Otros parámetros fisicoquímicos

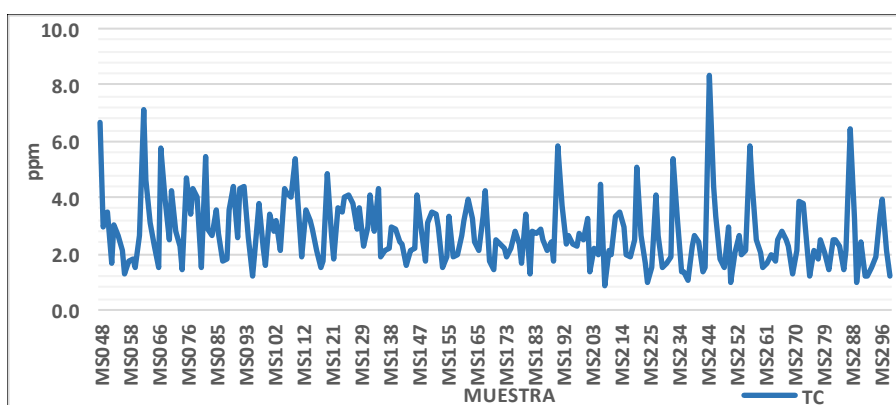
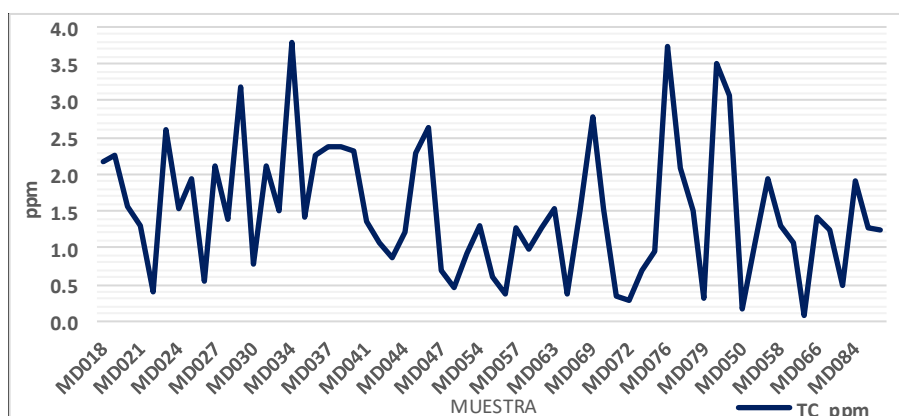
Se cuenta además con datos referidos a carbono total (TC), Carbono orgánico y pH, siendo que los dos primeros se ligan a la materia orgánica existente en los niveles superiores, lo que explica sus mayores contenidos (Tabla 11).

Tabla 11. Carbono total, carbono orgánico y pH en suelos

ELEMENTO	PROMEDIO	
	SUELO SUPERFICIAL	SUELO PROFUNDO
TC (%)	3.72	2.46
CO (%)	3.09	1.58

- **Carbono Total (TC)**

En cuanto a este parámetro se denota una amplia variabilidad, principalmente en los suelos superficiales, donde llega hasta 8.4ppm (Figura 89), en tanto que en los suelos profundos hay una menor concentración, llegando apenas a 3.8ppm (Figura 90).

**Figura 89. Carbono total en suelos superficiales.****Figura 90. Carbono total en suelos profundos.**

- **Carbono Orgánico**

Se tiene una amplia variabilidad en carbono orgánico en lo que se refiere a los suelos superficiales, superando el 7% (Figura 91), en tanto que en los suelos profundos dicho contenido llega a superar el 2% (Figura 92). Este mayor contenido en el suelo superficial puede deberse a la fuerte capacidad de adsorción de las arcillas presentes, que impiden su consumo por parte de los organismos.

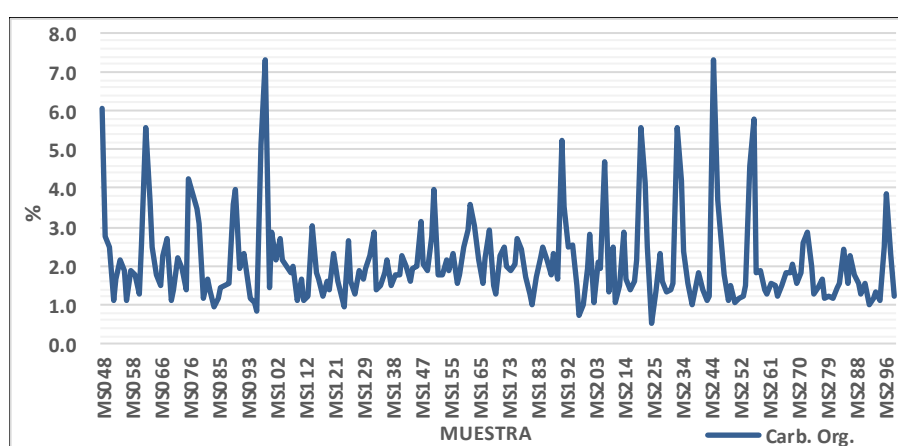


Figura 91. Carbono orgánico en suelos superficiales.

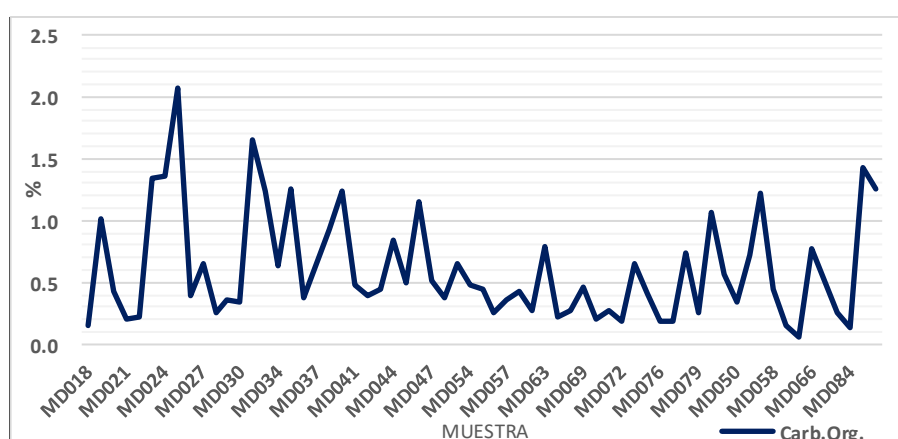


Figura 92. Carbono orgánico en suelos profundos.

- **Parámetros biológicos**

Materia orgánica

De los mismos datos de IGP (2010), se tiene que la proporción de materia orgánica es similar en Sincos, El Mantaro y Huancayo (3.3 – 3.4%), con suelos bien provistos en materia orgánica, en los que, por tratarse de suelos neutros a alcalinos, la actividad microbiana se ve facilitada. En Muqui (impactada negativamente por la presencia de metales pesados) y El Tambo, el contenido de materia orgánica es un tanto menor, del orden del 2.5% (Cuadro 3).

Cuadro 3. Contenido de materia orgánica en cinco distritos de cuenca Mantaro.

	Sincos	El Mantaro	Muqui	Huancayo	El Tambo
% Materia orgánica	3.3	3.3	2.5	3.4	2.5

Análisis microbiológicos

De acuerdo a los resultados de análisis microbiológicos de suelos, elaborados por (Munive R. , Recuperación de suelos degradados por contaminación de metales pesados en el valle del Mantaro mediante compost de Stevia y fitorremediación, 2018), se observa que en la localidad de Muqui se tiene mayor proporción de organismos aerobios y anaerobios en comparación con los de la localidad de Mantaro (Cuadro 4), denotándose el impacto negativo por la presencia de metales pesados.

Cuadro 4. Análisis microbiológicos de suelos

CARACTERÍSTICAS	UNIDAD	MANTARO	MUQUI
Recuento de aerobios mesófilos viables	UFC/g	15x10 ⁶	16x10 ⁶
Recuento de anaerobios	UFC/g	41x10 ⁵	48x10 ⁵
Actividad microbiana	mg CO ₂ /g.h	0.0037	0.0000

Fuente Munive (2018)

5.1.4 Análisis estadístico – suelos

Con el fin de determinar la correlación entre pares de los parámetros obtenidos, se han obtenido los coeficientes de correlación de Pearson (Anexos 2-3). Solamente nos referiremos a aquellos >0.7.

Análisis bivarial -suelos superficiales

Correlaciones muy altas (≥ 0.9): **As**-Cu,Zn; **Pb**-Cu,Zn.

Correlaciones altas (≥ 0.7): **As**-Se,Cd,Pb; **Cu**-Se,Cd; **Pb**-Cd; **Zn**-Se,Cd.

Las correlaciones mostradas explican el aporte metálico por parte de las aguas provenientes desde la Oroya.

Análisis bivarial -suelos profundos

Correlaciones muy altas (≥ 0.9): **As**-Cu,Cd,Pb,Zn,S; **Cd**-S,Cu; **Pb**-S,Cu,Cd,Zn; **Zn**-S,Cu,Cd.

Correlaciones altas (≥ 0.7): **As**-Mn; **Mn**-Cu,Cd,Pb,Zn.

Muy similar a los patrones de dispersión mostrados en el nivel superficial, siendo mayor la correlación con el Cd y S.

Análisis multivarial – suelos

Con el propósito de identificar la relación que existe entre los diferentes parámetros analizados, se ha procedido con el análisis multivarial, tanto para el nivel superficial (Figura 93) y profundo (Figura 94), habiéndose reconocido *cluster* que permiten establecer la relación sea con los elementos aportados por el agua, a través del río Mantaro y los canales asociados, como por el factor geogénico.

- Análisis cluster en suelos superficiales

Cluster 1: Cu-Zn-As-Pb-Cd-S-Hg-TFe₂O₃-Mn

Define una fuerte asociación primigenia entre los tres primeros elementos, a los que progresivamente se van asociando los restantes elementos, que finalmente se ven relacionados a los óxidos de Fe y Mn, los cuales adsorben fácilmente los mencionados metales. Esta asociación se corresponde con la mostrada por el cluster 2 de aguas superficiales (Figura 29).

Cluster 2: MgO-CaO-pH

Muestra la directa relación de elementos que definen la alcalinidad de los suelos, y que se relacionan con el material rocoso degradado a partir de los feldespatos, piroxenos y anfíboles.

Cluster 3: Na_2O - K_2O -Ba- Al_2O_3 .

Muestra la relación entre el Ba y los elementos alcalinos, provenientes de la degradación de ortosa y feldespatos.

Cluster 4: SiO_2 -Cl

Las sales que están ligadas a los sedimentos siliciclásticos superficiales.

Cluster 5: Ni-Cr.

Asociación litófila, producto de la degradación de rocas máficas emplazadas aguas arriba.

Cluster 6: N-C.Org-TC-P

Marca la relación de elementos que abundan en la zona superficial, ligados a la materia orgánica.

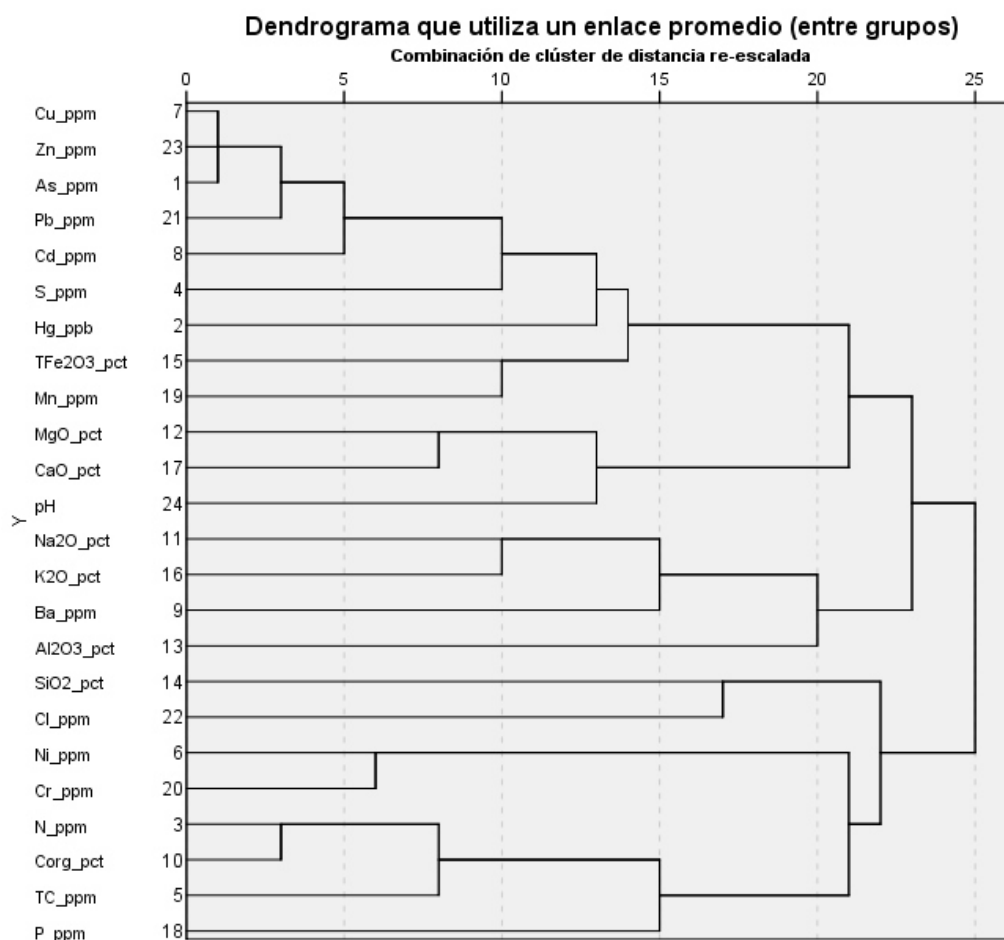


Figura 93. Dendrograma suelos superficiales

- **Análisis cluster en suelos profundos**

Cluster 1: Pb-Zn-As-Cu-Cd-S-Mn-TC-CaO.

Define una fuerte asociación primigenia entre los cinco primeros elementos, a los que progresivamente se van asociando los restantes elementos, que finalmente se ven relacionados al TC y óxido de calcio, a diferencia de los suelos superficiales, en la que se relacionan a los óxidos de Fe y Mn.

Cluster 2: Ba-K₂O-Na₂O-N-Carb.org.-Hg.

Elementos mayores de carácter alcalino, relacionados a carbono orgánico, nitrógeno y mercurio.

Cluster 3: Ni-Cr-MgO-TFe₂O₃.

Que muestra la fuerte relación Ni-Cr, provenientes de minerales máficos, ligados a óxidos de Fe y Mn, como agentes reductores en medios neutros a alcalinos.

Cluster 4: Al_2O_3 - SiO_2 .

La alúmina se relaciona a la sílice, a diferencia de los alcalinos que se asocian en los suelos superficiales.

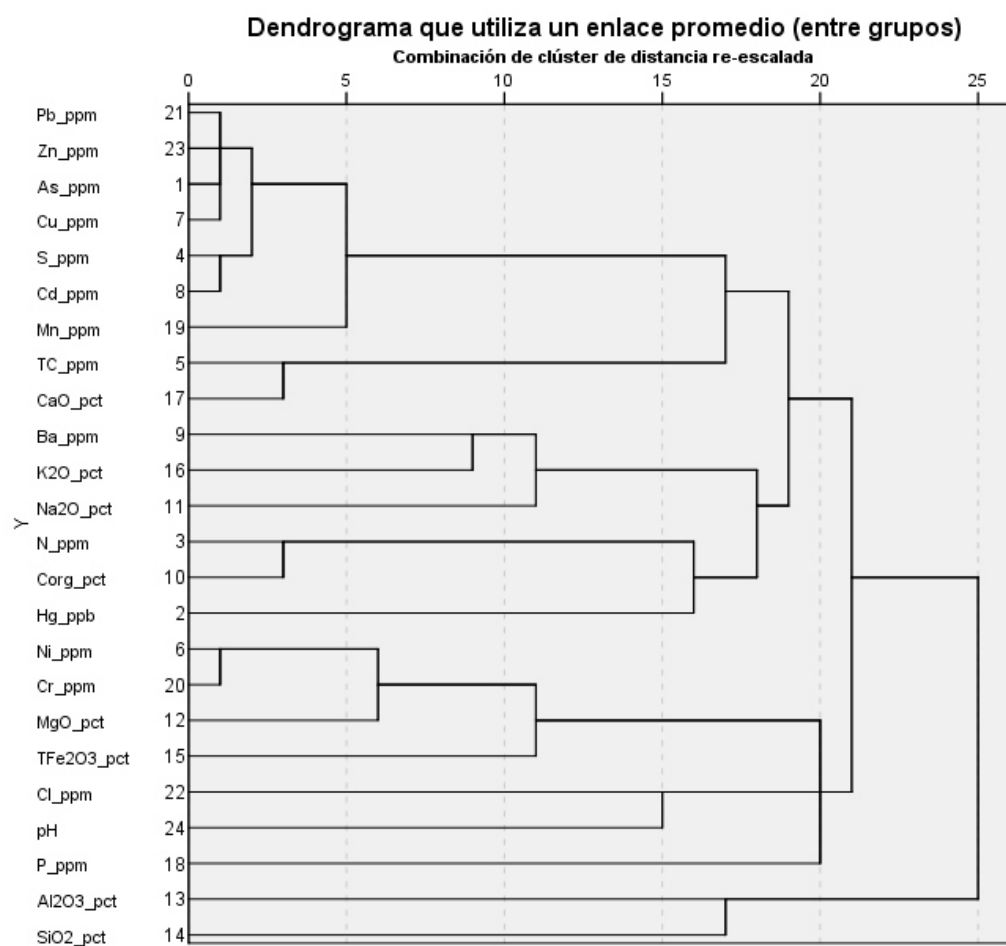


Figura 94. Dendrograma suelos profundos

5.1.5. Biodisponibilidad de metales pesados

Para determinar la biodisponibilidad de metales pesados en muestras de suelo superficial, por conveniencia, se ha seleccionado 25 de ellas, cuyos contenidos de Pb superan el ECA establecido (70ppm), para lo cual se ha

procedido con la extracción secuencial; no obstante, se evalúan además otros elementos de interés para los objetivos del estudio: As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn.

