

VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL SUELO POR PRESENCIA Y BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS

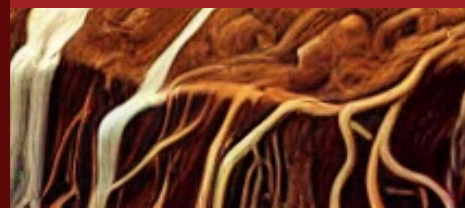
El caso de Luyando



JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMÍREZ



IDEOs
Centro de Investigación
y Producción Científica



**Valoración de la calidad del suelo por
presencia y biodisponibilidad de
metales pesados**

El caso de Luyando

Editor



**Valoración de la calidad del suelo por presencia y
biodisponibilidad de metales pesados**

El caso de Luyando

José Victor Quiroz Ramírez

Editado por

CENTRO DE INVESTIGACIÓN & PRODUCCIÓN CIENTÍFICA
IDEOS E.I.R.L

Dirección: Calle Teruel 292, Miraflores, Lima, Perú.

RUC: 20606452153

Primera edición digital, Marzo 2025

Libro electrónico disponible en www.tecnohumanismo.online

ISBN:

Registro de Depósito legal N°: 2025-02656



José Victor Quiroz Ramírez

 <https://orcid.org/0000-0003-3217-2045>

josvicquiroz@gmail.com

Universidad Nacional Agraria de la Selva, Huánuco, Perú

Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima – Perú

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	6
CAPÍTULO I.....	9
1.1. Repasando la literatura	9
1.1.1. Casos Internacionales.....	11
1.1.2. Casos nacionales	18
CAPÍTULO II.....	24
2.1. El suelo como sistema	24
2.2. Contaminación del Suelo.....	26
2.3. Agentes contaminantes del suelo: Los Metales Pesados.....	28
CAPÍTULO III	30
3.1. Metales pesados y fuentes de contaminación.....	30
3.2. El fondo geoquímico	34
3.3. Influencia antrópica en la contaminación por metales pesados.....	37
3.4. Dinámica y acumulación de los metales pesados en el suelo.....	40
3.5. Biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo	43
3.5.1. Asociación de metales pesados con las fracciones del suelo y su biodisponibilidad	46
3.6. Procesos del suelo involucrados en la biodisponibilidad	48
3.6.1. Intercambio catiónico.....	50
3.6.2. Adsorción específica	51
3.6.3. Precipitación	53
3.6.4. Complejación y quelación.....	55
3.7. Características fisicoquímicas relacionadas con la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados.	57
3.7.1. Potencial Hidrogeno (pH)	58
3.7.2. Condiciones redox	60
3.7.3. Materia orgánica (MO)	62
3.7.4. Capacidad de intercambio catiónico (CIC).....	64
3.7.5. Carbonato de calcio (CaCO₃)	65
3.7.6. Óxidos e Hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio	67

CAPÍTULO IV	70
4.1. Estándares de calidad ambiental para suelos	72
4.1.1. Estándares de calidad ambiental para suelos en el Perú	72
4.1.2. Canadian environmental quality guidelines for soil.....	73
4.2. Indicadores de la calidad del suelo	73
4.3. Clasificación del suelo.....	77
4.3.1. Clasificación del suelo según su contaminación.....	77
4.3.2. Valoración de la calidad del suelo	79
4.3.3. Valoración ambiental de la calidad del suelo.....	80
4.3.4. Valoración del Riesgo de Toxicidad.....	85
CAPÍTULO V	87
5.1. Marco general de la zona de estudio.	87
5.1.1. Ubicación y accesibilidad	87
5.1.2. Hidrografía.....	88
5.1.3. Clima y Ecología	89
5.1.4. Vegetación y uso de suelos	89
5.1.5. Fisiografía.....	89
3.1.6. Unidades geomorfológicas	91
5.1.7. Marco geológico	92
5.2. Metodología de investigación para el caso de estudio	93
5.2.1. Clasificación de acuerdo con su contaminación	103
5.2.2. Evaluación de la contaminación del suelo en estudio.....	104
5.2.3. Valoración de la calidad del suelo	105
5.2.4. Evaluación estadística de las propiedades fisicoquímicas y metales pesados en los suelos	105
5.3. Métodos Analíticos.....	106
5.3.1. Métodos de análisis físicos	107
5.3.2. Métodos de análisis químicos	107
5.4. Análisis Estadísticos	111
CAPITULO VI.....	114

6.1. Propiedades y correlaciones de parámetros fisicoquímicos con metales de los suelos en estudio del Distrito de Luyando.....	114
6.1.1. Propiedades y Características de los suelos en estudio del distrito de Luyando	114
6.2. Análisis estadístico: Relaciones estadísticas entre las propiedades y características de los suelos en estudio del distrito de Luyando	163
6.2.1. Correlaciones de metales pesados con parámetros fisicoquímicos	163
6.2.2. Análisis bivariado de las muestras de suelos.....	168
6.2.3. Análisis Multivariado de las muestras de suelos.....	170
6.3. Determinación y propuestas de los Niveles de fondo y de Referencia en los suelos del distrito de Luyando, Provincia de Leoncio Prado	179
6.3.1. Cálculo de Niveles de Fondo por Métodos estadísticos descriptivos.....	181
6.3.2. Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados	195
6.3.3. Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados.....	198
6.3.4. Niveles de Fondo.	202
6.3.5. Valores de referencia de metales pesados para los suelos del distrito de Luyando, Provincia de Leoncio Prado - Huánuco	209
6.3.6. Valores de Referencia de los metales pesados para suelos agrícolas y de bosque en el contexto ambiental y agroecológico; utilizando el método de Ecuaciones Lineales.....	211
6.3.8. Determinación de Niveles de Fondo para suelos agrícolas.	226
6.3.9. Análisis de las relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados con las propiedades fisicoquímicas que intervienen en el cálculo de valores de referencia del suelo agrícola	230
6.3.10 Análisis estadístico entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.	244
6.3.11. Determinación de valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.	256
6.3.12 Determinación de Niveles de referencia de metales pesados en los suelos de bosque del distrito de Luyando, Provincia de Leoncio Prado - Huánuco.	266
6.3.13. Determinación de Niveles de Fondo para suelos de Bosque.	279
6.3.14. Análisis de las relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados con las propiedades fisicoquímicas que intervienen en el cálculo de Valores de referencia del suelo de bosque.	283

6.3.15. Análisis estadístico entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.	293
6.3.16. Determinación de Valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.	304
6.4. Clasificación de los suelos en estudio en función al grado de contaminación por presencia de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe.	311
6.4.1. Valoración Ambiental de los Suelos en base a los contenidos disponibles de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe. 319	
6.4.2. Determinación de Valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales, para suelos superficiales.....	320
6.4.3. Valoración de la calidad de los suelos en el distrito de Luyando.	330
6.4.4. Valoración de suelos superficiales en el distrito de Luyando.	331
6.4.5. Valoración de suelos Agrícolas en el distrito de Luyando.	340
6.4.6. Valoración de suelos de Bosque natural en el distrito de Luyando.	354
CONCLUSIONES.....	369
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	370
ANEXOS	431

INTRODUCCIÓN

A nivel nacional, la contaminación del suelo por la presencia y biodisponibilidad de metales pesados aún no ha sido abordada con la relevancia que merece (Quiroz, 2012). La problemática de los suelos contaminados sigue siendo descuidada, y la legislación ambiental relacionada al suelo y subsuelo es insuficiente y dispersa, diferenciándose principalmente por el ámbito de aplicación y la actividad humana regulada (Díaz, 2016; Chira, 2021). A nivel mundial, múltiples estudios han evidenciado los efectos adversos de este tipo de contaminación sobre la salud y la ecología, destacando la relación que guarda con la productividad de los suelos agrícolas y la seguridad alimentaria (Rodríguez-Eugenio et al., 2019).

En el distrito de Luyando, el suelo es un recurso fundamental para la producción agrícola y otras actividades productivas de gran importancia económica. La región es reconocida por su producción de cacao y café, entre otros cultivos de pan llevar. Sin embargo, según el Informe Cualitativo de la Producción Agrícola en la Región Huánuco (DRA, 2024), la superficie cultivada ha disminuido significativamente en la campaña 2023-2024 en comparación con 2019. La degradación y contaminación del suelo han impactado negativamente la producción agrícola, afectando su rendimiento y calidad, así como los servicios ecosistémicos del suelo (Saha et al., 2017; Hu et al., 2016; FAO & ITPS, 2015; Rodríguez-Eugenio et al., 2019). Dado que el 95% de la producción de alimentos depende del suelo (Oliver & Gregory, 2015; FAO & ITPS, 2015), la contaminación de este recurso compromete directamente la seguridad alimentaria, pues los cultivos expuestos a niveles tóxicos de contaminantes se vuelven inseguros para el consumo humano.