Las cuatro fases determinadas por la extracción secuencial son las siguientes:

- Fase 1: Iones intercambiables y unidos a carbonatos (Fracción intercambiable).
- Fase 2: Elementos unidos a óxidos de Fe-Mn. (Fracción reducible).
- Fase 3: Elementos ligados a materia orgánica. (Fracción oxidable).
- Fase 4: Elementos unidos a fase residual.

De los resultados analíticos de las cuatro fases determinadas se tiene que las dos primeras se reconocen como biodisponibles (Fase 1 y Fase 2), por lo que se ha procedido a caracterizar cada elemento analizado.

Biodisponibilidad del arsénico

Considerando que el ECA es de 50ppm, solamente dos muestras (MS014, MS124), están por debajo de este, en tanto que de las restantes 23, el 48% de aquellas representan fases biodisponibles; de dichas fases la que predomina es la referida a que el arsénico está ligado a óxidos de Fe-Mn (Figura 95). En cuanto a proporcionalidad, las fases biodisponibles representan generalmente entre el 20 y 50% de cada muestra, salvo dos casos en que esta significa un apenas un 10% (Figura 96).

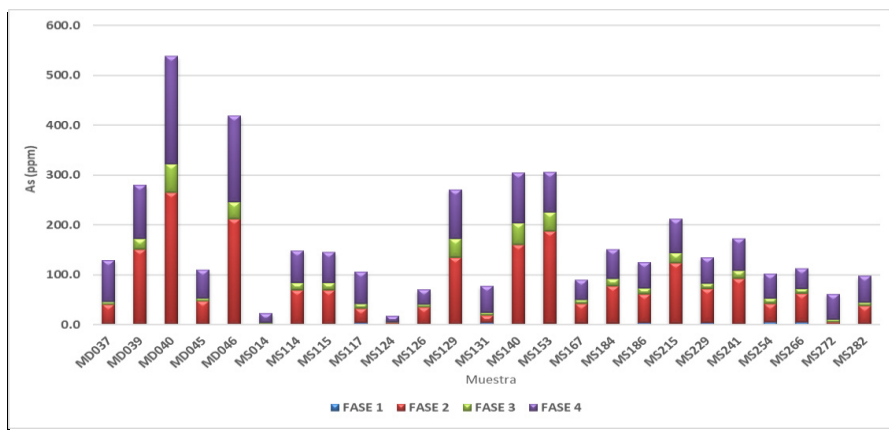


Figura 95. Extracción secuencial del arsénico.

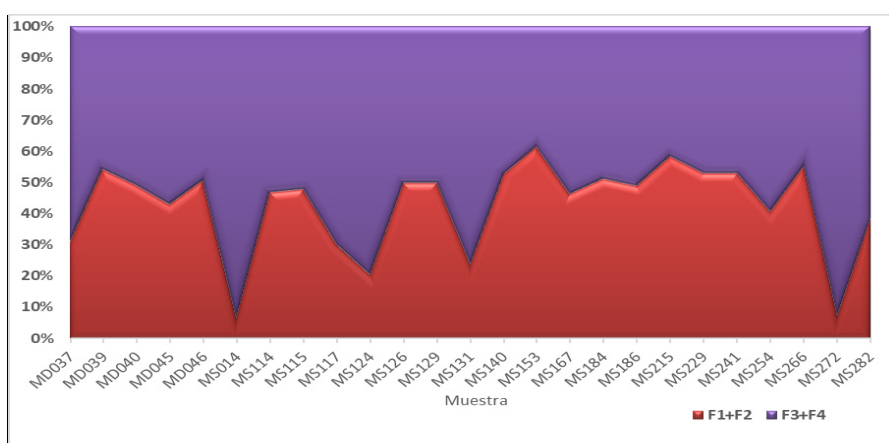


Figura 96. Biodisponibilidad del arsénico.

Biodisponibilidad del cadmio

El ECA es de 1.4ppm, existiendo apenas cuatro muestras que no superan dicho límite, en tanto que las restantes 21 representan fases biodisponibles y, a diferencia del arsénico, es significativa la fase que corresponde a iones intercambiables y unidos a carbonatos (Figura 97). Asimismo, estas fases biodisponibles representan un 80% del contenido de cadmio en cada muestra (Figura 98).

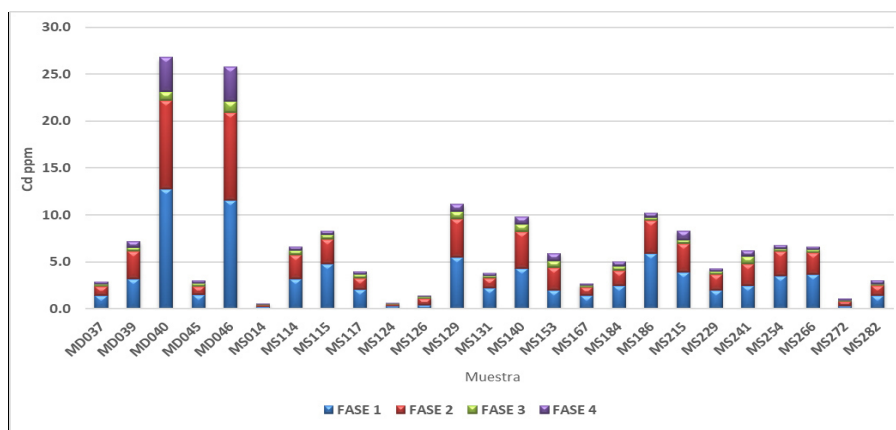


Figura 97. Extracción secuencial del cadmio.

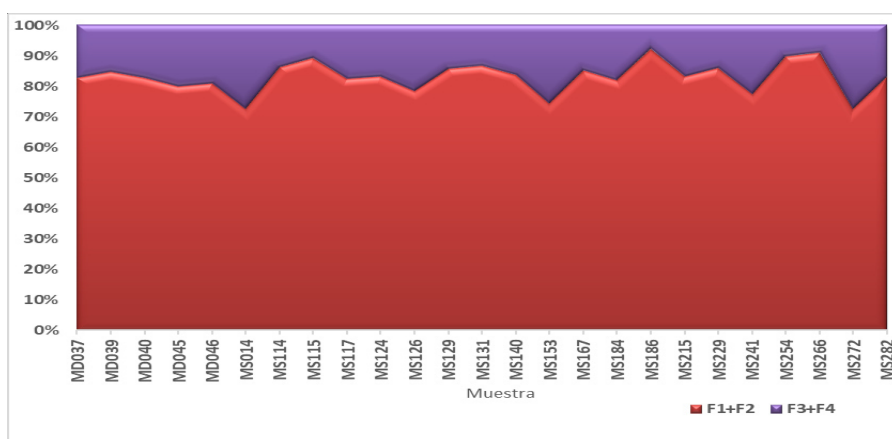


Figura 98. Biodisponibilidad del cadmio.

Biodisponibilidad del cobre

El cobre no está normado con un ECA, sin embargo, se ha evaluado este elemento con respecto a la norma canadiense (63ppm), existiendo tres muestras con contenido de cobre total inferior a dicho límite, en tanto que de las restantes 22 muestras, 19 de ellas superan dicha norma en lo que se refiere a las fases biodisponibles (Figura 99).

Asimismo, las fases biodisponibles representan entre el 30 y 70% del contenido total de cobre en las muestras analizadas (Figura 100).

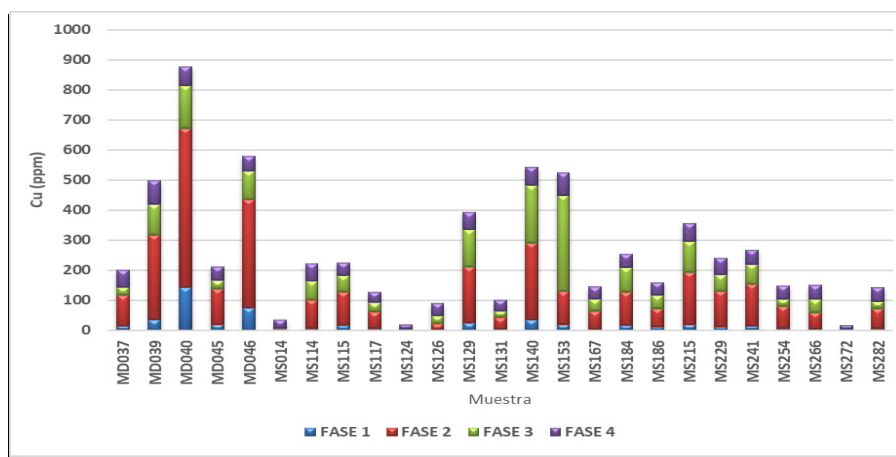


Figura 99. Extracción secuencial del cobre.

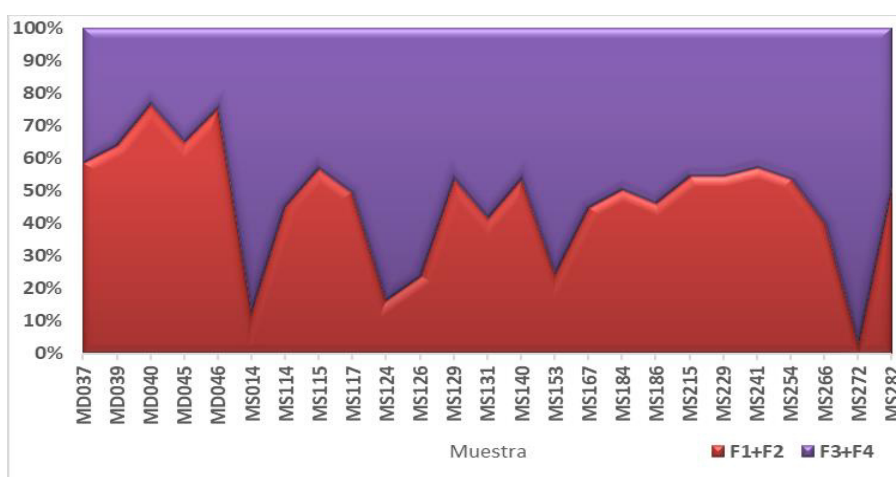


Figura 100. Biodisponibilidad del cobre.

Biodisponibilidad del cromo

Considerando la norma canadiense (64ppm), ninguna de las muestras tiene un contenido de cromo que la supere (Figura 101), destacando además que las fases biodisponibles llegan a representar como máximo el 20% del contenido total de cromo en cada muestra (Figura 102), siendo mayoritaria la fracción residual en todos los casos.

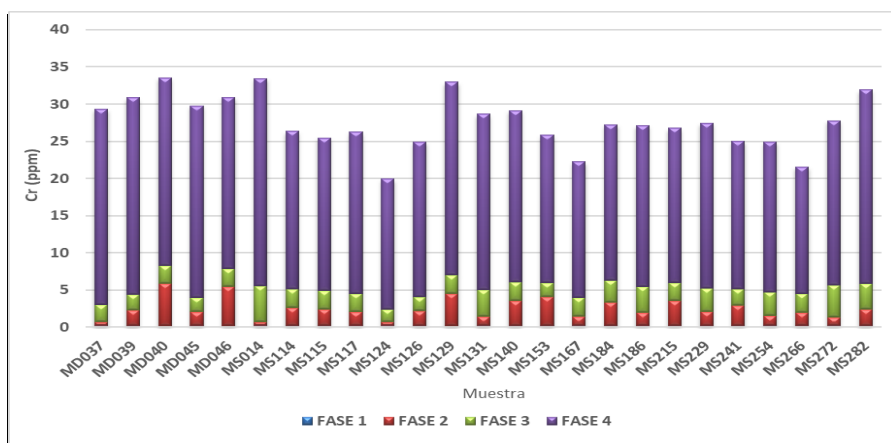


Figura 101. Extracción secuencial del cromo.

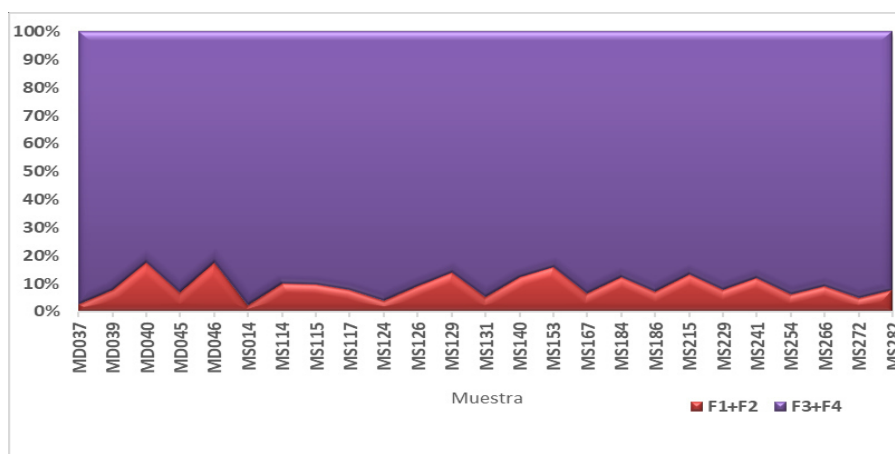


Figura 102. Biodisponibilidad del cromo.

Biodisponibilidad del níquel

Considerando la norma canadiense (45ppm), resulta que ninguna muestra excede dicho parámetro en lo que a contenido total de níquel se refiere (Figura 103). Más aún, las fases biodisponibles representan entre el 20 y 40% del contenido total de níquel en cada muestra (Figura 104), siendo mayor la fase residual en todos los casos.

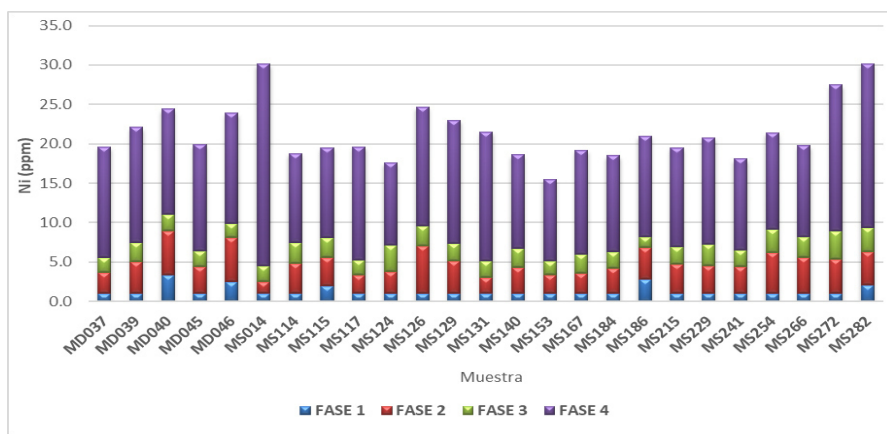


Figura 103. Extracción secuencial del níquel.

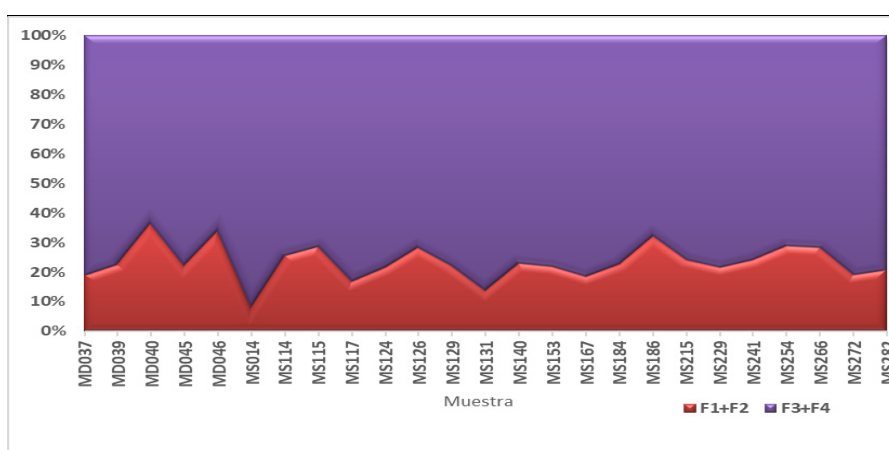


Figura 104. Biodisponibilidad del níquel.

Biodisponibilidad del plomo

El ECA de Pb es 70ppm. En la totalidad de muestras (25), el mismo es superado ampliamente por las fases biodisponibles (Figura 105), aunque vale destacar que el contenido casi total corresponde a la fase 2 (plomo unido a óxidos de hierro y manganeso).

Cabe destacar que las fases biodisponibles representan por lo menos el 80% del contenido total de plomo en las muestras de suelo (Figura 106).

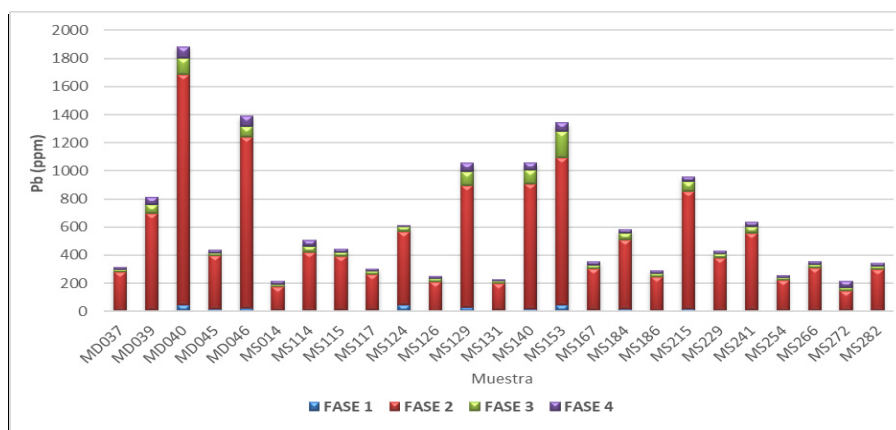


Figura 105. Extracción secuencial del plomo.