Numerosos estudios han abordado la contaminación del suelo por metales pesados, destacándose los trabajos de Kabata-Pendías y Pendías (2001), Silveira et al. (2003), Cang et al. (2004), López y Grau (2005), Prieto et al. (2009), Pedrero et al. (2010), Singh et al. (2011), Flores-Magdaleno et al. (2011), Quiroz (2012), Florida et al. (2019), Alloway (2013), Morgan (2013), Chen et al. (2013), Dalkmann et al. (2014), Liu et al. (2015), Chira (2021), Fernández et al. (2022), Albuja (2023), Wasu (2023) y Mizerna y Król (2023), entre otros. Sin embargo, a pesar de la evidencia científica disponible, la problemática sigue sin recibir la atención necesaria y, lejos de resolverse, se agrava

debido a la constante contaminación del suelo por actividades antrópicas desarrolladas al margen de los Estándares de Calidad Ambiental del Suelo en el país. En el caso del distrito de Luyando, esto representa una amenaza para el recurso suelo y, por ende, para la salud humana y la sostenibilidad del entorno.

Este libro surge con la finalidad de aportar conocimiento sobre la calidad del suelo en el distrito de Luyando, proporcionando una valoración ambiental que sirva como referencia para investigaciones científicas a nivel local, regional y nacional. La falta de estudios previos sobre la valoración del suelo en esta zona, particularmente en relación con la presencia y biodisponibilidad de metales pesados como As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe, hace que este análisis cobre una importancia relevante.

La investigación aquí presentada busca responder a interrogantes fundamentales como: ¿Cómo la valoración de la calidad del suelo por la presencia y biodisponibilidad de metales pesados puede fortalecer la gestión sostenible del recurso en Luyando? ¿Cuáles son las correlaciones estadísticas entre las características fisicoquímicas del suelo y las concentraciones de estos metales? ¿Cuáles son los niveles de fondo y los valores de referencia aceptables para garantizar una gestión sostenible del suelo? ¿Qué clases de suelos pueden identificarse según su grado de contaminación? ¿Cuál es el nivel de riesgo de toxicidad por la presencia de estos contaminantes?

A través de esta obra, se busca cubrir la necesidad de evaluar, clasificar y valorar ambientalmente los suelos de Luyando, contribuyendo al desarrollo del conocimiento en la ciencia del suelo y ofreciendo información útil para futuras investigaciones. Los resultados obtenidos permitirán establecer valores de referencia y de toxicidad real y potencial, lo que facilitará la toma de decisiones en materia de gestión sostenible del suelo por parte de las instituciones estatales.

Asimismo, este libro se alinea con la Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible, específicamente el ODS 2 (Hambre Cero), que busca garantizar la seguridad alimentaria y promover la agricultura sostenible, y el ODS 15 (Vida de Ecosistemas Terrestres), enfocado en la protección y restauración de suelos y la lucha contra la degradación del territorio. Con esta investigación, se espera contribuir a la formulación

de estrategias y políticas que permitan una mejor gestión del recurso suelo en el distrito de Luyando y, por extensión, en otras regiones con problemáticas similares.

CAPÍTULO I

REFERENTES TEÓRICOS

1.1. Repasando la literatura

Las características fisicoquímicas y biológicas del suelo son considerados por muchos investigadores como indicadores de calidad del suelo; referidas a las actividades de producción agrícola siendo el pilar de la seguridad alimentaria a nivel mundial.

En ese contexto el estudio de la calidad del suelo, ha tomado importancia relevante, ya que la sostenibilidad y calidad del suelo son conceptos fundamentales ligados entre sí, no pudiendo ser ajenos a las acciones humanas que condicionan la calidad del suelo poniendo en peligro su sostenibilidad como un importante recurso natural en el distrito de Luyando; cabe mencionar que en el distrito a la fecha se ha investigado poco con respecto a la presencia y biodisponibilidad de metales pesados; y su afectación a la calidad del suelo agrícola presente en el distrito de Luyando; cabe mencionar que acorde a la bibliografía revisada la actividad agrícola productiva es uno de los factores predominantes en la afectación de la calidad del suelo, por el mismo echo de las actividades propiamente dichas de producción.

Muchas entidades multilaterales a nivel mundial; como la FAO, los gobiernos, entre otras; han intervenido en la búsqueda de solucionar la problemática de la contaminación del suelo en cada ámbito de su influencia; ya que impacta de manera directa a la sociedad en general; traduciéndose en daños ambientales, que afectan la sostenibilidad y calidad del suelo; y por consiguiente repercuten en la calidad ambiental, salud, seguridad alimentaria y economía local, regional, nacional y mundial. A medida del avance científico en el estudio del suelo, los referentes de estudios del suelo en base a la contaminación por la presencia y disponibilidad de metales pesados, han ido dando nuevas perspectivas y generación de conocimiento, siendo esta información cada vez más difundida, estando en una época del mundo globalizado, se puede evidenciar que a nivel mundial se viene mirando a este sector de la investigación científica como alternativa

factible para coadyuvar con el desarrollo sostenible y la sostenibilidad alimentaria de la población mundial.

Cabe mencionar, que a nivel internacional se ha considerado que; las principales fuentes de contaminación del suelo son antropogénicas, lo que resulta en la acumulación de contaminantes del suelo que pueden alcanzar niveles preocupantes (Cachada et al., 2018). Destacando que para el caso de esta investigación se pone en consideración una de estas actividades como es la agricultura, entre otras a identificadas en la zona de estudio.

El interés que se da a la contaminación del suelo ha ido creciendo alrededor del mundo, conduciendo a un aumento en las investigaciones sobre la evaluación y remediación de la contaminación del suelo (Rodríguez et al., 2019).

En el Informe del Estado Mundial de los Recursos del Suelo (FAO & ITPS, 2017) se han identificado que la presencia de ciertos contaminantes también puede producir desequilibrios en los ciclos de nutrientes y la acidificación del suelo, dos aspectos importantes en muchas partes del mundo (Rodríguez et al., 2019).

Conocido es que las principales fuentes antropogénicas de contaminación del suelo son los químicos usados o producidos como derivados de actividades industriales, desechos domésticos y municipales, incluyendo las aguas residuales, los agroquímicos y los productos derivados del petróleo (Rodríguez et al., 2019). Estando claro que entre las diferentes fuentes agrícolas de contaminantes del suelo incluyen productos agroquímicos, como fertilizantes, estiércol animal, y plaguicidas. Los metales pesados contenidos en los agroquímicos, como Cu, Cd, Pb y Hg, son también considerados contaminantes del suelo ya que pueden perjudicar el metabolismo de las plantas y disminuir la productividad de los cultivos. (FAO y GTIS, 2015); mencionan que el exceso de N y los metales pesados no sólo son una fuente de contaminación del suelo, sino que además suponen una amenaza para la seguridad alimentaria, la calidad del agua, con efectos como la eutrofización (Cano, 2021; Gutiérrez-Ramos et al., 2024) y la salud humana (Soto et al., 2020) cuando entran en la cadena alimenticia (Chávez et al., 2022; Gómez-Puentes et al., 2020). La aplicación excesiva de fertilizantes y estiércol o el uso ineficiente de los principales

nutrientes (N y P) en los fertilizantes, son los principales contribuyentes a los problemas ambientales vinculados a la agricultura (Gutiérrez-Ramos et al., 2024; Kanter, 2018).

1.1.1. Casos Internacionales

Pérez et al., (2000) en su investigación “Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados” mencionaron que la valoración de la contaminación del suelo y adopción de valores estándar para niveles de metales pesados son fundamentales para mantener las funciones agrícolas y ecológicas de los suelos. Determinaron; para suelos agrícolas de la Comunidad de Madrid, 4 clases de contaminación: Clase 1, Suelos no contaminados; Clase 2, Suelos ligeramente contaminados; Clase 3, Suelos moderadamente contaminados y Clase 4, Suelos muy contaminados. Y como nivel de fondo o "background" para cada metal pesado consideraron la concentración media de los suelos de las Clases 1 y 2. Calcularon los valores de referencia a partir de los valores de fondo más 2 veces la desviación estándar. Su objetivo principal fue la valoración del riesgo de toxicidad de los suelos agrícolas en la comunidad de Madrid.