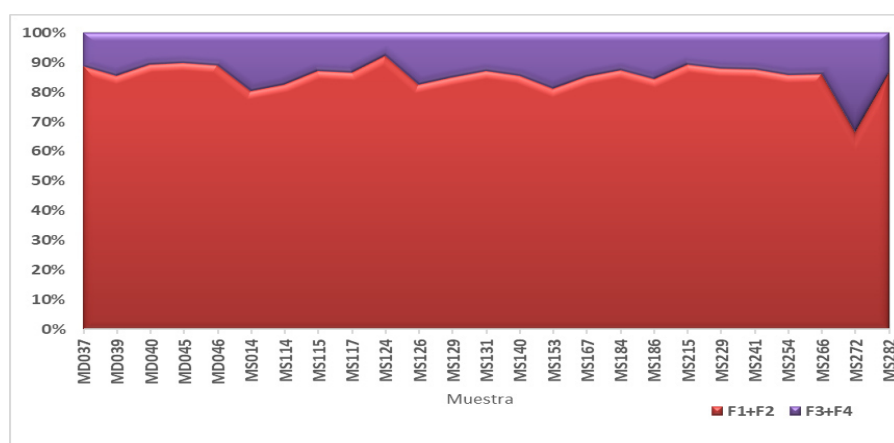


Figura 106. Biodisponibilidad del plomo.

Biodisponibilidad del zinc

Al considerar la norma canadiense (250ppm), solamente dos muestras no superan el contenido total de zinc. De las restantes 23, salvo una de ellas, las fases disponibles superan ampliamente dicho parámetro (Figura 107).

Asimismo, estas fases biodisponibles representan alrededor del 80% del contenido de zinc en las muestras analizadas (Figura 108).

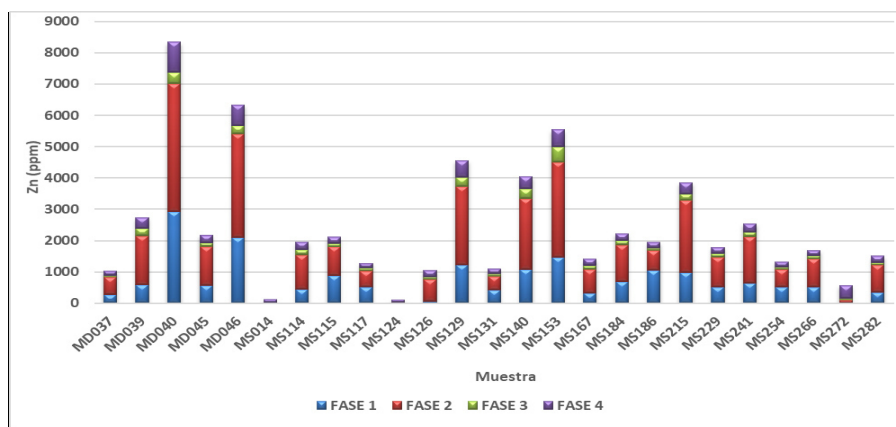


Figura 107. Extracción secuencial del zinc.

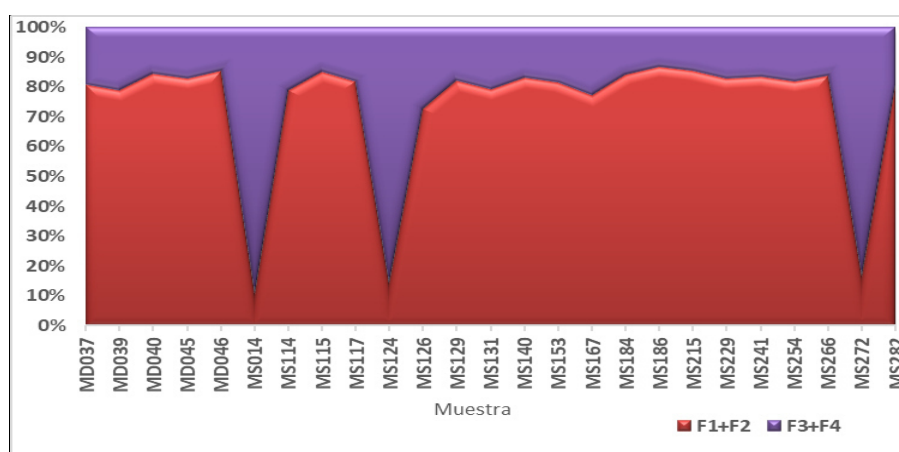


Figura 108. Biodisponibilidad del zinc.

5.1.6. Análisis multivariado de fases biodisponibles

Las muestras que han sido analizadas por extracción secuencial, han sido sometidas al análisis *cluster* (Figura 109), Se resaltarán principalmente las asociaciones referidas a las fases biodisponibles (F1 y F2).

- Fase 1: Iones intercambiables y unidos a carbonatos (F1).
- Fase 2: Elementos unidos a óxidos de Fe-Mn (F2).
- Fase 3: Elementos ligados a materia orgánica (F3).
- Fase 4: Elementos unidos a fase residual (F4).

Cluster 1: As-Pb-Zn- **As(F2)** - **Zn(F2)**- Zn (F4).

En esta asociación se resalta la manera en que el Pb se liga a las fases correspondientes a óxidos de Fe y Mn del As y Zn.

Cluster 2: Cu(F3)-Zn(F3)-Pb(F3)- TFe₂O₃-As(F3)

Se tiene la asociación de las fases ligadas a la materia orgánica del Cu, Zn, Pb y As, con los óxidos de hierro.

Cluster 3: Pb(F2)-Pb(F4)-Cr(F2)-Cd(F4)-Zn(F1)-Cu(F4)

Se asocian las fases ligadas a los óxidos de Fe y Mn del Pb y Cr, así como a la fracción de Zn ligada a los iones intercambiables y unidos a carbonatos.

Cluster 4: Cu(F1)-Cu(F2)-As(F4)-Cd(F3)-Ba-S

Se asocian las dos fases biodisponibles del cobre, tanto con el Cd ligado a materia orgánica como con el As residual, que luego se ligan al Ba y S.

Cluster 5: Cd-Cd(F1)-Cd(F2)-Mn-Na₂O-Cl-Hg

Se asocian las fases biodisponibles del Cd con el Mn, Na₂O, Cl y Hg. Cabe resaltar que en el análisis *cluster* de metales totales también la relación entre el Cd, con el Mn y Hg.

Cluster 6: TC-MgO-CaO-Pb(F1)-Ni(F3)-pH

La fase de Pb de iones intercambiables y unidos a carbonatos, marca la relación con los óxidos de Ca y Mg, el carbono total, el Ni ligado a la materia orgánica, que se relacionan directamente con el pH, al tratarse de suelos básicos.

Cluster 7: Ni(F2)-P-Ni(F1)

El Ni biodisponible se relaciona directamente con el fósforo.

Cluster 8: As(F1)-K₂O

La fase de iones intercambiables y unidos a carbonatos del As, aun cuando no es cuantitativamente significativa, se liga al óxido de potasio, en concordancia con la alcalinidad del suelo.

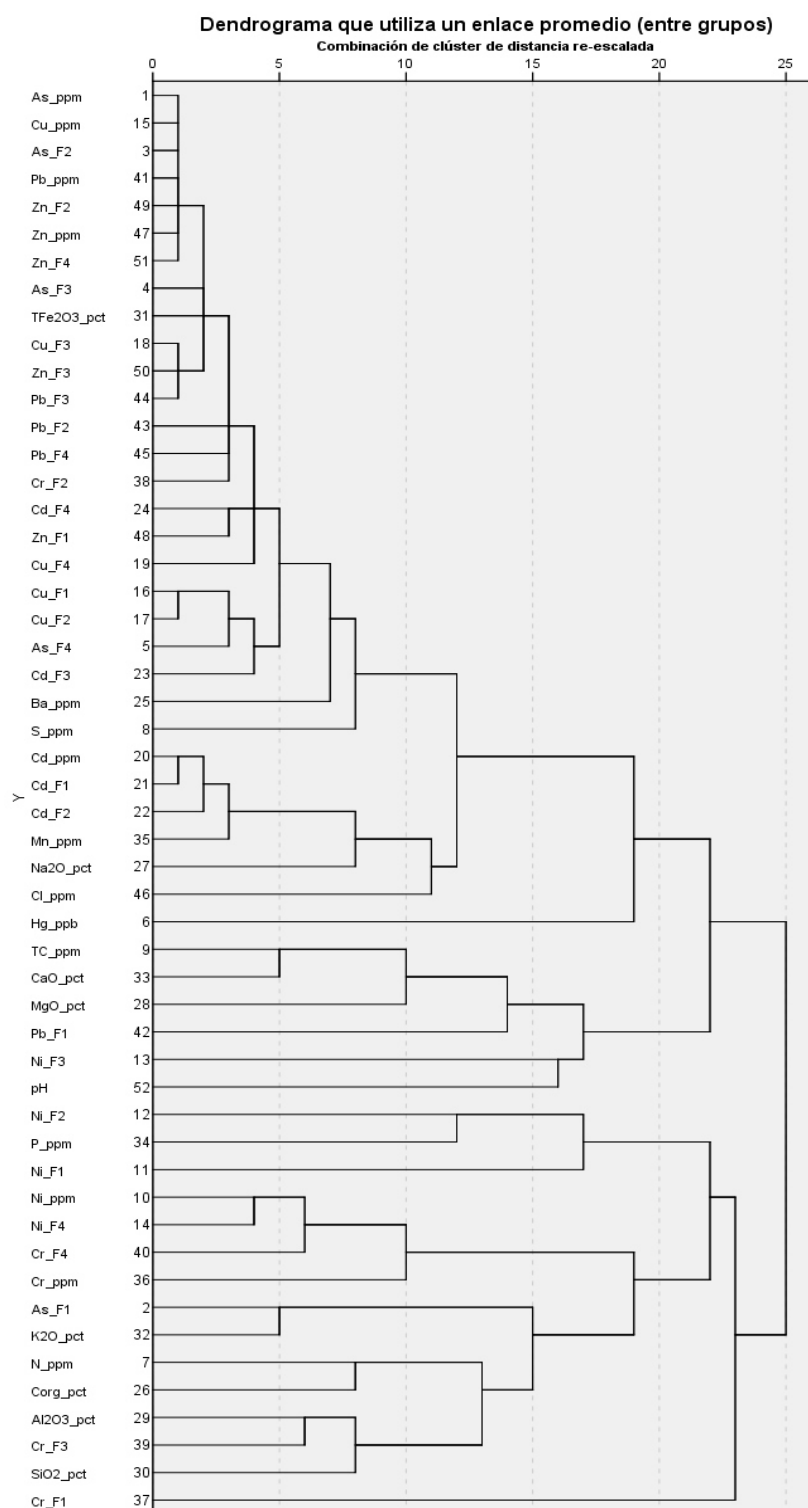


Figura 109. Análisis cluster de fases biodisponibles en suelos.

5.2. Prueba de hipótesis

5.2.1 Hipótesis general

Con la finalidad de realizar el contraste de la hipótesis general, se optó por denotar a las variables según el siguiente criterio estadístico:

Metales pesados del río Mantaro: Es definido por el componente principal (CP agua) que representa la mayor proporción de varianza explicada de los contenidos de metales pesados en las aguas superficiales de la cuenca del río Mantaro (Tabla 12).

Suelos de la cuenca del río Mantaro: Es definido por el componente principal (CP suelo) que representa la mayor proporción de varianza explicada de las abundancias de metales pesados en los suelos de la cuenca del río Mantaro (Tabla 13).

Tabla 12. Matriz de componentes principales en agua.

Variable	Componente principal		
	1	2	3
Al	0.956	0.219	-0.053
Pb	0.955	0.211	-0.044
Cd	0.952	0.179	0.063
Zn	0.925	0.348	0.064
Fe	0.918	-0.211	-0.051
Cu	0.878	0.394	0.215
As	0.723	0.597	0.129
Mn	0.664	0.445	0.447
Ba	0.123	0.874	-0.164
B	0.191	0.704	0.527
Ni	-0.053	-0.048	0.884

Método de extracción: análisis de componentes principales.

Método de rotación: Varimax con normalización Kaiser.

Tabla 13. Matriz de componentes principales en suelos.

Variable	Componente principal	
	1	2
Zn	0.993	0.025
As	0.988	0.041
Pb	0.988	0.014
Cu	0.970	-0.029
Mn	0.901	0.102
Cd	0.885	0.009
Ba	0.753	-0.385
Ni	-0.049	0.938
Cr	0.070	0.812

Método de extracción: análisis de componentes principales.

Método de rotación: Varimax con normalización Kaiser.

Hipótesis nula:

Los metales pesados del río Mantaro (CP agua), no impactan negativamente en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo (CP suelo), Junín 2020.

Hipótesis alternativa:

Los metales pesados del río Mantaro (CP agua), impactan negativamente en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo (CP suelo), Junín 2020.

Nivel de significancia (α): 5% = 0.05.

Estadístico de prueba: Correlación de Pearson.

Tabla 14. Correlación entre la degradación química (CP agua) y los suelos de la cuenca Mantaro (CP suelo).

		CP agua	CP suelo
CP agua	Correlación de Pearson	1	0.403*
	Sig. (unilateral)		0.033
	N	28	28
CP suelo	Correlación de Pearson	0.403*	1
	Sig. (unilateral)	0.033	
	N	28	28

(**) La correlación es significativa en el nivel 0.05 (bilateral).

p-valor: 0.033.

A partir del contraste de hipótesis realizado (Tabla 14), se evidencia que el valor de la probabilidad es 0.033, menor a 0.05, entonces existe evidencia estadística al 95% de confianza para aceptar H1, es decir, los metales pesados del río Mantaro (CP agua), impactan negativamente en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja – Huancayo (CP suelo), Junín 2020.

5.3. Presentación de resultados

Como resultado del análisis efectuado, se elaboraron mapas isovalóricos de As (Figura 110), Cd (Figura 111), Pb (Figura 112), Cu (Figura 113) y Zn (Figura 114) en suelos superficiales, a efectos de visualizar espacialmente su distribución en los suelos de la cuenca del Mantaro, sector Jauja-Huancayo, corroborando el impacto negativo sobre los mismos.

Una zona donde ocurren las mayores concentraciones de metales es en el sector septentrional, entre Sincos (al sur) y Huaripampa, donde los valores de Cd, As y Pb superan los ECA para suelos de uso agrícola, a ambos márgenes del río Mantaro, confirmando el impacto del agua que proviene de la zona de La Oroya, donde se emplazan pasivos ambientales mineros que a través del tiempo continúan aportando carga metálica; asimismo, la misma tendencia ocurre para el S y Cl, derivados de la fuente indicada.

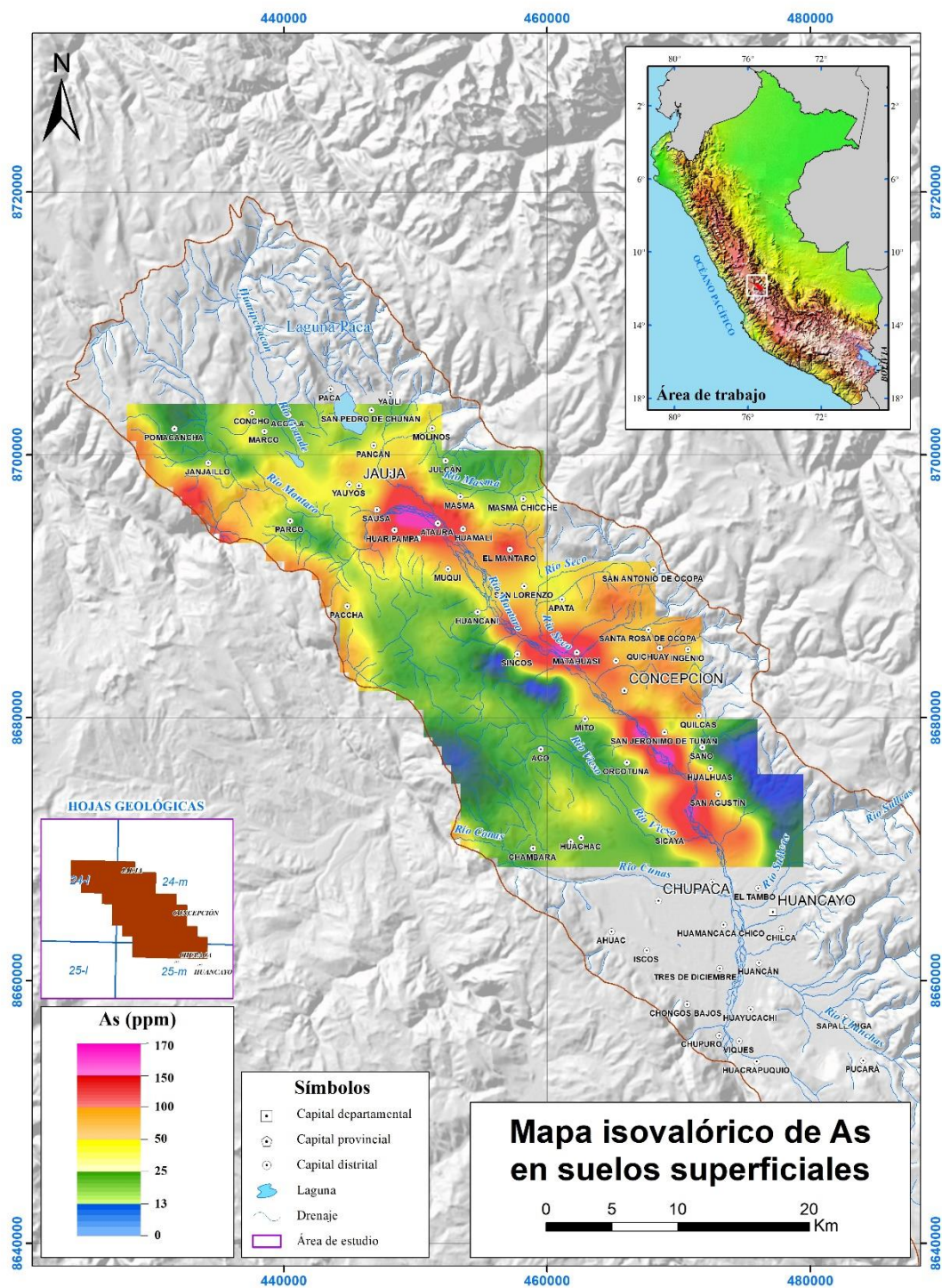


Figura 110. Dispersión del arsénico en suelos superficiales.