Gjoka, et al., (2011) en su investigación: “Metales pesados en suelos de Tirana (Albania)” estableció niveles de fondo y de referencia para los metales totales (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, y Cu) presentes en los suelos de un área representativa de Albania (Tirana); empleando un total de 38 muestras provenientes de los horizontes genéticos de los principales tipos de suelos de Tirana. Para determinar los niveles de fondo, aplicó el Percentil 90 de la concentración de los metales pesados evaluados; asimismo, para determinar los niveles de referencia aplicó las fórmulas del sistema holandés, teniendo como atributos la influencia de la materia orgánica y la arcilla. Sus resultados mostraron que los niveles de fondo excedían a los reportados en su literatura, concluyendo que estas concentraciones están influenciadas por el material parental; además, para aquellos puntos donde se registraron concentraciones superiores a los niveles de fondo establecidos, se asoció a la influencia de actividades antropogénicas presentes en el área de estudio.

Hernández (2011), en su investigación “Determinación de metales pesados en suelos de Natividad, Ixtlán de Juárez Oaxaca”, en este estudio se cuantificó Arsénico

(As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr) y Plomo (Pb), en suelos del Municipio de Natividad, Ixtlán, Oaxaca en dos épocas estacionales. Extrayendo estos metales del suelo por medio de una digestión ácida y cuantificándolos mediante ICP-OES (espectrofotometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente); adicionalmente, realizó la caracterización del suelo para establecer la relación entre los parámetros fisicoquímicos y la concentración de los metales analizados. Determinaron que el As y Pb fueron los únicos que superaron los niveles establecidos por la NOM- 147-SEMARNAT/SSA1-2004. En las dos épocas estacionales estudiadas, encontraron diferencias significativas en el contenido de metales pesados, y observaron mayor concentración en la temporada secas. Su objetivo principal fue determinar los niveles de contaminación existentes que sirvan como base para proponer una alternativa de remediación para la recuperación del sitio.

Rueda et al., (2011) en su investigación “Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: Perspectivas para Colombia” en este artículo se analizaron diversos conceptos relacionados con los niveles de metales pesados en suelos agrícolas y la incidencia de las características edafológicas en su concentración. Se revisaron, algunas metodologías para derivar valores de referencia específicos aplicables a suelos agrícolas colombianos, y se plantean algunas perspectivas orientadas a la protección y recuperación de suelos en el país. Menciona que en Colombia no se contaba con criterios y estándares de calidad para medir la contaminación por metales pesados en suelos agrícolas; por esto fue necesario gestionar el apoyo de entidades gubernamentales con el fin de iniciar y desarrollar investigaciones en diferentes sectores agrícolas primarios, contribuyendo de esta forma a garantizar una producción más limpia y la sostenibilidad ambiental del recurso suelo.

Chambi et al., (2012) en su investigación “Evaluación de la Presencia de metales pesados y arsénico en suelos agrícolas y cultivos en tres microcuencas del municipio de Poopó” determinaron la presencia de metales pesados (Pb, Cd, Zn) y As en suelos agrícolas y cultivos representativos en tres Microcuencas del municipio Poopó; divididas en tres partes (alto, medio y bajo). Evaluaron la concentración de metales, haciendo uso de los límites máximos permisibles y los niveles peligrosos para suelo, propuesto por la Agencia Ambiental Holandesa y la Ley de Gestión Ambiental del Ecuador, para los

cultivos agrícolas los propuestos por Kabata-Pendías, (2010). Los resultados mostraron que los suelos agrícolas de las tres Microcuencas en estudio se encuentran contaminados por arsénico, superando el nivel peligroso de (55 mg/kg de suelo), vía mineralización natural de la zona como por el aporte de la minería circundante en la región (desmontes, aguas de copajira echadas a la intemperie y a los ríos), mencionaron que el suelo merece una remediación inmediata, para poder evitar la intensidad de acumulación.

Dos Santos y Alleoni, (2013) en su investigación: “Valores de referencia de metales pesados en suelos de la frontera agrícola brasileña en el suroeste de la Amazonia”, determinó los niveles naturales y los valores de referencia para Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en muestras de la capa superficial (0-20 cm) provenientes de 19 suelos representativos de los estados de Mato Grosso y Rondônia. Emplearon el método de digestión por agua regia y digestión en microondas (EPA3051); y determinaron los valores de referencia para cada elemento mediante métodos estadísticos descriptivos como los percentiles 75 y 95 de la distribución de frecuencia de los datos, eliminando aquellos valores anómalos. Sus resultados mostraron que los suelos predominantes fueron de tipo Oxisoles y Ultisoles, altamente ácidos y con niveles bajos de metales pesados, siendo el material parental el principal determinante en su distribución; asimismo, los niveles registrados fueron equivalentes a los reportados en otros estados de Brasil, a excepción del Co el cual obtuvo valores más altos, reforzando así la necesidad de determinar valores de referencia para cada estado o cada tipo de suelo, teniendo en cuenta la diversidad geomorfológica, pedológica y geológica de cada estado.

Reyes et al., (2014) en su investigación “Disponibilidad de metales pesados en suelos ferralíticos con baja actividad antrópica en San José de las Lajas, Mayabeque”, tuvieron el objetivo de determinar el contenido disponible de MP (extraídos con E.D.T.A. 0,0200 mol·L⁻¹) en suelos con baja actividad antrópica. En tres tipos de suelos ferralíticos se determinó (con un total de quince réplicas de cada uno) la textura mediante el método de Bouyoucos, pH en agua y en KCl por potenciometría, los contenidos de sodio y potasio por fotometría de llama, los de calcio y magnesio por volumetría de formación de complejo, el carbono orgánico total mediante el método colorimétrico y los contenidos disponibles de Cadmio, Cobre, Hierro, Níquel y Plomo por la Espectrometría de Absorción Atómica. Habiendo obtenido resultados que indicaron que los suelos

presentaron baja capacidad de intercambio catiónico y predominio de la fracción arcilla. Con excepción del Cadmio, los cationes presentaron valores inferiores a los reportados internacionalmente como máximos permisibles.

Yotova et al., (2017) en su investigación “Modelado de concentraciones de fondo de metales pesados en Red Búlgara de Monitoreo de la Calidad del Suelo” realizaron el tratamiento estadístico univariado y multivariado de 358 muestras de la red de monitoreo búlgara para evaluación de la calidad del suelo. Las muestras de suelo superficial fueron analizadas para 8 metales pesados críticos: Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr, As, Hg. Dos herramientas de decisión (método de diagrama de caja y Análisis de componentes principales) se aplicaron para identificación de sitios contaminados. Comparación entre ambos métodos se realizaron utilizando mapas basados en SIG.

Liu et al., (2017) en su investigación “Evaluación de la biodisponibilidad, bioaccesibilidad y transferencia de metales pesados en los sistemas humanos de grano de suelo cerca de un área de minería y fundición en el noroeste de China”, e determinó que la biodisponibilidad de metales pesados (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr y Ni) en tierras de cultivo y la bioaccesibilidad en granos (trigo de primavera, maíz y arroz) elaboraron dinámicas de transferencia en el suelo-grano-humano sistemas cerca de un área de minería y fundición en la cuenca Dongdagou, distrito de Baiyin, provincia de Gansu, noroeste de China. Los resultados mostraron que las concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn en los suelos fueron elevadas en comparación con los niveles de fondo, mientras que las concentraciones de Cr y Ni fueron relativamente bajas en toda la región. Se encontraron altos niveles de Cd del suelo biodisponible utilizando métodos de extracción con EDTA y CH₃COOH (ácido acético). El Cd, Pb y Ni extraídos con CH₃COOH, el Zn extraído con EDTA y el Cu total en los suelos fueron los mejores índices para la evaluación de la absorción en los granos ($R^2=0,54-0,91$, $p<0,001$). Los resultados de este estudio proporcionan datos suficientes y apoyo teórico para el uso de estos métodos para la prevención y el control local de la contaminación.

Marrugo et al., (2017) en su investigación “Evaluación de la contaminación por metales pesados, distribución espacial y origen en suelos agrícolas a lo largo de la cuenca del río Sinú, Colombia”, determinó concentraciones promedio de Cu, Ni, Pb, Cd, Hg y Zn fueron 1149, 661, 0.071, 0.040, 0.159 y 1365 mg/kg respectivamente, que excedieron

las medias normales mundiales, excepto para el Pb y Cd. Mostro que la mayoría de los valores superaron los niveles de fondo de los suelos en la misma región. Habiendo evaluado la contaminación del suelo utilizando el factor de contaminación (CF), el factor de enriquecimiento (EF), el índice de geoacumulación (Igeo) y un código de evaluación de riesgos (RAC). Los que mostraron que todos los suelos tenían alto grado de contaminación por Ni y contaminación de moderada a alta de Zn y Cu; y el Pb, Cd y Hg una contaminación moderada. Según el índice RAC, determino un riesgo ambiental bajo para todos los metales pesados analizados. Finalmente, las altas concentraciones de Ni indicaron una fuente de contaminación mixta por actividades agrícolas y minera de ferroníquel.

Wu et al., (2018) en su investigación “Evaluación de riesgos e identificación de fuentes de metales tóxicos en el suelo agrícola alrededor de un área de minería y fundición de Pb/Zn en el suroeste de China” investigaron el riesgo de contaminación e identificaron fuentes de metales en el suelo cultivable de un distrito de minería y fundición de Zn/Pb ubicado en Huize, en el suroeste de China. Los resultados mostraron que las concentraciones medias de Cd, Hg, As, Pb, Cr, Cu, Zn y Ni fueron 9.07, 0.37, 25.0, 512, 88.7, 239, 1761 y 90.3 mg/kg, respectivamente, todas las cuales excedieron los dos Niveles de fondo del suelo de Huize y Yunnan. En general, la capa superficial del suelo presenta pH ácido con una media de 5,51. El Igeo reveló que el nivel de contaminación seguía el orden: Pb> Zn> Cd> Hg> As> Ni> Cu> Cr. El Ei indicó existencia de serios riesgos de contaminación por Cd y Hg, alto riesgo por Pb, riesgo moderado de As, y Cd y Hg fueron los contribuyentes dominantes al alto índice de riesgo ecológico combinado (Er) con media de 699 que significo grave riesgo ecológico. El índice Nemeró, mostró que 99.1% de las muestras estaban altamente contaminadas.

Martínez et al., (2019) en su investigación “Evaluación de contaminantes en suelos agrícolas en un distrito de riego en Colombia” evaluaron la concentración y distribución de metales pesados Cr, Ni, Pb, Cd, Hg y Zn y pesticidas (organoclorados y organofosforados); y la relación de estos contaminantes con las propiedades fisicoquímicas de los suelos agrícolas con riego. Realizaron correlaciones para determinar la relación entre las propiedades y los metales. No se reportó presencia de pesticidas en los suelos; determinaron concentraciones de metales en orden de Zn> Cr> Ni> Pb> Hg>

Cd. Las características de suelos (limo, arcilla, pH y CE) ayudaron a explicar las concentraciones de los metales. El Igeo indicó que los suelos están muy contaminados con Hg ($3 < I_{geo} < 4$). El CF fue muy alto para Hg (> 6). El Cdeg presentó variaciones moderadas a considerables ($> 6C_{deg} < 24$). El PLI indicó que los suelos están contaminados (1.308). La presencia de los metales pesados podría estar asociada con las actividades agrícolas y de canteras cercanas al área de estudio.

Kumar et al., (2019) en su investigación “Evaluación de la contaminación de metales pesados en suelos de la India y evaluación del riesgo ecológico: un estado de la técnica” mencionan el aumento repentino en el contenido de metales pesados afecta a todos los organismos por biomagnificación. La presente revisión de la literatura científica de 1991 a 2018 sobre metales pesados en suelos de la India muestra que Zn y Pb excedieron sus límites para las pautas de suelos naturales de la India (Zn 22.1 y Pb 13.1 $\mu\text{g/g}$), Canadá (Zn 200 $\mu\text{g/g}$), Guías de suelo suecas (80 $\mu\text{g/g}$) y Polonia (Zn 300 $\mu\text{g/g}$). Los valores medios de As y Cu para todos los tipos de suelo, excepto los de carretera, excedieron los límites. El valor promedio de Cd para todos los tipos de suelo excedió su límite. Los valores medios obtenidos para los suelos de la India son Fe (23774.84 $\mu\text{g/g}$), Mn (872.54 $\mu\text{g/g}$), Zn (359.94 $\mu\text{g/g}$), Cu (183.67 $\mu\text{g/g}$), Cr (161.42 $\mu\text{g/g}$), As (148.70 $\mu\text{g/g}$), Ni (112.41 $\mu\text{g/g}$), Pb (61.87 $\mu\text{g/g}$), Co (37.63 $\mu\text{g/g}$) y Cd (14.16 $\mu\text{g/g}$). El análisis de conglomerados y el análisis factorial se emplearon para diferentes tipos de suelo y mostraron múltiples fuentes de estos metales. El factor de contaminación (CF), el factor de enriquecimiento (EF) y el índice de contaminación potencial (Cp) mostraron que Cd y As son los principales contaminantes. Los resultados del índice de riesgo ecológico indicaron que el Cd es el principal contaminante en los diferentes suelos de la India.

Adimalla et al., (2019) en su investigación “Evaluación de la contaminación por metales pesados (HM) en tierras agrícolas en el norte de Telangana, India: un enfoque de distribución espacial y análisis estadístico multivariante” evaluaron el grado de contaminación por metales pesados en suelos agrícolas del norte de Telangana. Recolectaron y analizaron un total de 15 muestras de suelo agrícola superficial, determinaron la concentración de Cr, Cu, Co, Ba, V, As, Ni, Pb y Zn, cuyos valores promedio variaron de 3.5 a 778 ppm, lo que muestra el orden creciente de su abundancia: $As < Ni < Pb < Co < Cu < Zn < Cr < V < Ba$. Las concentraciones de Ba, V, Zn y Cu

fueron significativamente más altas que sus valores de referencia, mientras que Co, Ni, Pb, Zn y As están dentro de los límites prescritos propuestos por las pautas canadienses de calidad del suelo. El Igeo más alto (1.04) indicó el grado extremo de contaminación debido al Cu. El PI y PLI estimados especificaron la contaminación del suelo de baja a moderada, mientras que EF mostró la contaminación del suelo moderada debido a Cr, Co, V, Zn y As. Según el análisis de componentes principales con valor propio, más del 1 representa el 53.020% de la varianza total, lo que indica la fuente principal de actividad antropogénica. Los mapas de distribución espacial de HM muestran cuatro zonas altamente contaminadas que se encuentran en sitios agrícolas como Oni, Yamcha, Bederelli y Mudhol, en el norte de Telangana.

Ni et al., (2018) en su investigación “Metales pesados en suelos del condado de Hechuan en la parte alta de Yangtze (SW China): Evaluación comparativa de la contaminación utilizando múltiples índices con muestreo de alta resolución espacial” realizaron un muestreo de muy alta resolución espacial (582 muestras de suelo) del condado de Hechuan, una importante área de práctica agrícola en el suroeste de China. Los resultados demostraron que los promedios de ocho metales pesados disminuyeron en el siguiente orden: Zn (82.8 ± 15.9)> Cr (71.6 ± 12.2)> Ni (32.1 ± 9.89)> Pb (27.6 ± 13.8)> Cu (25.9 ± 11.8)> Como (5.48 ± 3.42)> Cd (0.30 ± 0.077)> Hg (0.082 ± 0.092). Los promedios de metales pesados excepto Cd fueron inferiores al valor umbral del Estándar de calidad ambiental para suelos, mientras que el 43% de las muestras totales tenían una concentración de Cd superior al estándar nacional, el 1% de las muestras para Hg y el 5% para Ni, además, los promedios de Cd y Hg fueron mucho más altos que sus niveles de fondo. Igeo y EF indicaron que sus niveles disminuyeron de la siguiente manera: Cd> Hg> Zn> Pb> Ni> Cu> Cr> As, con enriquecimientos moderados de Cd y Hg. RI indicó que el 61.7% de todas las muestras mostraron un riesgo moderado, mientras que el 6.5% de las muestras con un riesgo mayor que considerable debido a las actividades humanas.

Kladsomboon et al., (2020) en su investigación “Contaminación por metales pesados en el suelo, aguas superficiales, cultivos y sangre residente en el distrito de Uthai, Phra Nakhon Si Ayutthaya, Tailandia” mencionan que en su estudio se evalúa la contaminación por metales pesados (As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn) en el suelo, las aguas

superficiales y los cultivos en el distrito de Uthai, provincia de Ayutthaya, Tailandia, un área agrícola ubicada cerca de un parque industrial. Además, se investigan los niveles sanguíneos de estos metales en los residentes que viven en el área de estudio. Las concentraciones de los seis metales en el suelo estaban por debajo de los valores permitidos por el Estándar de Calidad del Suelo, Tailandia. En contraste, las concentraciones de As y Hg en el agua superficial excedieron los límites permisibles. Para los cultivos, todos los valores de metales pesados en berenjenas, col rizada y arroz estaban en niveles seguros. Sin embargo, en la albahaca, los niveles de Hg y Cu excedieron los límites permitidos, y en el cilantro, el contenido de Hg excedió el límite permitido. Además, los riesgos potenciales para la salud de la exposición a metales pesados a través del consumo de cultivos locales se evaluaron utilizando cocientes de riesgo objetivo (THQ) e índices de peligro (HI). Sin embargo, la contaminación por metales pesados tanto en el medio ambiente como en los cultivos alimentarios plantea preocupaciones sobre los riesgos para la salud de los residentes de esta área.