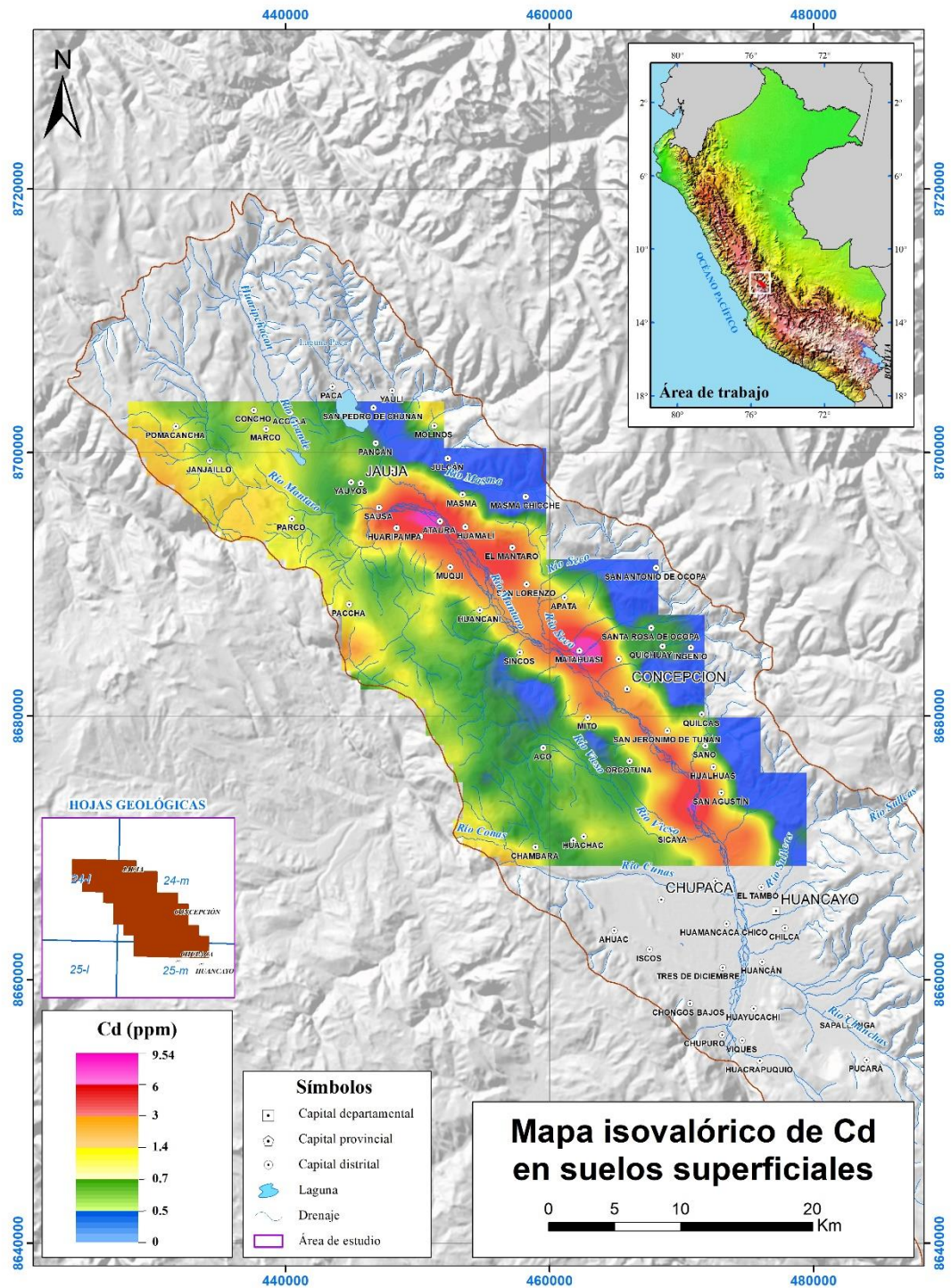


Figura 111. Dispersión del cadmio en suelos superficiales.

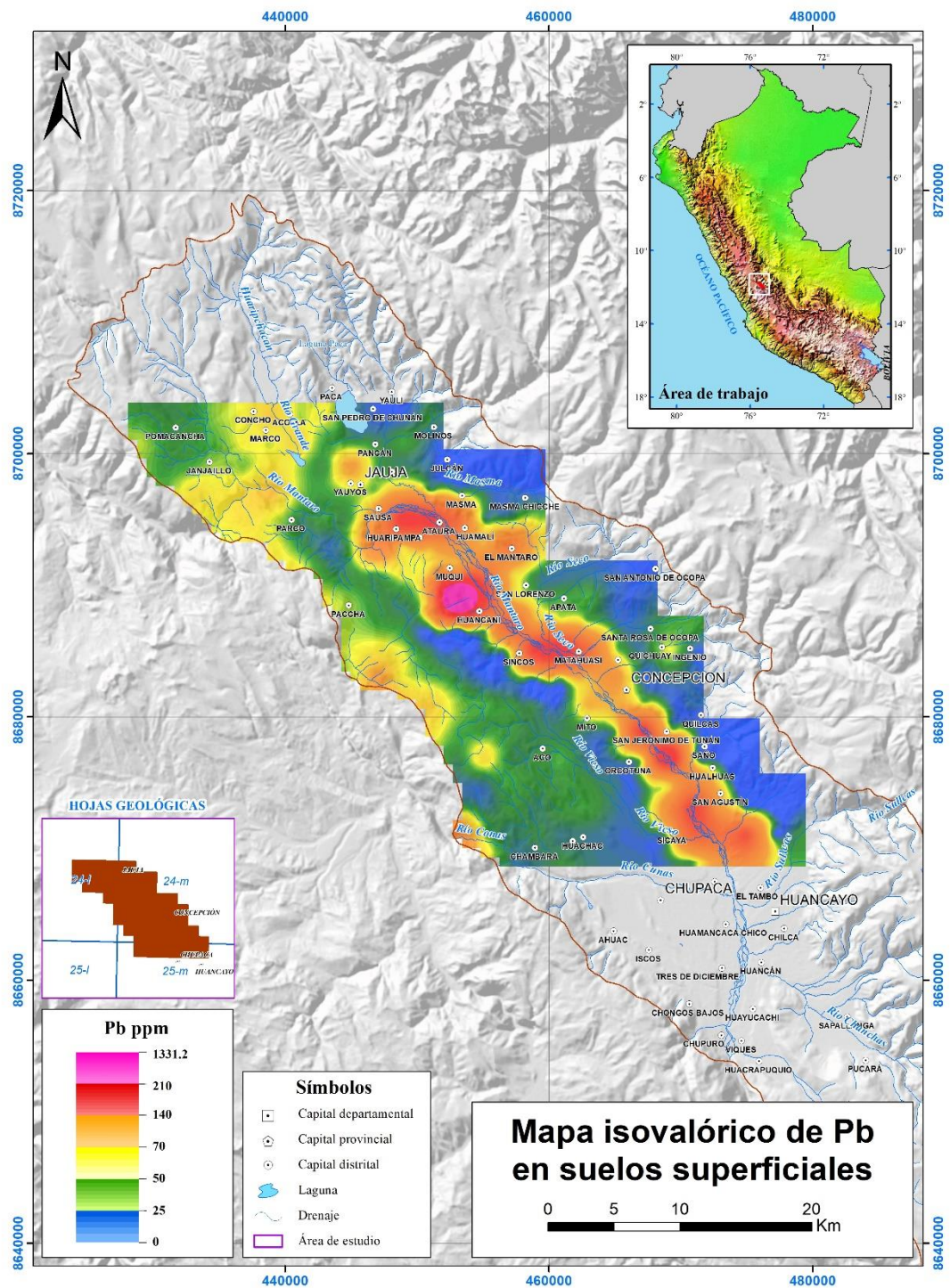


Figura 112. Dispersión del plomo en suelos superficiales.

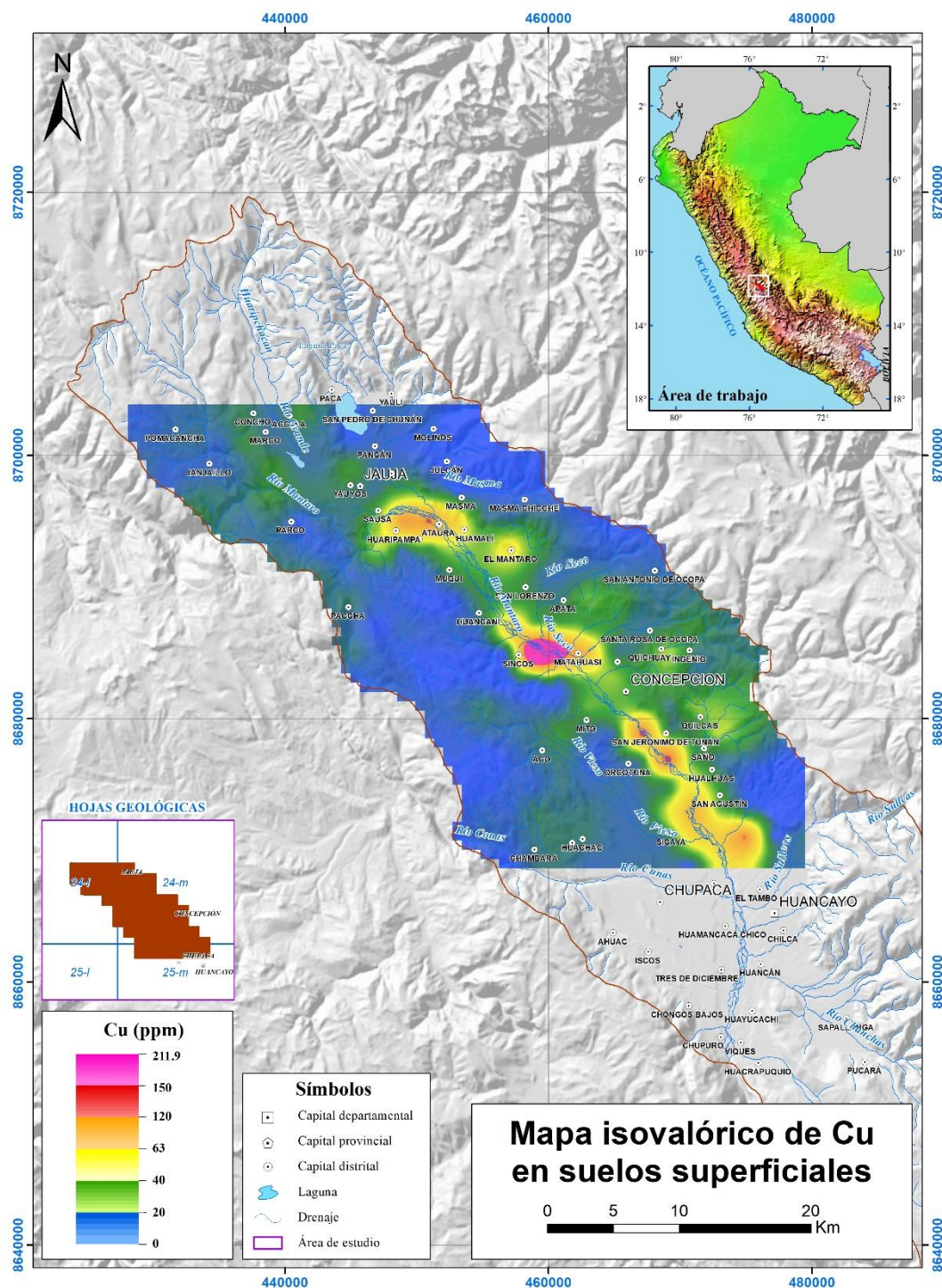


Figura 113. Dispersión del cobre en suelos superficiales.

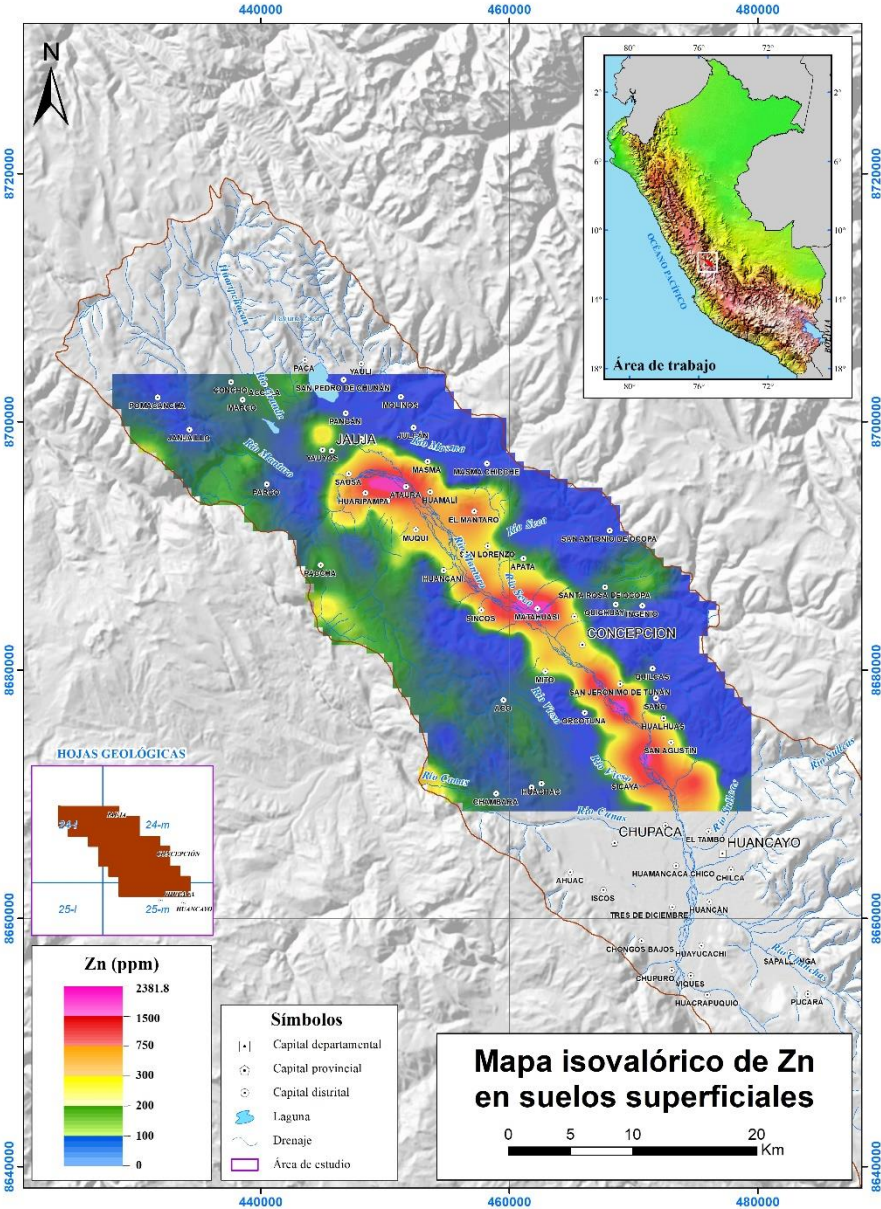


Figura 114. Dispersión del zinc en suelos superficiales.

Mapas de biodisponibilidad

Se ha elaborado mapas en los que se muestra las fases biodisponibles de cada elemento de interés (As, Cd, Pb, Cu y Zn) en suelos, haciendo énfasis en los casos en los que superan los estándares de calidad, que en este caso constituyen la mayoría.

En el caso del arsénico (Figura 114), son 14 las muestras en los que las fases biodisponibles superan el ECA establecido; para el caso del cadmio (Figura 115), en 21 muestras el ECA es superado por las fases biodisponibles. En cuanto al plomo (Figura 116), en las 23 muestras a lo largo del Mantaro las fases biodisponibles superan el ECA; en lo que se refiere al cobre (Figura 117), son 19 las muestras en que las fases biodisponibles superan el estándar canadiense (CCME), al igual que en el caso zinc (Figura 118), donde estas superan el mismo en 22 muestras.

Es así que a ambas márgenes del río Mantaro se aprecia el alto contenido de metales pesados, lo que implica la necesidad de remediar tales suelos, los cuales tienen uso agrícola.

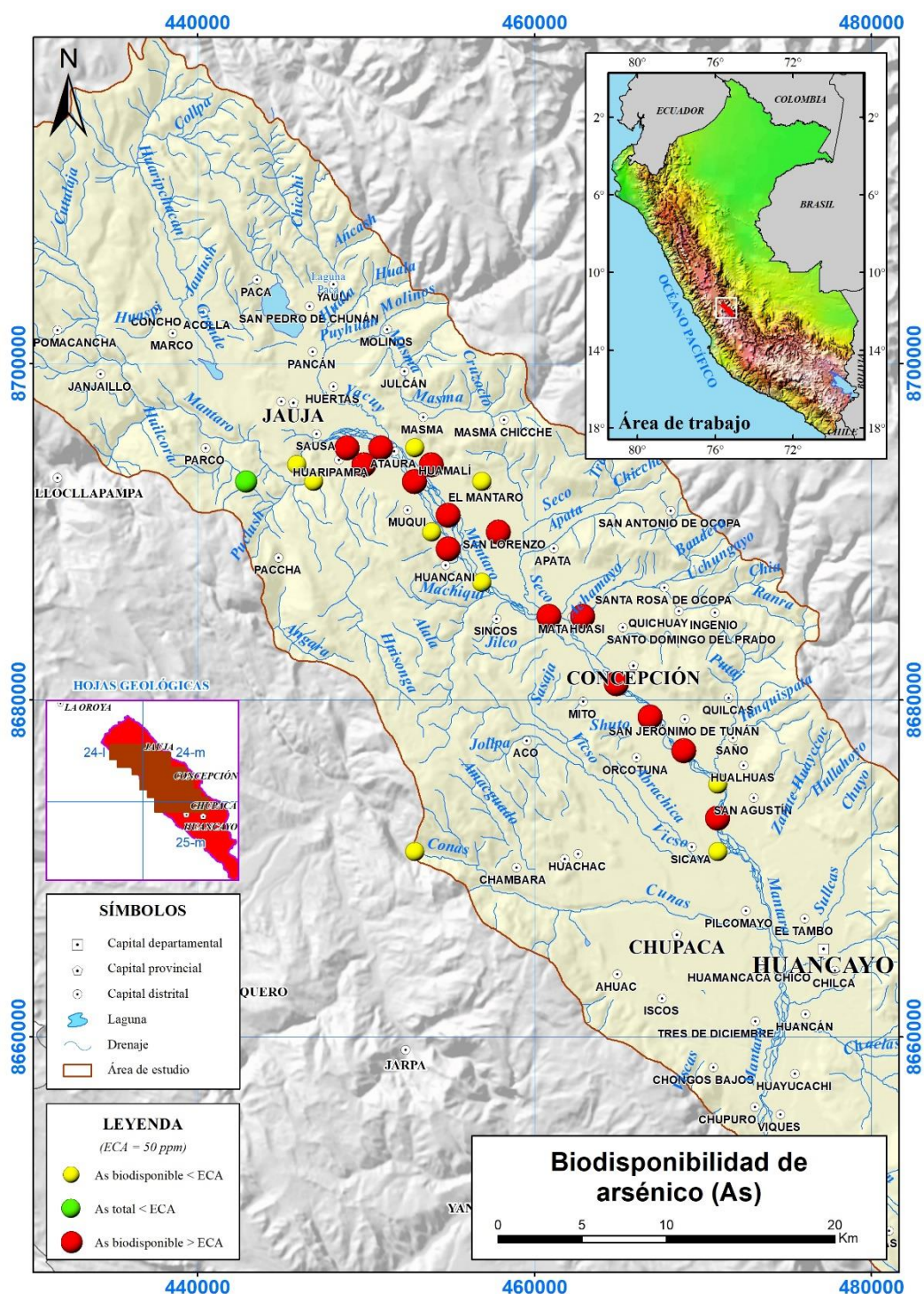


Figura 115. Biodisponibilidad de arsénico en suelos superficiales.

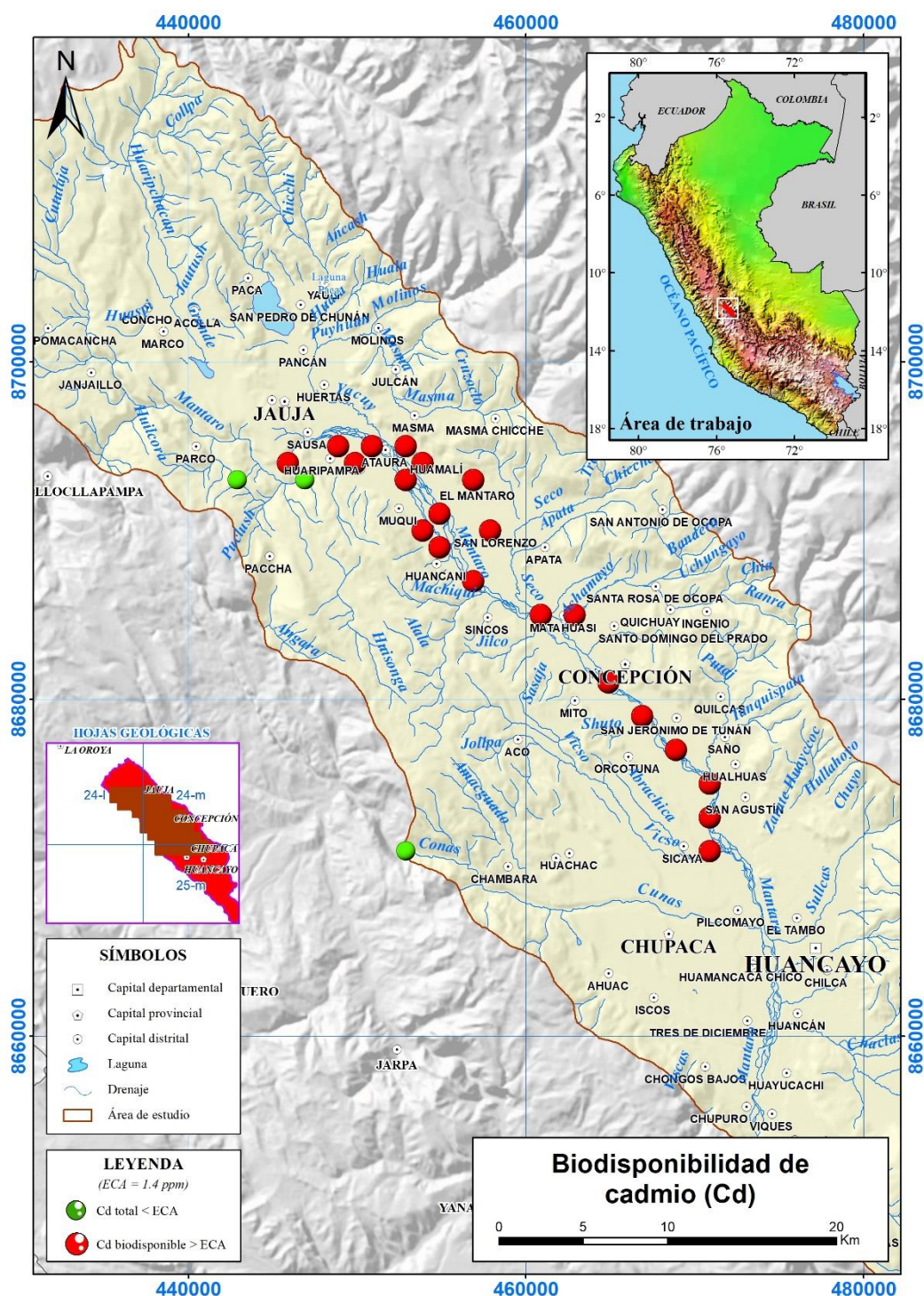


Figura 116. Biodisponibilidad de cadmio en suelos superficiales

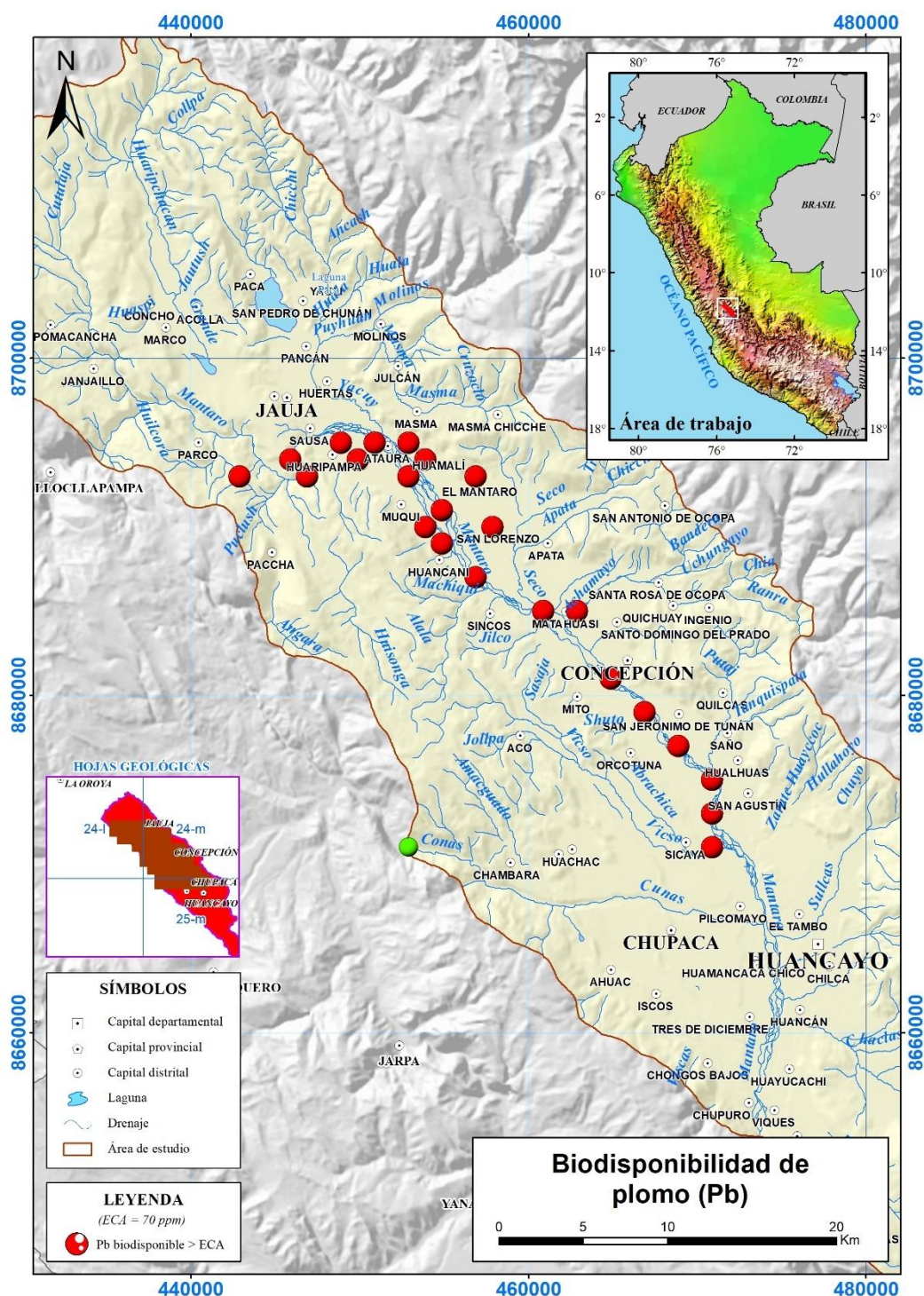


Figura 117. Biodisponibilidad de plomo en suelos superficiales

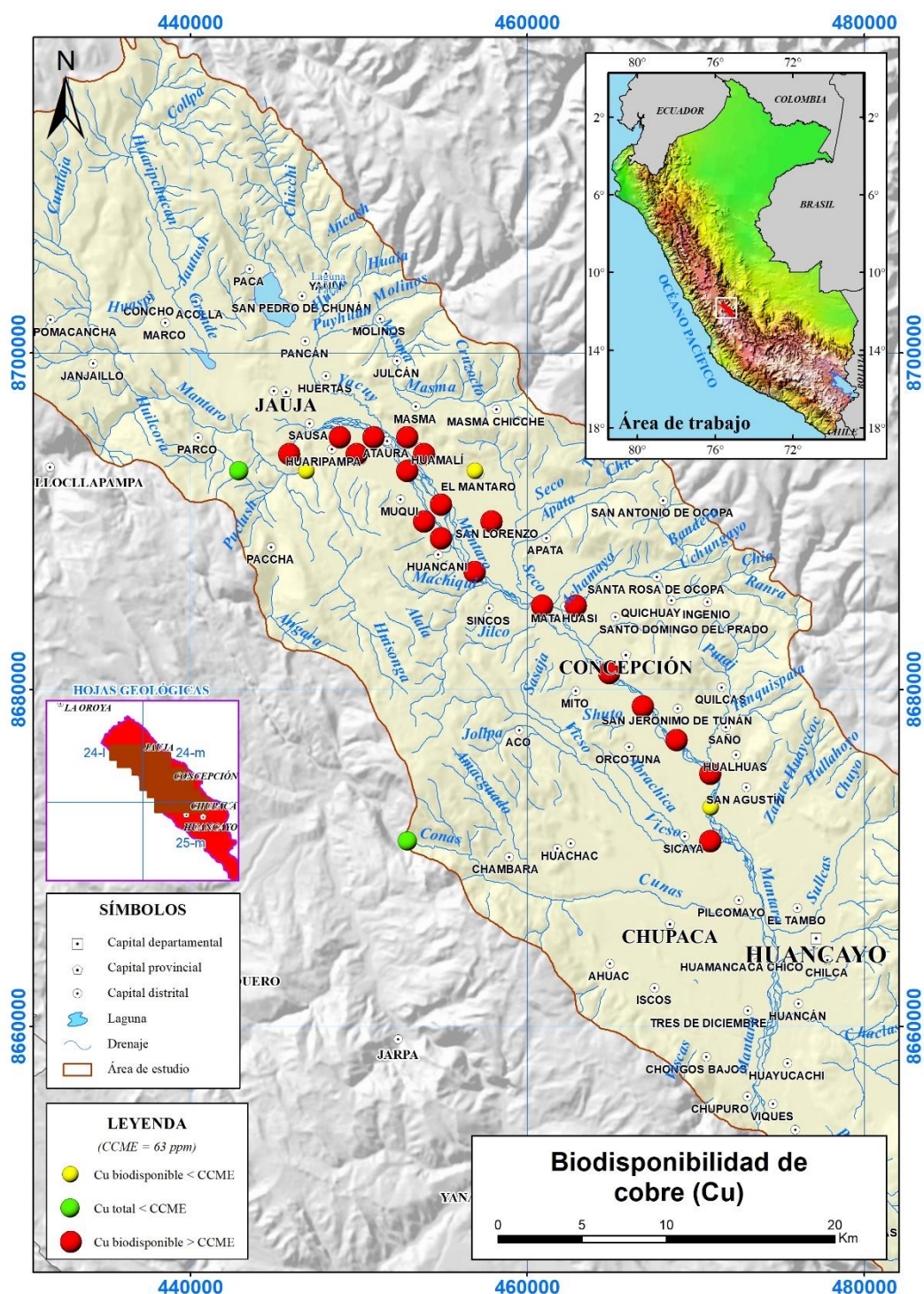


Figura 118. Biodisponibilidad de cobre en suelos superficiales

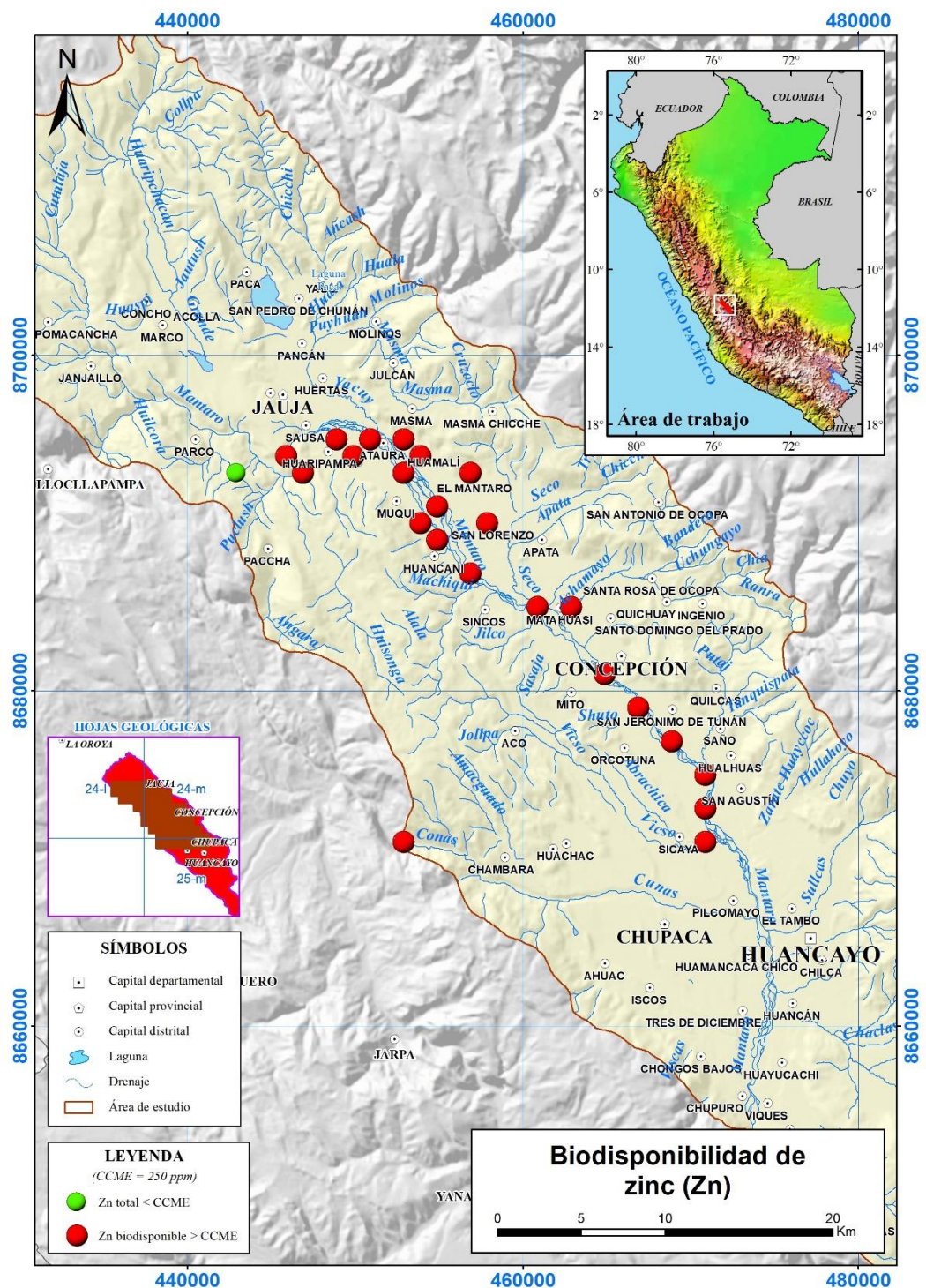


Figura 119. Biodisponibilidad de zinc en suelos superficiales.