Wanjala et al., (2020) en su investigación “Evaluación ambiental de contaminantes de metales pesados en suelos y agua de Ortum, Kenia” el análisis elemental del suelo y el agua se realizó utilizando el espectrómetro EDXRF y la espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES), respectivamente. Un total de 59 muestras de suelo de diferentes lugares y profundidades y 10 muestras de agua fueron recolectadas de Ortum usando un método de muestreo intencional. Los resultados de la composición elemental media de 13 elementos Ni, Cu, Zn, Pb, K, Ca, Fe, Ti, Mn, Rb, Sr, Zr y Nb en suelos mostraron que se encontraban dentro del rango promedio mundial. Los índices promedio de contaminación por metales en los suelos, el índice de geoacumulación (Igeo), el índice de riesgo ecológico potencial (Ei) y el índice de riesgo ecológico potencial sintetizado (Er) se evaluaron y encontraron: 0,40, 4,92 y 19,69, respectivamente. Según el índice de clasificación, los resultados mostraron que el suelo en Ortum está moderadamente contaminado, y el riesgo asociado con la concentración elemental medida de Ni, Zn, Cu y Pb en los suelos es bajo.

1.1.2. Casos nacionales

El Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental – OEFA (2016), en su Informe de Identificación de sitios contaminados en el ámbito de la subcuenca del río San

Juan; evaluaron las áreas de potencial interés influenciadas por las unidades fiscalizables Cerro de Pasco, Planta de Óxidos, Pasivos Ambientales Mineros y Colquijirca en el ámbito de la subcuenca del río San Juan, provincia y departamento de Pasco. Determinaron los Niveles de Fondo a través del cálculo del UCL95 con el software estadístico ProUCL 5.0 de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US EPA). Sus resultados mostraron diferencias significativas de los Niveles de Fondo obtenidos para los treinta (30) metales pesados evaluados en el suelo, de acuerdo con las asociaciones de suelo tipo Regosol dístico-Cambisol dístico y Leptosol dístico-Andosol vítrico. De la misma manera, se determinó los Niveles de Referencia a partir de la cota superior del percentil 95.

Quiroz (2012) en su investigación “Valoración ambiental de la calidad del suelo en la microcuenca Picuroyacu en el distrito de Rupa Rupa, Leoncio Prado, Huánuco. (Perú)” realiza estudios de evaluación de la contaminación del suelo, poniendo énfasis en la presencia de metales pesados; el cual clasificó y valoró los suelos de la microcuenca de Picuroyacu siguiendo la metodología establecida por Kabata Pendías y Pendías, (1992); que se basó en determinar los niveles "background" o niveles de fondo (concentración media) y valores de referencia de los metales pesados Cd, Pb, Zn y Cu (nivel de fondo más 2 veces la Desviación Estándar), con metodología seguida por Pérez, (2000); habiendo clasificado los suelos de acuerdo a al grado de contaminación, que fueron definidos en función de los riesgos potenciales, establecidos en base a tres niveles según IHOBE, (1994). Concluyo con sus resultados que solo el Cd presenta un peligro real y potencial de toxicidad para los suelos de las clases 2 y 3 en todas las muestras analizadas; y respecto al Pb, Zn y Cu, la totalidad de los suelos pertenecían a la clase 1 (las concentraciones los metales no superan el valor de referencia). Por último, llegó a proponer valores de referencia los metales estudiados, considerando los estándares internacionales y nacionales sobre contenidos de estos metales para suelos agrícolas.

Arévalo-Gardini et al., (2016) en su investigación “Metales pesados en suelos de plantaciones de cacao (*Theobroma cacao* L.) en tres regiones del Perú” determinaron los contenidos totales de metales pesados (Cd, Ni, Pb, Fe, Cu, Zn, Mn) en los suelos de plantaciones de cacao en las principales áreas de producción del Perú: Zona Norte (Tumbes, Piura, Cajamarca y Amazonas); Zona central (San Martín, Huánuco y Junín);

Zona Sur (Cuzco). Consideraron plantaciones entre 10 y 15 años. Realizaron los análisis físicos (textura) y químicos (pH, materia orgánica, CIC, P, K, Ca, Mg, Al, Cd, Ni, Pb, Fe, Cu, Zn, Mn) de los suelos muestreados. Los suelos en el estudio presentaron adecuadas condiciones físicas y químicas para el cultivo de cacao. Los valores de metales pesados encontrados estuvieron por debajo de lo considerado como fitotóxico. Los valores promedio de hierro, zinc, manganeso, níquel y plomo fueron mayores en la zona sur, mientras que en la zona norte los valores de cobre y cadmio fueron mayores. De forma general el pH, % de arcilla y Mg fueron las variables que tuvieron mayor correlación con la concentración de metales pesados.

Mosquera (2017) en su investigación “Variabilidad Espacial de Propiedades Físicas y Químicas en un Suelo Agrícola en el Valle del Mantaro”, determinó la distribución espacial de las propiedades físicas y químicas en un suelo agrícola ubicado en el Valle del Mantaro y su relación con la topografía; definió como área de estudio una parcela de 5 200 m² en la comunidad campesina de Aramachay, la subdividió en 52 subparcelas de 10 x 10 m. Tomó muestras en la capa superficial (0 - 25 cm) en cada intersección, donde analizó el color, la densidad aparente, humedad gravimétrica, pH, capacidad de intercambio catiónico, contenido de materia orgánica, fósforo y potasio disponibles, cationes cambiables y microelementos. Las variables cuantitativas fueron comparadas entre sí para determinar el grado de correlación lineal, y sometidas al análisis multivariado de componentes principales (ACP). Los resultados mostraron una alta variabilidad espacial en la parcela estudiada, presentando una correlación significativa entre la variación del relieve y los diversos parámetros analizados; así también entre la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico, el calcio intercambiable y los contenidos de zinc y hierro. La materia orgánica presentó un incremento en las partes bajas de la parcela, la cual fue disminuyendo hacia las partes altas; asimismo, la densidad aparente, el potasio extraíble, el potasio cambiable, el manganeso y en menor grado el pH, tuvieron una correlación positiva con la altitud del terreno, presentando una disminución para cada uno de estos parámetros conforme la altitud decrece.

Arévalo-Hernández et al., (2017) en su investigación “Metales Pesados en Suelos, Hojas y Granos de zonas cacaoteras del Perú”; el objetivo de la investigación fue determinar el contenido de metales pesados en las principales zonas (Norte- Tumbes,

Piura, Cajamarca y Amazonas; Centro- San Martín, Huánuco y Junín; Sur-Cuzco) productoras de cacao del Perú. Habiendo considerado plantaciones entre 10 y 15 años de vida, en zonas que representen la realidad del cultivo de cada región. Habiendo determinado los contenidos de Cd, Ni, Pb, Fe, Cu, Zn, Mn de los suelos, hojas y granos para cada profundidad muestreada. El análisis estadístico fue determinado por un análisis de variancia y posterior comparación de medias por Scott-Knott ($P < 0.05$). De forma general, los valores de metales pesados no presentaron diferencias significativas entre las profundidades muestreadas y se encontraron por debajo de los niveles críticos de contaminación. Habiendo determinado diferencias significativas entre los genotipos de cacao encontrados en campo, indicando que el uso de clones con baja acumulación de metales pesados podría ser una alternativa para evitar problemas de comercialización y contribuir con la seguridad alimentaria de cada región. A pesar de los bajos niveles de metales pesados en los suelos existió alta absorción de cadmio, indicando que las características del manejo del suelo, realizado en las parcelas muestreadas, favorece su absorción.

Huamaní et al. (2012) en su investigación “Presencia de metales pesados en cultivo de cacao (*Theobroma cacao* L.) orgánico” evaluaron los contenidos de cadmio y plomo en suelos y hojas del cacao en estas regiones. Para el efecto se recolectaron y analizaron en laboratorio muestras tomadas en 22 parcelas con cultivos orgánicos de esta especie, 17 en la región Huánuco y cinco en la región Ucayali. Se realizaron análisis de correlación de Pearson entre los contenidos de plomo y cadmio disponibles en el suelo con variables foliares (P, Mg, Ca, Zn, Cd, Pb) y del suelo (arena, arcilla y K). En los suelos, sólo en el caso de potasio se presentaron deficiencias; mientras que en el tejido foliar se presentaron deficiencias de N, P, K, Mg y Zn. Los valores promedio de cadmio y plomo disponible en los suelos fueron 0.53 y 3.02 ppm y en las hojas de cacao de 0.21 y 0.58 ppm respectivamente. Además, señala que el tipo de suelo tiene importante influencia en la disponibilidad y absorción de metales por la planta; ha enfatizado que en las zonas del estudio no se ha determinado el origen de estos metales en el suelo, dejando una arista para la investigación.