CONCLUSIONES

- Los metales pesados presentes en el río Mantaro impactan negativamente en la aptitud de los suelos agrícolas del sector Jauja-Huancayo, en Junín.
- La mayor parte de los suelos de la cuenca Mantaro sector Jauja-Huancayo, son de textura franco arcillosa arenosa, con pH neutro a alcalino, y una capacidad de intercambio catiónico generalmente buena, del orden entre 15 a 20 cmol/kg, aunque es un tanto menor en los sitios impactados negativamente, como es el caso de Muqui (11.2cmol/kg).
- Los promedios del contenido de óxidos mayores en suelos están mayormente referidos a SiO₂ (63%), seguido de Al₂O₃ (15%), TFe₂O₃ (5.9%), CaO (5.2%) y K₂O (2.9%). En cuanto a elementos menores, destacan el nitrógeno 1962 (ppm), fósforo (1417ppm) sobre el flúor (606ppm), azufre (328ppm) y cloro (105ppm).
- La abundancia de materia orgánica en suelos es del orden del 3.3 a 3.4 %, en tanto que, en las zonas impactadas negativamente, como es el caso de la localidad de Musqui, llega a 2.5%, donde además se ha determinado que la actividad microbiana es nula, lo que además puede haberse acentuado por la falta de humedad en la zona.
- Hay una fuerte concentración de metales pesados, siendo mayor en los suelos profundos, con valores máximos de 649ppm de As, 17ppm de Cd, 2021ppm de Pb, 500ppm de Cu, casi 10000ppm de Zn, 340ppm de Cr, o 256ppm de Ni, denotándose el impacto directo del contenido de metales pesados por las aguas del río Mantaro.
- Significativa proporción de As, Cd, Pb, Cu, Zn representan fases biodisponibles en los suelos evaluados, las cuales superan los estándares de calidad, denotando el real impacto sobre la vida en general.

- En los suelos superficiales el principal *cluster* es Cu-Zn-As-Pb-Cd-S-Hg-TFe₂O₃-Mn, muy similar al identificado en el agua, evidenciando la relación entre la carga metálica del agua, con la del suelo superficial.

RECOMENDACIONES

- ✓ Evaluar el efecto de los metales pesados en cultivos de la cuenca del Mantaro, sector Jauja-Huancayo, específicamente en las especies vegetales que se producen, los cuales son comercializados en los mercados de la localidad como en Lima.
- ✓ Llevar a cabo una efectiva remediación del agua que deriva del río Mantaro, toda vez que lleva una carga metálica que impacta notablemente en la calidad del suelo.
- ✓ Difundir los resultados de la presente investigación, a efectos que las autoridades competentes tomen las decisiones pertinentes en bien de la salud de quienes consumen el agua y los productos que se cultivan en los suelos de la cuenca del río Mantaro.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrews, J., Brimblecombe, P., Jickells, T., Liss, P., & Reid, B. (2004). *An Introduction to Environmental Chemistry* (Second Edition ed.). East Anglia, United Kingdom: Blackwell Science Ltd. Obtenido de <https://www.wiley.com/en-us/An+Introduction+to+Environmental+Chemistry%2C+2nd+Edition-p-9780632059058>
- Arce, S. (2017). Suelos contaminados con plomo en la ciudad de La Oroya - Junín y su impacto en la calidad del agua del río Mantaro. *Tesis para optar el Grado Académico de Magister*, 118. Lima, Perú: UNMSM. Obtenido de <http://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/cybertesis/6718>
- Aznar, J., García, J., Velasco, J., & Carretero, A. (2018). Mining waste and its sustainable management: Advances in worldwide Research Department of Economics and Business. *Minerals*, VIII(284), 27. doi:10.3390/min8070284
- Barrow, C. (2006). *Environmental Management for Sustainable Development* (Second Edition ed.). New York: Routledge.
- Bauer, A., & Velde, B. (2014). *Geochemistry at the Earth's Surface. Movement of Chemical Elements*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. doi:10.1007/978-3-642-31359-2
- Berkowitz, B., Dror, I., & Yaron, B. (2014). *Contaminant Geochemistry. Interactions and Transport in the Subsurface Environment*. (Second Edition ed.). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. doi:10.1007/978-3-642-54777-5
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (14 de 10 de 2020). CCME. (CCME, Ed.) Obtenido de <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>
- Concas, A., Arda, C., Cristini, A., Zuddas, P., & Cao, G. (2006). Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site. *Chemosphere*(63), 244-253. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.08.024
- Duarte, V. (2013). Origen y distribución espacial de metales en suelos de Zimapán, Hidalgo. 120. Texcoco, México: Colegio de Postgraduados - Campus Montecillo. Obtenido de <http://www.remeri.org.mx/portal/REMERI.jsp?id=oai:www.biblio.colpos.mx:10521/1995>
- Dube, A., Zbytniewski, R., Kowalkowski, T., Cukrowska, E., & Buszewski, B. (2001). Adsorption and Migration of Heavy Metals in Soil. *Polish Journal of Environmental Studies*, X(1), 1-10. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/254435905_Adsorption_and_Migration_of_Heavy_Metals_in_Soil

- Evans, A. (1997). *An Introduction to Economic Geology and its Environmental Impact*. (J. W. Sons, Ed.) Oxford, USA: Blackwell Science Ltd. Obtenido de <https://www.wiley.com/en-us/An+Introduction+to+Economic+Geology+and+Its+Environmental+Impact-p-9780865428768>
- Foth, H. (1990). *Fundamentals of Soils Science* (Eighth Edition ed.). New York, USA: John Wiley & Sons. Obtenido de <https://www.wiley.com/en-us/Fundamentals+of+Soil+Science%2C+8th+Edition-p-9780471522799>
- Hawkes, H. (1957). Principles of Geochemical Prospecting. *Geological Survey Bulletin 100-F*, 225-355. Obtenido de <https://pubs.usgs.gov/bul/1000f/report.pdf>
- Huaranga M, F., Méndez, E., Quilcat, V., & Huaranga A., F. (2012). Contaminación por metales pesados en la cuenca del río Moche, 1980-2010. *Scientia Agropecuaria*(3), 235-247. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/288653464_Contaminacion_por_metales_pesados_en_la_Cuenca_del_Rio_Moche_1980_-_2010_La_Libertad_-_Peru
- IGP. (2010). *Análisis de suelos de la región Junín*. Obtenido de <http://met.igp.gob.pe/proyectos/incagro/datos/DATOS%20AN%C3%81LISIS%20DE%20SUELO%20VALE%20DEL%20%20MANTARO.xls>
- Khalil, A., Hanich, I., Bannari, A., Zouhri, I., Pourret, O., & Hakkoud, R. (2013). Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: Pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *Journal of Geochemical Exploration*(125), 117-129. doi:10.1016/j.gexplo.2012.11.018
- Knödel, K., Lange, G., & Voigt, H.-J. (2007). *Environmental Geology. Handbook of Field Methods and Case Studies*. (B. f. Rohstoffe, Ed.) Hannover, Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/253739522_Environmental_Geology_Handbook_of_Field_Methods_and_Case_Studies
- Lan, T. (2008). Mobilization of metals from mining wastes and the resuspension of contaminated sediments. 52. Linköping, Sweden: Linköping University, Department of Water and Environmental Studies. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/277741659_Mobilization_of_metals_from_mining_wastes_and_the_resuspension_of_contaminated_sediments
- Laporte, M., Faure, G., & Le Gal, P.-Y. (2008). Diversidad de las explotaciones agrícolas en los sistemas irrigados del valle del Mantaro y acceso de los productores al mercado [2008]. *AGRIS*, 51.
- Llanos, C. (2018). *Efecto de la aplicación de microorganismos eficaces en el contenido de cadmio y propiedades fisicoquímicas de un suelo contaminado del distrito de Ocotuna, Concepción, 2017*. Tesis de Maestría, Universidad Continental, Huancayo, Perú.

- López, M. (2011). Evaluación de la contaminación por elementos traza en suelos afectados por actividades mineras en Riotinto (España). 208. Sevilla, España: Universidad de Sevilla. Obtenido de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=24080>
- López, R. (2002). *Degradación del suelo. Causas, procesos, evaluación e investigación*. Mérida, Venezuela: Centro Interamericano de Desarrollo e Investigación Ambiental y Territorial. Universidad de los Andes. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/264311522_Degradacion_del_Suelo_causas_procesos_evaluacion_e_investigacion
- Luque, Griselda; Rosado, Malena; Pari, Walter; Peña, Fluquer. (2020). *Peligros geológicos de la región Junín*. INGEMMET. LIMA: INGEMMET. Obtenido de <https://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/20.500.12544/2545>
- Massolo, L., Porta, A., Coppola, A., & Castagnasso, G. (2015). *Introducción a las herramientas de gestión ambiental*. Buenos Aires, Argentina: Universidad Nacional de La Plata- Facultad de Ciencias Exactas. Obtenido de http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/46750/Documento_completo_.pdf?sequence=1
- Massolo, Laura. (2015). *Introducción a las herramientas de gestión ambiental*. La Plata, Argentina: Facultad de Ciencias Exactas. Universidad de la PLata.
- Mendoza, R. (2012). *Efecto de la materia orgánica, arcilla y pH en la CIC de los suelos del sur-oeste del distrito El Mantaro, Jauja*. Tesis título profesional, Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú.
- Mileusnić, M., Siyowi, M., Benjamin, F., Kamona, A., Ružičić, S., Mapaure, I., & Maruwa Chimwamurombe, P. (2014). ispersed from improperly disposed tailings, Kombat mine, Namibia. *Journal of Geochemical Exploration*, 144, 409-420. doi:10.1016/j.gexplo.2014.01.009
- MINAM. (2005). Ley General del Ambiente, Ley N° 68511. Lima, Perú.
- MINAM. (02 de 12 de 2017). *SINIA MINAM*. Obtenido de <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-agua-establecen-disposiciones>
- MINAM. (2017a). *SINIA- MINAM*. Obtenido de <https://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-estandares-calidad-ambiental-eca-suelo-0>
- Munive, R. (2018). Recuperación de suelos degradados por contaminación con metales pesados en el valle del Mantaro mediante copmost de stevia y fitorremediación. *Tesis para optar el grado de Doctor*, 147. Lima, Perú: Universidad Nacional Agraria La Molina. Obtenido de <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/3770>
- .
- Munive, R., Cabello, R., Carbo, N., & López, J. (2017). Evaluación de la calidad de suelos para el cultivo de maíz (Zea Mays) en 4 distritos representativos del valle del Mantaro. *Revista de Investigación Ciencia Tecnología y Desarrollo*, 65-75. doi:10.17162/rictd.v3i2.655

- Nortcliff, S., Hulpke, H., Terytze, K., Knoop, G., Bredemeier, M., & Schulte-Bisping, H. (2012). Soil, definition, function and utilization of soil. En *Encyclopedia of industrial chemistry ULLMANN'S* (págs. 399-420). Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. doi:10.1002/14356007.b07_613.pub3
- Otones, V. (2014). Diagnóstico ambiental de suelos contaminados por actividades mineras y evaluación de técnicas de estabilización para su recuperación. 193. (U. d. Salamanca, Ed.) Salamanca, España. Obtenido de <https://digital.csic.es/bitstream/10261/107622/1/Diagn%C3%B3stico%20ambiental%20de%20suelo%20contaminados%20por%20actividades%20mineras%20y%20evaluaci%C3%B3n%20de%20t%C3%A9cnicas%20de%20estabilizaci%C3%B3n%20para%20su%20r.pdf>
- Paredes, Jorge. (1994). *Geología del cuadrángulo de Jauja (24-m)*. INGEMMET. Lima: INGEMMET. Obtenido de <https://repositorio.ingemet.gob.pe/handle/20.500.12544/168>
- Parra, S. (2013). Determinación del origen y mecanismo de contaminación por metales y metaloides en los suelos del valle de Puchuncaví (Chile). 215. Valparaíso, Chile: Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Obtenido de http://repositorio.conicyt.cl/bitstream/handle/10533/181715/PARRA_SONNIA_2648D.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Pedemonte, G. (2016). *Reconstrucción de la historia tectonotermal del Complejo Huaytapallana mediante geocronología de U-Pb en minerales accesorios*. UNMSM. LIMA: UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS. Obtenido de <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/5283?show=full>
- Puga, S., Sosa, M., Lebgue, T., Quintana, C., & Campos, A. (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecología Aplicada*, V(1,2), 1726-2216. Obtenido de <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v5n1-2/a20v5n1-2.pdf>
- Rosales, B. (2020). *Concentración de metales pesados y la influencia del pH en suelos de Matahuasi y El Mantaro (Junín) en curcubita pepo*. Universidad Nacional del centro del Perú. Huancayo, Perú: Universidad Nacional del centro del Perú.
- Sarria, M. (2013). Evaluación del comportamiento de arsénico, cobre, plomo y zinc en suelos afectados por el vertido de la mina de Aznalcóllar. 160. Palmira, Colombia: Universidad Nacional de Colombia. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/331471511_Evaluacion_del_comportamiento_de_arsenico_cobre_plomo_y_zinc_en_suelos_afectados_por_el_vertido_de_la_mina_de_Aznalcollar_Sevilla_Espana?channel=doi&linkId=5c7aa3c7458515831f7cd4ba&showFulltext=true
- Siegel, F. (2002). *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Berlín Heidelberg, Germany: Springer-Verlag. doi:10.1007/978-3-662-04739-2
- Søndergaard, M. (2009). Redox Potential. En G. E. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (Vol. II, págs. 852-859). Oxford: Elsevier. Obtenido de <http://www.elsevier.com/locate/permissionusematerial>

- Soto, D. (2010). Gestión sustentable del recurso hídrico para la fundición del Complejo Metalúrgico de la Oroya. 160. Lima, Perú: Universidad Nacional de Ingeniería. Obtenido de <http://cybertesis.uni.edu.pe/handle/uni/612>
- Sposito, G. (2008). *The Chemistry of Soils* (Second Edition ed.). New York, USA: Oxford University Press Inc. Obtenido de <https://global.oup.com/academic/product/the-chemistry-of-soils-9780195313697?lang=en&cc=pe#>
- Wuana, R., & Okieimen, F. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemsitry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *Ecology*, 20. doi:10.5402/2011/402647

ANEXOS

A1. ECA para agua

PARÁMETRO	UNIDAD MEDIDA	D1 – Riego de vegetales	D2 – Bebida de animales
Bicarbonatos		518	**
Cloruros	mg/L	500	**
Conductividad	uS/cm	2500	5000
Sulfatos		1000	1000
pH		6.5-8.5	6.5-8.4
DBO	mg/L	15	15
DQO	mg/L	40	40
OD	mg/L	≥ 4	≥ 5
pH		6.5-8.5	6.5-8.4
Al	mg/L	5	5
As	mg/L	0.1	0.2
Ba	mg/L	0.7	**
Be	mg/L	0.1	0.1
B	mg/L	1	5
Cd	mg/L	0.01	0.05
Cu	mg/L	0.2	0.5
Co		0.05	1
Cr total	mg/L	0.1	1
Fe	mg/L	5	**
Mg	mg/L	**	250
Hg		0.001	0.01
Mn	mg/L	0.2	0.2
Hg	mg/L	0.001	0.01
Ni	mg/L	0.2	1
Pb	mg/L	0.05	0.05
Se	mg/L	0.02	0.05
Zn	mg/L	2	24

A2. ECA para suelos

(Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM)

Parámetros en mg/kg PS	Usos del suelo			Métodos de Ensayo
	Suelo Agrícola	Suelo Residencial/ parques	Suelo Comercial/ Industrial/ Extractivo	
INORGÁNICOS				
Arsénico	50	50	140	EPA 3050 EPA 3051
Bario total	750	500	2 000	EPA 3050 EPA 3051
Cadmio	1,4	10	22	EPA 3050 EPA 3051
Cromo total	--	400	1 000	EPA 3050 EPA 3051
Cromo VI	0,4	0,4	1,4	EPA 3060/ EPA 7199 ó DIN EN 15192/16)
Mercurio	6,6	6,6	24	EPA 7471 EPA 6020 ó 200 B
Plomo	70	140	800	EPA 3050 EPA 3051
Cianuro libre	0.9	0.9	8	EPA 9013 SEMWW-AWWA-WEF 4500 CN F ó ASTM D7237 v/o