Cárdenas (2012) en su investigación “Presencia del CADMIO en algunas parcelas de cacao orgánico en la cooperativa Agraria Industrial Naranjillo - Tingo María – Perú”

realizó la evaluación de la presencia de cadmio en los suelos, hojas, almendras y cascarillas del cacao. Para lo cual seleccionó 20 parcelas de agricultores de la Cooperativa Agraria Industrial Naranjillo ubicadas en la Región Huánuco. Las muestras de suelo, foliar, almendra y cascarillas una vez obtenidas fueron enviadas al laboratorio para su respectivo análisis físico, químico, y biológico, de acuerdo con metodologías establecidas. En los análisis de suelo sólo en el caso del potasio se evidenciaron en algunas parcelas deficiencias mientras que en el análisis foliar se presentan deficiencias generalizadas en los contenidos de N, P, K, y Cu; y a nivel de almendras no se presentaron deficiencias a excepción de Fe y Zn. Los valores promedio de cadmio disponible en los suelos fue 0.66 ppm. A nivel foliar los valores promedio de cadmio total fue 2.84 ppm. A nivel de almendras y cascarillas los valores promedio de cadmio total fueron 1.55 ppm y 2.04 ppm respectivamente. Además, Cárdenas (2012) encontró que los mayores valores de cadmio disponible en el suelo (1.82 y 1.63 ppm), en parcelas con cultivos orgánicos de la región Huánuco, se encontraron en áreas que se presentaban en las riberas de los ríos Huallaga y Tulumayo.

En el ámbito de estudio, muchos de los investigadores han puesto énfasis en investigaciones relacionadas a los contenidos de metales pesados en el suelo, teniendo muchas razones como ejemplo para el caso del cultivo del cacao; a razón de que recientemente, la Unión Europea aprobó la nueva reglamentación sobre límites máximos de cadmio en cacao y chocolate, Reglamento UE de la Comisión No. 488/2014 que modifica el Reglamento CE No. 1881/2006, la que fijó que a partir del 1 de enero del 2019 entraría en rigor para la UE, la norma considera como contenido máximo de cadmio en diversos productos de cacao en un rango de 0.10 a 0.80 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Jiménez, 2015), Acorde con Florida (2021); se reportan altos niveles de cadmio en suelos de Sudamérica, revelando que en promedio las concentraciones son de 0,42 $\mu\text{g}/\text{g}$, categorizando los suelos como de suelo no contaminado por Cd, Para USEPA (2002) con una norma más estricta respecto a contenido de Cd en suelo agrícola establece el nivel crítico de 0,43 $\mu\text{g}/\text{g}$.

Por su parte Florida (2021) determina una media utilizando información de contenidos de Cadmio disponible en suelos de diferentes áreas productivas de cacao en Perú, determinando una media de 0.33 ± 0.18 $\mu\text{g}/\text{g}$.

A razón de las investigaciones mencionadas, en el ámbito nacional, que en su mayoría han determinado, la presencia de metales pesados como por ejemplo el Cd en suelos y granos en determinadas áreas de cultivo de cacao, los que podrían presentar altos niveles de metales pesados, a su vez esto conllevarían a problemas de consumo y exportación de este producto en el futuro (Crozier et al., 2012, Huamaní et al., 2012; Arévalo-Gardini et al., 2016, Florida 2021). Debido a la inexistencia de estudios y escasa información que consideren otros metales pesados entre otras razones no llevo a realizar con esta investigación el estudio de mayor número de metales pesados presentes en el suelo del distrito de Luyando.

En esta investigación se ha considerado estudiar un mayor número de metales pesados como As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; en los suelos de uso agrícola y de bosque natural.

CAPÍTULO II

EL SUELO

2.1. El suelo como sistema

Existe muchas definiciones del suelo desde su concepción en la investigación científica, en la actualidad, y teniendo una mayor concepción holística, se puede mencionar que desde la concepción de Fassbender, (1975). En su mayoría muchos autores coinciden que el suelo es un componente esencial del medio ambiente, base de los ecosistemas terrestres, principio de muchas cadenas tróficas y soporte del medio urbano e industrial, dentro de sus funciones actúa como tampón, controlando el transporte de elementos químicos y sustancias hacia la atmósfera, hidrosfera y biosfera; en tanto es un sistema abierto, dinámico, constituido por tres fases (sólida, líquida y gaseosa) y se pueden distinguir en él cuatro componentes: material orgánico, material inorgánico, agua y aire, los cuales están íntimamente ligados y mezclados entre sí, dando origen a un ambiente ideal para el crecimiento de las plantas, por lo que el suelo es un ente natural complejo polifásico y polidinámico, en consecuencia, puede ser conceptualizado desde múltiples perspectivas. (Porta et al., 1999; Kabata-Pendías y Pendías, 2001; Hernández, 2011; García et al., 2012).

Ahondando en el tema, el enfoque holístico implica entender el suelo no solo como un medio físico para el crecimiento de las plantas, sino como un ecosistema complejo que interactúa con diversos factores bióticos y abióticos.

Estas bases teóricas principalmente se fundamentan en la ecología del suelo, la microbiología y la agroecología, que han sido objeto de estudio en los últimos años. Arévalo y Loján (2023) destacan la importancia de la red micorrícica en la formación de agregados estables en el suelo, mejorando así la porosidad, y consecuentemente el flujo de aire y agua, que elementales para la salud del ecosistema del suelo. Por otra apreciación Catzin et al. (2023) analizaron cómo los sistemas silvopastoriles pueden contribuir a la fertilidad del suelo, enfatizando la necesidad de prácticas agroecológicas que mantengan la salud del suelo y su biodiversidad; Santos et al., (2023) complementan dicha visión

señalando que incluir especies arbóreas en sistemas de producción puede aumentar la captura de carbono en el suelo, resaltando la interconexión entre la vegetación y la calidad del suelo. Otros estudios significativos que contribuyen al entendimiento del suelo como un sistema holístico, entre los de Rosero et al., (2021) sobre la diversidad biológica en suelos con sistemas silvopastoriles demuestra cómo estos sistemas pueden mejorar la salud del suelo y aumentar la biodiversidad. En otro estudio Islas et al., (2024) acerca de la comunidad de nematodos en diferentes sistemas productivos han revelado cómo las prácticas agronómicas afectan las cadenas tróficas en el suelo, lo que es fundamental para entender la dinámica del ecosistema del suelo. El análisis de Cuéllar et al. (2020) sobre la macrofauna del suelo en zonas cafeteras destaca el papel crucial de esta fauna en la regulación de los servicios ecosistémicos, lo que refuerza la idea de que el suelo debe ser considerado un sistema integral. Del análisis de bases teóricas, cabe mencionar que, a pesar de estos avances, existen vacíos temáticos en la literatura actual que justifican estudiar el suelo con una concepción holísticas.

Aunque se ha investigado la biodiversidad del suelo, hay una falta de estudios que integren los efectos de las prácticas agrícolas (por ejemplo, aporte de metales pesados) en la salud del suelo desde una perspectiva holística. Peña y Johnson (2023), consideran crucial realizar más investigaciones que documenten la interrelación entre los componentes del ecosistema del suelo y cómo estos se ven afectados por las acciones antrópicas (agrícolas, urbanísticas, industriales, etc.). En una mirada agroecológica, el trabajo de Oddi et al. (2023) menciona que la modelización de servicios ecosistémicos aún no ha sido suficientemente aplicada al estudio del suelo, lo que limita nuestra comprensión de su funcionalidad en el contexto de cambios ambientales. En su estudio Beceyro y Nadal (2022) sobre el análisis de la dinámica del paisaje, menciona que los cambios en el uso del suelo pueden tener repercusiones significativas en la estabilidad del ecosistema del suelo, lo que subraya la necesidad de un enfoque más integrado.

Por lo tanto, reconocer el suelo como un sistema en una concepción holística, y abordando los vacíos identificados en la literatura actual. Se debe buscar integrar las dimensiones del ecosistema del suelo, desde su microbiología hasta la interacción con prácticas agrícolas, para ofrecer una visión más completa de su funcionalidad y salud; hacer esta integración contribuiría con el conocimiento en el campo de la ecología del

suelo y la agroecología, llegando a promover prácticas que favorezcan la sostenibilidad y la resiliencia de los ecosistemas del suelo tanto naturales como agrícolas.

En tanto para la definición del suelo; siempre se pone un interés fundamental que sustenta la razón principal de la ciencia del suelo; y lo definiré como sigue: “El suelo es un ente básico para la vida que se sustenta por ser multifásico, dinámico; que comprende un sistema complejo a su vez puede actuar como soporte, receptor, depurador, regulador y transportador de elementos minerales químicos, nutrientes, agua y aire; esenciales para la vida, por lo tanto, no es solo material producto de la meteorización, que se acumula en la superficie de la corteza terrestre, en tanto es un recurso natural que juega un papel importante en el desarrollo sostenible de la humanidad”.

2.2. Contaminación del Suelo

Se debe entender primero la definición de contaminación ambiental; siendo uno de los problemas más importantes a nivel mundial que afecta a nuestra sociedad en la actualidad, por tanto se entiende por contaminación ambiental a todo cambio no deseado de las características del aire, el agua, el suelo (Soledad, 2020), los alimentos que afectan nocivamente la salud, la sobrevivencia o las actividades de los humanos u otros organismos vivos, siendo la contaminación ambiental la razón principal de la pérdida de calidad del aire, del recurso hídrico y de suelos disponibles para actividades agrícolas que se han incrementado exponencialmente (Singh et. al, 2010; Chen et al., 2013); por lo que se ha visto afectada la calidad de vida y la seguridad alimentaria; para mayor percepción es necesario identificar los efectos contaminantes de acuerdo con las características de factores que intervienen pudiendo clasificarse según:

- **Su naturaleza química:** Mediante la cual se puede indicar que tan activo y nocivo es para tipos específicos de organismo vivos.
- **Su concentración:** Por la cual se puede determinar la cantidad presente por unidad de volumen de aire, agua, suelo o peso del cuerpo.
- **Su persistencia:** Mediante la cual un contaminante mientras más tiempo permanece en el aire, agua, suelo o en nuestros organismos puede acarrear mayores efectos negativos.

En cuanto a la contaminación del suelo por metales pesados, esta se ha convertido en un problema crítico a nivel mundial, afectando tanto la salud pública como la calidad del medio ambiente. Siendo resultado de diversas actividades humanas, incluyendo la minería, la agricultura intensiva y la industrialización, que han llevado a la acumulación de metales tóxicos en el suelo (Soledad, 2020). Los metales pesados, como Pb, Hg y Cd entre otros estudiados, debido a su persistencia y capacidad de bioacumulación, representan un riesgo significativo para la salud humana y los ecosistemas (Dueñas et al., 2022), la exposición a estos metales puede provocar enfermedades graves, incluyendo trastornos neurológicos y cáncer, lo que subraya la urgencia de abordar esta problemática desde una perspectiva de salud pública (Dueñas et al., 2022); Calderón-Guevara et al., (2023) resaltan que la contaminación por metales pesados es un desafío transnacional que requiere la colaboración de gobiernos y organismos internacionales para implementar políticas efectivas de mitigación.

Para lograr la definición de la contaminación del suelo por metales pesados, las bases teóricas se deben sustentar en la toxicología ambiental y la ecotoxicología, disciplinas que analizan los efectos de los contaminantes en los organismos y ecosistemas. Por lo tanto, la toxicidad de los metales pesados se debe a su capacidad para interferir en procesos biológicos esenciales, afectando la salud del suelo, plantas, animales y seres humanos. Gm et al., (2020) discuten cómo la exposición a metales pesados puede provocar síndromes neurológicos, lo que resalta la necesidad de comprender los mecanismos de toxicidad y sus implicaciones para la salud pública. La investigación de Vásquez y Castillo (2023) destaca cómo la exposición a metales pesados en zonas rurales puede tener efectos devastadores en la salud infantil, lo que subraya la importancia de abordar la contaminación del suelo desde una perspectiva de salud pública. En los últimos años, se han realizado investigaciones significativas que contribuyen al entendimiento de la contaminación del suelo por metales pesados. En su estudio García et al., (2023) sobre la biolixiviación de metales pesados en residuos minero-metalúrgicos presenta un enfoque innovador para mitigar la contaminación, sugiriendo que la biotecnología puede jugar un papel crucial en la remediación de suelos contaminados; Castro-Hinostroza et al., (2024) en su estudio proporciona evidencia sobre cómo las actividades urbanas contribuyen a la contaminación del suelo por Plomo, lo que es esencial para desarrollar estrategias de gestión ambiental.

En particular, hay una falta de investigaciones que integren los efectos de la contaminación por metales pesados en la salud pública con enfoques de remediación sostenible. Según Morales et al. (2022) aunque se han documentado los efectos adversos de los metales pesados, se necesita más investigación sobre métodos de remediación que sean efectivos y sostenibles en el tiempo. Otros casos relacionados a estudiar el suelo, como el trabajo de Leiva-Tafur y Lapa, (2022) señala que la toxicidad de los metales pesados en la producción ganadera lechera es un área poco explorada, lo que resalta la necesidad de estudios que aborden esta problemática desde una perspectiva agroecológica. En su estudio de Trujillo et al., (2020) sobre la concentración de metales pesados en suelos productores de arroz indica que la investigación sobre la contaminación del suelo en contextos agrícolas específicos es insuficiente, lo que justifica la necesidad de un enfoque más detallado en este ámbito.

De lo mencionado, para el logro de la definición clara de la contaminación de suelos, es necesario identificar los vacíos en la literatura actual e integrarlos con investigaciones referentes sobre los efectos de la contaminación por metales pesados en la salud pública (Herrera-Cruz et al., 2023) con enfoques de remediación sostenible. Estos contribuirían de manera significativa al conocimiento por ejemplo en el campo de la toxicología ambiental y la salud pública, promoviendo políticas y prácticas que mitiguen los riesgos asociados con la exposición a metales pesados en determinada área de estudio.

2.3. Agentes contaminantes del suelo: Los Metales Pesados.

Según García y Dorronsoro, (2005) los agentes contaminantes del suelo son muy diversos, dentro de los cuales los más importantes son: las emisiones ácidas atmosféricas, el uso de agua de riego salina, los fitosanitarios y la actividad industrial y energética. Según Soledad (2009) los principales contaminantes orgánicos son el benceno, tolueno, etilbenceno, xileno, los fenoles, los policlorobifenilos (PCBs), los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs) y los pesticidas; y entre los contaminantes inorgánicos destacan los metales pesados, de los cuales existen los que son tóxicos a altas concentraciones (Cu, Zn, Mn, Fe y Cr) y los tóxicos a bajas concentraciones (Cd, Hg, Pb, Ni, Se y As).

De todos los elementos traza encontrados en suelos, hay 17 que se consideran como muy tóxicos y a la vez fácilmente disponibles en muchos suelos en concentraciones que sobrepasan los niveles de toxicidad. Éstos son: Ag, As, Bi, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Pd, Pt, Sb, Se, Sn, Te, Tl y Zn. De ellos, diez son fácilmente movilizados por la actividad humana en proporciones que exceden en gran medida la de los procesos geológicos. (Soledad, 2009); este es el caso de: Ag, As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn y Tl (Novotny, 1995). (Galán y Romero, 2008) menciona que la EPA incluye en la lista de contaminantes prioritarios trece elementos traza: antimonio, arsénico, berilio, cadmio, cromo, cobre, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y zinc, introduciendo al berilio, respecto a las listas anteriores de los más tóxicos y disponibles (Soledad, 2009).

CAPÍTULO III

METALES PESADOS Y FUENTES DE CONTAMINACIÓN

3.1. Metales pesados y fuentes de contaminación

Los elementos minoritarios del suelo se encuentran en muy bajas concentraciones, en la constante evolución de la vida se adaptaron a la baja disponibilidad, conllevando a que las altas concentraciones se hayan tornado tóxicas para el sin fin de organismos. Dentro de este grupo de elementos son muy abundantes los denominados metales pesados (García y Dorronsoro, 2005). Los metales pesados son un conjunto de elementos que presentan como característica común su elevada densidad (Duffus, 2002); sólo se consideran aquellos con peso atómico mayor que el hierro (55.8 g/mol), o con una densidad mayor que 5.0 g/cm³ y esto excluiría a muchos elementos traza (Pierzynski et al., 1994); (Galán y Romero, 2008), según Jiménez (2017), excluyendo metales alcalinos y alcalinotérreos.

Por su origen los metales pesados y elementos traza son de importancia en el medio ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y, por tanto, de cultivos agrícolas pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural) o antropogénicas. La presencia de metales en el ambiente se da por vía natural y antropogénica (Reyes, et al., 2016). Se habla de origen natural cuando los contenidos de metales se atribuyen a la composición de los distintos minerales presentes en el suelo conocidos también como contenidos naturales (Quiroz, 2012). Los metales son de origen antrópico cuando sus concentraciones son mayores a las correspondientes a su composición geoquímica y son el resultado de las actividades del hombre por actividades industrial, minero y agrícola Quiroz, (2012).