A3. Correlaciones bivariadas en muestras de agua

	CO3=	HCO3-	F-	Cl-	NO3-	SO4=	Na	Mg	K	Ca	SiO2	Al	As	B	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	S	Zn	pH	ORP	OD	C.E.	Res.	TDS	Sal.
CO3=	1.00	0.63	0.41	0.40	0.04	0.41	0.32	0.45	-0.08	0.54	-0.25	0.08	0.21	0.34	0.06	0.16	-0.22	0.04	0.02	0.41	0.14	0.62	0.06	0.05	0.52	-0.64	0.52	0.52
HCO3-	0.63	1.00	0.54	0.68	0.44	0.59	0.60	0.70	0.15	0.82	-0.15	0.19	0.52	0.54	0.19	0.34	-0.22	0.24	0.19	0.59	0.33	0.52	-0.19	-0.12	0.78	-0.90	0.78	0.78
F-	0.41	0.54	1.00	0.80	-0.27	0.90	0.82	0.80	0.45	0.83	-0.38	0.38	0.67	0.89	0.31	0.64	0.13	0.69	0.31	0.90	0.49	0.12	-0.19	-0.24	0.83	-0.69	0.83	0.83
Cl-	0.40	0.68	0.80	1.00	0.06	0.93	0.99	0.94	0.51	0.91	-0.38	0.33	0.74	0.91	0.31	0.58	0.02	0.54	0.31	0.93	0.48	0.21	-0.15	0.10	0.94	-0.86	0.94	0.93
NO3-	0.04	0.44	-0.27	0.06	1.00	-0.07	0.00	0.16	-0.06	0.15	0.40	-0.02	0.06	-0.13	0.04	-0.09	-0.13	-0.25	0.05	-0.06	0.05	0.21	-0.16	0.00	0.11	-0.18	0.11	0.10
SO4=	0.41	0.59	0.90	0.93	-0.07	1.00	0.94	0.96	0.47	0.94	-0.37	0.37	0.67	0.98	0.33	0.63	0.08	0.63	0.33	1.00	0.52	0.19	-0.09	0.08	0.95	-0.80	0.95	0.95
Na	0.32	0.60	0.82	0.99	0.00	0.94	1.00	0.92	0.57	0.89	-0.33	0.35	0.74	0.93	0.33	0.61	0.08	0.58	0.32	0.94	0.50	0.12	-0.15	0.08	0.91	-0.80	0.91	0.91
Mg	0.45	0.70	0.80	0.94	0.16	0.96	0.92	1.00	0.44	0.96	-0.26	0.34	0.65	0.92	0.32	0.58	0.03	0.53	0.31	0.96	0.50	0.28	-0.11	0.12	0.97	-0.84	0.97	0.97
K	-0.08	0.15	0.45	0.51	-0.06	0.47	0.57	0.44	1.00	0.35	-0.12	0.22	0.46	0.47	0.23	0.43	0.30	0.35	0.23	0.47	0.31	-0.30	-0.19	-0.15	0.40	-0.23	0.40	0.40
Ca	0.54	0.82	0.83	0.91	0.15	0.94	0.89	0.96	0.35	1.00	-0.32	0.37	0.69	0.90	0.35	0.61	-0.01	0.55	0.35	0.94	0.53	0.38	-0.14	0.01	0.99	-0.92	0.99	0.99
SiO2	-0.25	-0.15	-0.38	-0.38	0.40	-0.37	-0.33	-0.26	-0.12	-0.32	1.00	-0.04	-0.25	-0.42	-0.09	-0.24	0.23	-0.24	-0.09	-0.37	-0.13	-0.16	-0.15	-0.15	-0.34	0.34	-0.34	-0.34
Al	0.08	0.19	0.38	0.33	-0.02	0.37	0.35	0.34	0.22	0.37	-0.04	1.00	0.79	0.33	0.95	0.90	0.82	0.63	0.97	0.37	0.95	0.04	-0.14	-0.14	0.32	-0.26	0.32	0.32
As	0.21	0.52	0.67	0.74	0.06	0.67	0.74	0.65	0.46	0.69	-0.25	0.79	1.00	0.62	0.78	0.90	0.52	0.68	0.79	0.67	0.87	0.14	-0.31	-0.24	0.66	-0.60	0.66	0.66
B	0.34	0.54	0.89	0.91	-0.13	0.98	0.93	0.92	0.47	0.90	-0.42	0.33	0.62	1.00	0.29	0.61	0.04	0.64	0.28	0.98	0.47	0.11	-0.01	0.11	0.93	-0.77	0.93	0.93
Cd	0.06	0.19	0.31	0.31	0.04	0.33	0.33	0.32	0.23	0.35	-0.09	0.95	0.78	0.29	1.00	0.90	0.78	0.62	0.98	0.33	0.97	0.07	-0.16	-0.18	0.30	-0.24	0.30	0.30
Cu	0.16	0.34	0.64	0.58	-0.09	0.63	0.61	0.58	0.43	0.61	-0.24	0.90	0.90	0.61	0.90	1.00	0.68	0.79	0.91	0.63	0.96	0.05	-0.18	-0.17	0.58	-0.47	0.58	0.58
Fe	-0.22	-0.22	0.13	0.02	-0.13	0.08	0.08	0.03	0.30	-0.01	0.23	0.82	0.52	0.04	0.78	0.68	1.00	0.52	0.78	0.08	0.74	-0.23	-0.13	-0.20	-0.04	0.15	-0.04	-0.04
Mn	0.04	0.24	0.69	0.54	-0.25	0.63	0.58	0.53	0.35	0.55	-0.24	0.63	0.68	0.64	0.62	0.79	0.52	1.00	0.61	0.63	0.71	-0.31	0.00	-0.13	0.54	-0.38	0.54	0.54
Pb	0.02	0.19	0.31	0.31	0.05	0.33	0.32	0.31	0.23	0.35	-0.09	0.97	0.79	0.28	0.98	0.91	0.78	0.61	1.00	0.33	0.97	0.07	-0.19	-0.14	0.30	-0.24	0.30	0.30
S	0.41	0.59	0.90	0.93	-0.06	1.00	0.94	0.96	0.47	0.94	-0.37	0.37	0.67	0.98	0.33	0.63	0.08	0.63	0.33	1.00	0.52	0.19	-0.09	0.07	0.96	-0.80	0.96	0.96
Zn	0.14	0.33	0.49	0.48	0.05	0.52	0.50	0.50	0.31	0.53	-0.13	0.95	0.87	0.47	0.97	0.96	0.74	0.71	0.97	0.52	1.00	0.11	-0.21	-0.15	0.49	-0.40	0.49	0.49
pH	0.62	0.52	0.12	0.21	0.21	0.19	0.12	0.28	-0.30	0.38	-0.16	0.04	0.14	0.11	0.07	0.05	-0.23	-0.31	0.07	0.19	0.11	1.00	-0.19	-0.03	0.34	-0.48	0.34	0.34
ORP	0.06	-0.19	-0.19	-0.15	-0.16	-0.09	-0.15	-0.11	-0.19	-0.14	-0.15	-0.14	-0.31	-0.01	-0.16	-0.18	-0.13	0.00	-0.19	-0.09	-0.21	-0.19	1.00	0.51	-0.07	0.04	-0.07	-0.06
OD	0.05	-0.12	-0.24	0.10	0.00	0.08	0.08	0.12	-0.15	0.01	-0.15	-0.14	-0.24	0.11	-0.18	-0.17	-0.20	-0.13	-0.14	0.07	-0.15	-0.03	0.51	1.00	0.08	-0.10	0.08	0.08
C.E.	0.52	0.78	0.83	0.94	0.11	0.95	0.91	0.97	0.40	0.99	-0.34	0.32	0.66	0.93	0.30	0.58	-0.04	0.54	0.30	0.96	0.49	0.34	-0.07	0.08	1.00	-0.92	1.00	1.00
Res.	-0.64	-0.90	-0.69	-0.86	-0.18	-0.80	-0.80	-0.84	-0.23	-0.92	0.34	-0.26	-0.60	-0.77	-0.24	-0.47	0.15	-0.38	-0.24	-0.80	-0.40	-0.48	0.04	-0.10	-0.92	1.00	-0.92	-0.92
TDS	0.52	0.78	0.83	0.94	0.11	0.95	0.91	0.97	0.40	0.99	-0.34	0.32	0.66	0.93	0.30	0.58	-0.04	0.54	0.30	0.96	0.49	0.34	-0.07	0.08	1.00	-0.92	1.00	1.00
Sal.	0.52	0.78	0.83	0.93	0.10	0.95	0.91	0.97	0.40	0.99	-0.34	0.32	0.66	0.93	0.30	0.58	-0.04	0.54	0.30	0.96	0.49	0.34	-0.06	0.08	1.00	-0.92	1.00	1.00

A4. Correlaciones bivariadas en suelos superficiales

	As ppm	Hq ppb	Se ppm	N ppm	S ppm	TC ppm	Co ppm	Ni ppm	Cu ppm	Cd ppm	Ba ppm	Corq pct	MgO pct	Al2O3 pct	SiO2 pct	TFe2O3 pct	CaO pct	Mn ppm	Cr ppm	Pb ppm	Zn ppm
As ppm	1.0	0.5	0.7	-0.1	0.6	0.1	0.1	-0.1	0.9	0.8	0.2	0.0	0.3	-0.2	-0.2	0.5	0.2	0.5	-0.1	0.8	0.9
Hq ppb	0.5	1.0	0.3	-0.1	0.2	0.0	0.1	-0.2	0.5	0.6	0.2	0.0	0.3	-0.2	-0.1	0.2	0.2	0.2	-0.2	0.5	0.5
Se ppm	0.7	0.3	1.0	0.2	0.6	0.2	0.0	0.2	0.7	0.6	0.0	0.2	0.2	-0.4	0.0	0.3	0.1	0.5	0.1	0.6	0.7
N ppm	-0.1	-0.1	0.2	1.0	0.4	0.7	-0.3	0.3	-0.1	0.0	-0.2	0.9	-0.1	-0.2	0.2	-0.1	-0.2	0.1	0.2	-0.1	-0.1
S ppm	0.6	0.2	0.6	0.4	1.0	0.3	-0.2	0.0	0.6	0.5	0.0	0.4	0.0	-0.2	0.1	0.4	-0.1	0.4	-0.1	0.6	0.6
TC ppm	0.1	0.0	0.2	0.7	0.3	1.0	0.0	0.1	0.0	0.1	-0.1	0.6	0.2	-0.6	-0.3	-0.3	0.5	0.0	-0.1	0.1	0.0
Co ppm	0.1	0.1	0.0	-0.3	-0.2	0.0	1.0	0.3	0.2	0.1	0.1	-0.3	0.5	0.0	-0.7	0.4	0.6	0.3	0.2	0.1	0.1
Ni ppm	-0.1	-0.2	0.2	0.3	0.0	0.1	0.3	1.0	-0.1	-0.1	-0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.3	-0.1	0.3	0.7	-0.2	-0.1
Cu ppm	0.9	0.5	0.7	-0.1	0.6	0.0	0.2	-0.1	1.0	0.8	0.2	-0.1	0.3	-0.2	-0.2	0.6	0.2	0.5	-0.1	0.9	1.0
Cd ppm	0.8	0.6	0.6	0.0	0.5	0.1	0.1	-0.1	0.8	1.0	0.2	0.0	0.3	-0.3	-0.2	0.3	0.2	0.5	-0.2	0.7	0.8
Ba ppm	0.2	0.2	0.0	-0.2	0.0	-0.1	0.1	-0.2	0.2	0.2	1.0	-0.2	0.2	0.0	-0.2	0.1	0.2	0.0	-0.2	0.5	0.2
Corq pct	0.0	0.0	0.2	0.9	0.4	0.6	-0.3	0.2	-0.1	0.0	-0.2	1.0	-0.1	-0.2	0.2	-0.1	-0.2	0.1	0.0	-0.1	-0.1
MgO pct	0.3	0.3	0.2	-0.1	0.0	0.2	0.5	0.0	0.3	0.3	0.2	-0.1	1.0	-0.4	-0.6	0.0	0.6	0.0	-0.1	0.2	0.3
Al2O3 pct	-0.2	-0.2	-0.4	-0.2	-0.2	-0.6	0.0	0.0	-0.2	-0.3	0.0	-0.2	-0.4	1.0	0.0	0.4	-0.5	0.0	0.2	-0.3	-0.3
SiO2 pct	-0.2	-0.1	0.0	0.2	0.1	-0.3	-0.7	0.0	-0.2	-0.2	-0.2	0.2	-0.6	0.0	1.0	-0.2	-0.8	-0.1	0.1	-0.2	-0.2
TFe2O3 pct	0.5	0.2	0.3	-0.1	0.4	-0.3	0.4	0.3	0.6	0.3	0.1	-0.1	0.0	0.4	-0.2	1.0	-0.2	0.6	0.3	0.4	0.5
CaO pct	0.2	0.2	0.1	-0.2	-0.1	0.5	0.6	-0.1	0.2	0.2	0.2	-0.2	0.6	-0.5	-0.8	-0.2	1.0	0.0	-0.3	0.2	0.2
Mn ppm	0.5	0.2	0.5	0.1	0.4	0.0	0.3	0.3	0.5	0.5	0.0	0.1	0.0	0.0	-0.1	0.6	0.0	1.0	0.0	0.4	0.4
Cr ppm	-0.1	-0.2	0.1	0.2	-0.1	-0.1	0.2	0.7	-0.1	-0.2	-0.2	0.0	-0.1	0.2	0.1	0.3	-0.3	0.0	1.0	-0.2	-0.1
Pb ppm	0.8	0.5	0.6	-0.1	0.6	0.1	0.1	-0.2	0.9	0.7	0.5	-0.1	0.2	-0.3	-0.2	0.4	0.2	0.4	-0.2	1.0	0.9
Zn ppm	0.9	0.5	0.7	-0.1	0.6	0.0	0.1	-0.1	1.0	0.8	0.2	-0.1	0.3	-0.3	-0.2	0.5	0.2	0.4	-0.1	0.9	1.0

A5. Correlaciones bivariadas en suelos profundos

	As	Hg	N	S	TC	Ni	Cu	Cd	Ba	C.Org	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	TFe2O3	K2O	CaO	Mn	Cr	Pb	Zn
As_ppm	1.00	0.21	0.11	0.89	0.24	-0.14	0.99	0.88	0.40	0.26	0.10	0.01	-0.34	-0.24	0.51	-0.04	0.23	0.69	-0.13	0.98	0.95
Hg_ppb	0.21	1.00	0.30	0.31	0.17	-0.13	0.22	0.14	0.34	0.26	0.16	-0.02	-0.12	-0.06	0.04	0.19	0.08	0.12	-0.11	0.22	0.18
N_ppm	0.11	0.30	1.00	0.23	0.22	-0.17	0.11	0.15	0.25	0.89	0.09	-0.16	0.12	0.14	-0.03	0.33	-0.19	0.06	-0.13	0.12	0.12
S_ppm	0.89	0.31	0.23	1.00	0.27	-0.12	0.89	0.96	0.36	0.36	0.11	0.03	-0.35	-0.20	0.48	-0.06	0.19	0.83	-0.13	0.92	0.93
TC_ppm	0.24	0.17	0.22	0.27	1.00	-0.26	0.25	0.25	0.04	0.30	-0.11	0.07	-0.65	-0.61	-0.21	-0.17	0.88	0.17	-0.29	0.26	0.24
Ni_ppm	-0.14	-0.13	-0.17	-0.12	-0.26	1.00	-0.06	-0.06	-0.21	-0.17	-0.04	0.74	-0.09	-0.10	0.52	-0.36	-0.13	0.06	0.97	0.10	0.08
Cu_ppm	0.99	0.22	0.11	0.89	0.25	-0.06	1.00	0.89	0.36	0.27	0.07	0.08	-0.37	-0.27	0.56	-0.13	0.24	0.71	-0.06	0.99	0.97
Cd_ppm	0.88	0.14	0.15	0.96	0.25	-0.06	0.89	1.00	0.29	0.30	0.07	0.04	-0.40	-0.18	0.47	-0.14	0.21	0.85	-0.08	0.93	0.95
Ba_ppm	0.40	0.34	0.25	0.36	0.04	-0.21	0.36	0.29	1.00	0.16	0.47	-0.02	0.02	-0.03	0.01	0.58	-0.05	0.17	-0.13	0.35	0.34
Corg_pct	0.26	0.26	0.89	0.36	0.30	-0.17	0.27	0.30	0.16	1.00	0.11	-0.08	-0.03	0.06	0.07	0.10	-0.10	0.19	-0.16	0.28	0.28
Na2O_pct	0.10	0.16	0.09	0.11	-0.11	-0.04	0.07	0.07	0.47	0.11	1.00	0.25	0.08	-0.08	0.00	0.55	-0.14	-0.09	-0.04	0.07	0.07
MgO_pct	0.01	-0.02	-0.16	0.03	0.07	0.74	0.08	0.04	-0.02	-0.08	0.25	1.00	-0.34	-0.42	0.47	-0.22	0.20	0.12	0.71	0.04	0.04
Al2O3_pct	-0.34	-0.12	0.12	-0.35	-0.65	-0.09	-0.37	-0.40	0.02	-0.03	0.08	-0.34	1.00	0.23	0.06	0.50	-0.71	-0.42	-0.02	0.38	0.38
SiO2_pct	-0.24	-0.06	0.14	-0.20	-0.61	-0.10	-0.27	-0.18	-0.03	0.06	-0.08	-0.42	0.23	1.00	-0.32	0.06	-0.73	-0.05	-0.11	0.24	0.22
TFe2O3_pct	0.51	0.04	-0.03	0.48	-0.21	0.52	0.56	0.47	0.01	0.07	0.00	0.47	0.06	-0.32	1.00	-0.17	-0.14	0.44	0.53	0.53	0.52
K2O_pct	-0.04	0.19	0.33	-0.06	-0.17	-0.36	-0.13	-0.14	0.58	0.10	0.55	-0.22	0.50	0.06	-0.17	1.00	-0.31	-0.32	-0.27	0.12	0.12
CaO_pct	0.23	0.08	-0.19	0.19	0.88	-0.13	0.24	0.21	-0.05	-0.10	-0.14	0.20	-0.71	-0.73	-0.14	-0.31	1.00	0.15	-0.17	0.24	0.22
Mn_ppm	0.69	0.12	0.06	0.83	0.17	0.06	0.71	0.85	0.17	0.19	-0.09	0.12	-0.42	-0.05	0.44	-0.32	0.15	1.00	0.03	0.76	0.78
Cr_ppm	-0.13	-0.11	-0.13	-0.13	-0.29	0.97	-0.06	-0.08	-0.13	-0.16	-0.04	0.71	-0.02	-0.11	0.53	-0.27	-0.17	0.03	1.00	0.10	0.09
Pb_ppm	0.98	0.22	0.12	0.92	0.26	-0.10	0.99	0.93	0.35	0.28	0.07	0.04	-0.38	-0.24	0.53	-0.12	0.24	0.76	-0.10	1.00	0.99
Zn_ppm	0.95	0.18	0.12	0.93	0.24	-0.08	0.97	0.95	0.34	0.28	0.07	0.04	-0.38	-0.22	0.52	-0.12	0.22	0.78	-0.09	0.99	1.00

A6. Correlaciones bivariadas - extracción secuencial en suelos superficiales

	As	As_F1	As_F2	As_F3	As_F4	Hg	Ni	Cu	Cu_F1	Cu_F2	Cu_F3	Cu_F4	Cd	Cd_F1	Cd_F2	Cd_F3	Cd_F4	Ba	Cr	Pb	Pb_F1	Pb_F2	Pb_F3	Pb_F4	Zn	Zn_F1	Zn_F2	Zn_F3	Zn_F4
As_ppm	1.0	0.0	1.0	1.0	0.9	0.2	-0.4	1.0	0.9	0.9	0.9	0.8	0.6	0.6	0.8	0.8	0.9	0.7	0.2	1.0	0.4	0.9	0.9	0.8	1.0	0.9	1.0	0.9	0.8
As_F1	0.0	1.0	0.0	0.0	0.1	0.1	-0.2	0.1	0.0	-0.1	0.0	0.2	0.4	0.4	0.3	0.0	0.1	0.4	0.1	0.0	-0.2	-0.2	-0.1	-0.3	0.1	0.3	0.0	0.0	-0.2
As_F2	1.0	0.0	1.0	0.9	0.8	0.2	-0.4	1.0	0.9	0.8	0.9	0.9	0.6	0.5	0.8	0.9	0.9	0.7	0.1	1.0	0.4	0.9	0.9	0.7	1.0	0.9	1.0	0.9	0.8
As_F3	1.0	0.0	0.9	1.0	0.9	0.2	-0.4	1.0	0.9	0.9	0.9	0.8	0.6	0.6	0.8	0.9	0.8	0.7	0.1	0.9	0.4	0.9	0.9	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	0.8
As_F4	0.9	0.1	0.8	0.9	1.0	0.2	-0.3	0.8	0.9	0.9	0.7	0.7	0.7	0.6	0.8	0.9	0.8	0.6	0.2	0.8	0.2	0.7	0.6	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
Hg_ppb	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	1.0	-0.3	0.2	0.1	0.3	0.1	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.1	0.2	-0.2	0.2	-0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.1
Ni_ppm	-0.4	-0.2	-0.4	-0.4	-0.3	-0.3	1.0	-0.4	-0.4	-0.4	-0.4	-0.3	-0.3	-0.3	-0.4	-0.5	-0.3	-0.4	0.6	-0.3	-0.3	-0.4	-0.4	-0.2	-0.3	-0.4	-0.3	-0.4	-0.2
Cu_ppm	1.0	0.1	1.0	1.0	0.8	0.2	-0.4	1.0	0.9	0.9	0.9	0.9	0.6	0.5	0.7	0.8	0.9	0.8	0.2	1.0	0.4	0.9	0.9	0.7	1.0	0.9	1.0	0.9	0.8
Cu_F1	0.9	0.0	0.9	0.9	0.9	0.1	-0.4	0.9	1.0	0.9	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8	0.9	0.6	0.0	0.8	0.3	0.8	0.7	0.6	0.8	0.8	0.8	0.7	0.6
Cu_F2	0.9	-0.1	0.8	0.9	0.9	0.3	-0.4	0.9	0.9	1.0	0.6	0.7	0.6	0.6	0.8	0.8	0.9	0.6	0.0	0.8	0.1	0.8	0.6	0.7	0.8	0.7	0.8	0.7	0.7
Cu_F3	0.9	0.0	0.9	0.9	0.7	0.1	-0.4	0.9	0.7	0.6	1.0	0.8	0.4	0.3	0.6	0.7	0.7	0.7	0.2	0.9	0.6	0.9	1.0	0.7	0.9	0.8	0.9	1.0	0.8
Cu_F4	0.8	0.2	0.9	0.8	0.7	0.3	-0.3	0.9	0.7	0.7	0.8	1.0	0.6	0.5	0.7	0.7	0.8	0.8	0.3	0.8	0.2	0.7	0.7	0.5	0.8	0.8	0.9	0.8	0.6
Cd_ppm	0.6	0.4	0.6	0.6	0.7	0.3	-0.3	0.6	0.7	0.6	0.4	0.6	1.0	1.0	0.9	0.6	0.7	0.4	0.0	0.5	0.0	0.4	0.3	0.3	0.7	0.8	0.6	0.5	0.4
Cd_F1	0.6	0.4	0.5	0.6	0.6	0.3	-0.3	0.5	0.7	0.6	0.3	0.5	1.0	1.0	0.9	0.6	0.7	0.4	-0.1	0.5	-0.1	0.4	0.2	0.2	0.6	0.8	0.5	0.4	0.3
Cd_F2	0.8	0.3	0.8	0.8	0.8	0.3	-0.4	0.7	0.8	0.8	0.6	0.7	0.9	0.9	1.0	0.8	0.8	0.5	-0.1	0.7	0.1	0.6	0.5	0.5	0.8	0.9	0.7	0.6	0.5
Cd_F3	0.8	0.0	0.9	0.9	0.9	0.4	-0.5	0.8	0.8	0.8	0.7	0.7	0.6	0.6	0.8	1.0	0.8	0.7	0.0	0.8	0.3	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.7
Cd_F4	0.9	0.1	0.9	0.8	0.8	0.1	-0.3	0.9	0.9	0.9	0.7	0.8	0.7	0.7	0.8	0.8	1.0	0.6	0.3	0.9	0.3	0.8	0.7	0.6	0.9	0.9	0.9	0.8	0.7
Ba_ppm	0.7	0.4	0.7	0.7	0.6	0.2	-0.4	0.8	0.6	0.6	0.7	0.8	0.4	0.4	0.5	0.7	0.6	1.0	0.3	0.7	0.4	0.7	0.7	0.3	0.7	0.7	0.7	0.7	0.4
Cr_ppm	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	-0.2	0.6	0.2	0.0	0.0	0.2	0.3	0.0	-0.1	-0.1	0.0	0.3	0.3	1.0	0.2	0.1	0.1	0.2	0.0	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2
Pb_ppm	1.0	0.0	1.0	0.9	0.8	0.2	-0.3	1.0	0.8	0.8	0.9	0.8	0.5	0.5	0.7	0.8	0.9	0.7	0.2	1.0	0.5	0.9	0.9	0.8	1.0	0.8	1.0	0.9	0.8
Pb_F1	0.4	-0.2	0.4	0.4	0.2	-0.1	-0.3	0.4	0.3	0.1	0.6	0.2	0.0	-0.1	0.1	0.3	0.3	0.4	0.1	0.5	1.0	0.7	0.7	0.3	0.4	0.4	0.5	0.5	0.4
Pb_F2	0.9	-0.2	0.9	0.9	0.7	0.1	-0.4	0.9	0.8	0.8	0.9	0.7	0.4	0.4	0.6	0.7	0.8	0.7	0.1	0.9	0.7	1.0	0.9	0.7	0.9	0.8	0.9	0.9	0.7
Pb_F3	0.9	-0.1	0.9	0.9	0.6	0.1	-0.4	0.9	0.7	0.6	1.0	0.7	0.3	0.2	0.5	0.7	0.7	0.7	0.2	0.9	0.7	0.9	1.0	0.8	0.9	0.8	0.9	1.0	0.8
Pb_F4	0.8	-0.3	0.7	0.8	0.7	0.2	-0.2	0.7	0.6	0.7	0.7	0.5	0.3	0.2	0.5	0.7	0.6	0.3	0.0	0.8	0.3	0.7	0.8	1.0	0.7	0.6	0.7	0.8	0.9
Zn_ppm	1.0	0.1	1.0	0.9	0.8	0.2	-0.3	1.0	0.8	0.8	0.9	0.8	0.7	0.6	0.8	0.8	0.9	0.7	0.2	1.0	0.4	0.9	0.9	0.7	1.0	0.9	1.0	0.9	0.8
Zn_F1	0.9	0.3	0.9	0.9	0.8	0.2	-0.4	0.9	0.8	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.9	0.8	0.9	0.7	0.2	0.8	0.4	0.8	0.8	0.6	0.9	1.0	0.9	0.8	0.7
Zn_F2	1.0	0.0	1.0	0.9	0.8	0.3	-0.3	1.0	0.8	0.8	0.9	0.9	0.6	0.5	0.7	0.8	0.9	0.7	0.3	1.0	0.5	0.9	0.9	0.7	1.0	0.9	1.0	0.9	0.8
Zn_F3	0.9	0.0	0.9	0.9	0.8	0.2	-0.4	0.9	0.7	0.7	1.0	0.8	0.5	0.4	0.6	0.8	0.8	0.7	0.2	0.9	0.5	0.9	1.0	0.8	0.9	0.8	0.9	1.0	0.9
Zn_F4	0.8	-0.2	0.8	0.8	0.8	0.1	-0.2	0.8	0.6	0.7	0.8	0.6	0.4	0.3	0.5	0.7	0.7	0.4	0.2	0.8	0.4	0.7	0.8	0.9	0.8	0.7	0.8	0.9	1.0

A7. Extracción secuencial – Arsénico

CÓDIGO DE MUESTRA	FASES			
	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
MD037	0.5	39.4	6.6	82.8
MD039	1.1	150.2	21.0	107.2
MD040	0.5	264.0	57.3	215.9
MD045	0.5	46.4	6.2	56.3
MD046	0.5	211.1	34.4	172.9
MS014	0.5	1.0	2.4	18.5
MS114	1.5	67.9	14.6	64.1
MS115	1.7	67.7	14.7	61.0
MS117	3.5	28.6	10.2	63.8
MS124	0.5	3.0	1.3	12.2
MS126	0.5	34.2	5.7	29.4
MS129	1.7	133.3	37.1	98.5
MS131	4.2	14.3	5.4	53.8
MS140	1.1	159.4	43.9	100.0
MS153	3.0	184.4	38.7	79.7
MS167	2.0	39.5	8.1	40.3
MS184	2.1	75.0	14.6	59.4
MS186	3.8	57.4	12.0	52.1
MS215	1.9	121.7	20.7	67.6
MS229	3.5	67.9	11.1	52.4
MS241	1.6	90.2	16.2	65.0
MS254	5.5	35.9	11.0	49.3
MS266	5.1	57.0	9.8	40.5
MS272	0.5	4.1	5.7	50.7
MS282	1.6	35.8	7.0	52.7

A8. Extracción secuencial – Cadmio

CÓDIGO DE MUESTRA	FASES			
	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
MD037	1.4	1.0	0.2	0.3
MD039	3.2	2.9	0.4	0.7
MD040	12.8	9.4	0.9	3.7
MD045	1.5	0.9	0.3	0.3
MD046	11.6	9.3	1.2	3.7
MS014	0.2	0.2	0.1	0.1
MS114	3.2	2.5	0.5	0.4
MS115	4.8	2.6	0.5	0.4
MS117	2.1	1.2	0.4	0.3
MS124	0.3	0.2	0.1	0.1
MS126	0.4	0.7	0.2	0.1
MS129	5.5	4.1	0.8	0.8
MS131	2.2	1.1	0.2	0.3
MS140	4.3	3.9	0.8	0.8
MS153	2.0	2.4	0.7	0.8
MS167	1.4	0.9	0.2	0.2
MS184	2.5	1.6	0.4	0.5
MS186	5.9	3.5	0.3	0.5
MS215	3.9	3.0	0.4	1.0
MS229	2.0	1.7	0.3	0.3
MS241	2.5	2.3	0.8	0.6
MS254	3.5	2.6	0.3	0.4
MS266	3.7	2.3	0.3	0.3
MS272	0.3	0.5	0.1	0.2
MS282	1.4	1.1	0.1	0.4

A9. Extracción secuencial – Cobre

CÓDIGO DE MUESTRA	FASES			
	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
MD037	14.2	102.8	26.8	56.8
MD039	36.6	280.6	101.4	79.1
MD040	144.3	526.4	141.6	64.5
MD045	20.6	117.3	28.0	46.7
MD046	75.7	358.9	94.3	49.5
MS014	0.5.0	3.9	2.2	27.6
MS114	5.9	93.9	64.3	57.4
MS115	17.2	110.2	54.0	43.2
MS117	7.6	55.3	29.8	34.6
MS124	0.5.0	2.7	1.1	15.1
MS126	0.5.0	20.8	26.3	42.1
MS129	24.3	186.1	125.9	57.0
MS131	4.2	37.7	21.9	37.2
MS140	35.4	255.5	190.9	62.0
MS153	18.9	109.8	319.6	76.7
MS167	4.9	59.9	40.1	40.0
MS184	17.2	110.5	81.1	45.2
MS186	10.7	62.6	44.0	41.7
MS215	19.8	173.7	103.2	58.9
MS229	12.0	119.2	53.9	55.3
MS241	13.3	139.1	66.5	49.0
MS254	7.3	72.6	24.4	45.3
MS266	4.6	55.5	44.6	45.6
MS272	0.5.0	0.5.0	2.0	14.1
MS282	6.1	66.3	24.5	45.7

A10. Extracción secuencial – Cromo

CÓDIGO DE MUESTRA	FASES			
	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
MD037	0.3	0.5	2.3	26.3
MD039	0.3	2.1	2.1	26.4
MD040	0.3	5.6	2.4	25.3
MD045	0.3	1.8	1.9	25.8
MD046	0.3	5.2	2.4	23.1
MS014	0.3	0.5	4.8	27.9
MS114	0.3	2.4	2.5	21.2
MS115	0.3	2.2	2.5	20.5
MS117	0.3	1.8	2.5	21.7
MS124	0.3	0.5	1.7	17.5
MS126	0.3	2.0	1.8	20.9
MS129	0.3	4.3	2.5	25.9
MS131	0.3	1.2	3.6	23.6
MS140	0.3	3.3	2.5	23.1
MS153	0.3	3.8	1.9	19.9
MS167	0.3	1.2	2.5	18.3
MS184	0.3	3.1	3.0	20.9
MS186	0.3	1.7	3.5	21.7
MS215	0.3	3.3	2.4	20.8
MS229	0.3	1.9	3.1	22.2
MS241	0.3	2.7	2.2	19.9
MS254	0.3	1.3	3.2	20.2
MS266	0.3	1.7	2.6	17.0
MS272	0.3	1.1	4.3	22.1
MS282	0.3	2.2	3.4	26.1

A11. Extracción secuencial – Níquel

CÓDIGO DE MUESTRA	FASES			
	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
MD037	1.0	2.7	1.9	14.0
MD039	1.0	4.0	2.5	14.6
MD040	3.4	5.5	2.1	13.4
MD045	1.0	3.4	2.0	13.5
MD046	2.5	5.6	1.8	14.0
MS014	1.0	1.5	2.0	25.6
MS114	1.0	3.8	2.7	11.3
MS115	2.0	3.6	2.5	11.4
MS117	1.0	2.3	1.9	14.4
MS124	1.0	2.8	3.3	10.5
MS126	1.0	6.0	2.6	15.1
MS129	1.0	4.1	2.3	15.6
MS131	1.0	2.0	2.1	16.4
MS140	1.0	3.3	2.4	11.9
MS153	1.0	2.4	1.7	10.4
MS167	1.0	2.6	2.4	13.2
MS184	1.0	3.2	2.1	12.2
MS186	2.8	4.0	1.4	12.8
MS215	1.0	3.7	2.2	12.6
MS229	1.0	3.5	2.7	13.6
MS241	1.0	3.4	2.1	11.6
MS254	1.0	5.2	3.0	12.2
MS266	1.0	4.6	2.6	11.6
MS272	1.0	4.3	3.6	18.6
MS282	2.1	4.2	3.1	20.8

A12. Extracción secuencial – Plomo

CÓDIGO DE MUESTRA	FASES			
	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
MD037	3.7	275.9	17.4	18.1
MD039	10.8	684.7	61.7	56.3
MD040	48.7	1633.9	118.4	82.4
MD045	13.8	381.0	21.8	23.2
MD046	20.6	1217.1	74.9	76.7
MS014	6.4	168.5	15.0	27.5
MS114	7.3	410.7	45.5	44.0
MS115	9.0	379.9	30.2	26.9
MS117	10.7	252.7	24.4	16.8
MS124	48.3	517.1	35.8	11.7
MS126	1.7	206.0	25.2	18.6
MS129	26.4	869.3	98.5	60.9
MS131	12.2	186.7	15.6	13.8
MS140	15.6	889.2	98.8	54.5
MS153	47.6	1043.3	188.5	64.4
MS167	11.0	291.6	26.3	26.5
MS184	18.4	491.9	47.0	26.6
MS186	3.8	242.6	23.9	21.4
MS215	19.4	833.1	69.5	33.5
MS229	7.0	371.1	29.9	21.9
MS241	9.6	545.1	46.8	32.4
MS254	3.6	216.1	19.2	17.2
MS266	4.7	301.8	26.9	23.0
MS272	2.0	142.5	22.5	50.1
MS282	5.4	294.3	21.9	23.8

A13. Extracción secuencial – Zinc

CÓDIGO DE MUESTRA	FASES			
	FASE 1	FASE 2	FASE 3	FASE 4
MD037	271	566	50	152
MD039	583	1572	230	357
MD040	2923	4097	354	973
MD045	572	1226	124	257
MD046	2104	3294	268	675
MS014	4	9	5	100
MS114	440	1098	163	256
MS115	871	925	117	206
MS117	521	516	79	155
MS124	1	14	7	82
MS126	49	705	77	209
MS129	1213	2513	296	537
MS131	427	440	75	155
MS140	1088	2260	305	393
MS153	1466	3028	488	557
MS167	322	762	112	211
MS184	693	1171	131	225
MS186	1045	643	72	190
MS215	983	2299	211	363
MS229	517	958	109	202
MS241	648	1472	153	271
MS254	506	574	71	173
MS266	507	906	104	173
MS272	14	81	59	413
MS282	349	868	79	215