Según Oyarzun et al., (2011); Wang et al., (2015) los metales pesados guardan una relación directa con los riesgos por contaminación de los suelos, toxicidad en las plantas y los efectos negativos sobre la calidad de los recursos naturales y el ambiente (Soledad, 2020), peligros dependientes de diversos aspectos como son la toxicidad

específica del metal, bioacumulación, persistencia y no biodegradabilidad. Siendo que en el suelo el mayor peligro reside en su acumulación por las plantas y la transferencia a los animales incluido el hombre acorde lo mencionado con Liu et al., (2013). Los factores como el contenido de humedad y/o el nivel del agua subterránea y su dinámica, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, el potencial redox, el pH, y otros factores influyen en la distribución de metales pesados en los suelos, considerándose como un fenómeno complejo (Galán y Romero 2008; Jordanova et al. 2013, Martínez, 2016). Los metales son considerados perjudiciales, pero muchos resultan esenciales en la dieta humana, siendo que su deficiencia o exceso puede conducir a problemas de salud para algunos metales. Londoño et al., (2016) menciona el organismo requiere de hierro, cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, vanadio, estroncio y zinc. Robards, et al., (2011); IPCS, (2020) otros metales no cumplen función fisiológica, pero alteran la salud siendo recomendable evitar su consumo.

A lo mencionado por García, et al., (2012); Dwivedi, et al., (2011) los metales pesados no pueden ser degradados o destruidos, pueden ser disueltos por agentes físicos y químicos y ser lixiviados, algunos forman complejos solubles y son transportados y distribuidos a los ecosistemas hasta incorporarse en la cadena trófica (suelo, agua, plantas, semillas y forrajes), primordialmente aquellos procedentes de áreas contaminadas. Según Bowen, (1980) en los suelos, los elementos trazas más abundantes son el Cr, Zn, Ni y Pb (1-1.500 mg/kg); en menores concentraciones se encuentran el Co, Cu y As (0,1-250 mg/kg) y con mínimos porcentajes el Cd y Hg (0,01-2 mg/kg); normalmente se encuentran en solución como cationes Cd^{2+} , Co^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+} , o como oxianiones AsO_4^{3-} , CrO_4^{2-} , MoO_4^{2-} , $HSeO_3^-$ y SeO_4^{2-} ; citado por Quiroz, (2012), los elementos traza se pueden dividir en dos grupos según su actividad biológica:

- i. Oligoelementos o micronutrientes, que son los requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza por plantas y animales, y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. En general, pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.

- ii. Elementos sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejadas disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Son, principalmente: Ba, Bi, Cd, Hg, Pb, Sb y Tl. Según Raskin y Ensley, (2000) la contaminación causada por metales pesados y radionucleidos es uno de los mayores problemas ambientales del mundo, generando importantes consecuencias sanitarias y económicas.

Según Bautista, (1999) en condiciones normales, la mayoría de los compuestos de los metales potencialmente tóxicos se encuentran en cantidades fijadas por consideraciones de orden geológico y en formas químicas muy insolubles, por lo tanto, no representan un peligro para la biota; (Bautista, 1999) además como consecuencia de las diversas actividades antrópicas (industrial), radicalmente, se han acumulado en los suelos grandes cantidades y/o formas solubles de elementos, que han roto el equilibrio natural y han causado la contaminación de acuíferos y, en ocasiones, la introducción de estos elementos en la red alimenticia. La contaminación de los suelos se suele dividir en dos tipos (Ponce, 2018; Ramos, 2009) en general se pueden distinguir dos tipos de fuentes de contaminación por metales pesados en suelos: naturales y antropogénicas”.

- a. **Fuentes naturales:** Es una contaminación química de origen natural, se puede citar como ejemplos las erupciones volcánicas, la formación de menas, etc. Ramos, (2009) el contenido inicial de metales pesados en un suelo es debido al material original. (ver Cuadro 1 y 2). Según Kiely, (1999) menciona que conociendo el tipo de roca y los minerales que la conforman puede deducirse los metales pesados que pudieran encontrarse (Quiroz, 2012).

Cuadro 1. Metales pesados asociados a minerales primarios

Minerales sulfurosos (primarios)	Metales pesados asociados
Galena (PbS)	Ag, Au, As, Ba, Bi, Cr, Hg y Ni
Esfarelita (ZnS)	Sb, Sn, Te y Tl
Calcopirita (CuFeS ₂)	Ag, Co, Ge, In, Mn, Ni, Se y Sn
Pirita (FeS ₂)	Ag, As, Au, Co, Cu, Ni, Pb, Ti y Tl
Arsenopirita (FeAsS)	Co, Mn y Ni

Fuente: Bautista (1999)

Cuadro 2. Metales pesados asociados a minerales secundarios.

Minerales secundarios	Metales pesados asociados
Óxidos de hierro (Fe _x O _y)	V, Mn, Cu, Zn y Mo
Óxidos de manganeso (Mn _x O _y)	Fe, Co, Ni, Zn y Pb
Carbonatos de calcio (CaCO ₃)	V, Mn, Fe, Co, Cd, y Pb
Esmécticas	Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co y Ni
Vermiculitas	Ti, Mn y Fe

Fuente: Bautista (1999)

- b. Fuentes antrópicas:** Las fuentes antrópicas las podemos clasificar en puntuales (fijas) y no puntuales (móviles) dependiendo de su procedencia, dentro de las primeras tenemos a las industrias, las carreteras (aun cuando no son la fuente de metales pesados es allí donde se expiden de manera fija y continua) y demás. Dentro de las segundas a: los lodos residuales, fertilizantes, las cenizas y humos (transportados vía vientos de manera esporádica), los pesticidas, el riego, etc. Bautista, (1999)

Cuadro 3. Fuentes antrópicas de metales pesados.

Fuentes	Metales Pesados
Lodos residuales	Cd, Pb, As, Cr, Zn, Co, B, Ba, Be, Br, Ce, Cu, Mn, Co, Ge, Hg, Mo, Ni, Rb, Sn, Sr, V y Zr
Riego	Cd, Pb, Se
Fundidoras	Pb, Cd, Sb, As, Se, In y Hg
Plaguicidas	Pb, As, Hg, Br, Cu, V y Zn
Fertilizantes	Cd, Pb, As, B, Ba, Br, Ce, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Sc, Se, Sn, Sr, Te, U, V, Zn, y Zr
Minas	Pb, Cd, As, Hg, etc.
Abonos	As, Se, Ba, Br, Co, Cr, Cu, F, Ge, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn y Zr
Automóviles	Pb
Pinturas	Pb, Cd
Carbonatos	As, B, Ba, Ce, Cr, Cu, F, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V, Zn y Zr
Combustión de Carbón	As, Se, Sb, Pb

Fuente: Fergusson (1990).

3.2. El fondo geoquímico

La geoquímica de los metales, que incluye su origen, distribución y comportamiento en el suelo, es fundamental para comprender la magnitud del problema que puedan causar al ambiente; sabiendo que los metales pesados son elementos con una alta densidad y potencialmente tóxicos, que pueden ser liberados en el ambiente a través de actividades humanas como la minería, la agricultura y la industrialización, así como también pueden encontrarse de manera natural en el ambiente.

En concreto todo elemento tiene su ciclo biogeoquímico, y al interactuar con otros elementos pueden ser perturbados, de forma naturalmente o por aportes de acciones antrópicas. Interacciones por aportes podrían llevar a alcanzar concentraciones de riesgo existente o potencial de contaminación (Porta, 1999); los ciclos biogeoquímicos cumplen papel importante en los procesos de meteorización (Chira, 2021), por la progresiva liberación de distintos elementos contenidos en los minerales constituyentes de las rocas o materiales originarios del suelo; estos elementos pueden acumularse en el suelo, exponiendo al peligro la salud de los ecosistemas naturales y de la población (Chira, 2021).

Algunos elementos pasan a ser solubles y son susceptibles de ser translocados (empobrecimiento), mientras que otros permanecerán en el suelo, distribuidos en los

distintos horizontes, a veces concentrándose (enriquecimiento absoluto o relativo), sin que se pueda hablar de contaminación en estos casos (Porta, 1999); menciona que debido al interés de poder interpretarse la presencia de elementos traza en un medio, llevo a introducir el concepto de Fondo geoquímico de un elemento como la “concentración del elemento en un determinado medio, en ausencia de cualquier aporte externo específico derivado de la actividad humana”. Autores como Fassbender, (1987); Kabata-Pendías y Pendías, (1992) y Porta, (1999) acervan que el fondo geoquímico (ver Cuadro 4 y 5) de un mismo elemento variara según el material originario (Quiroz, 2012).

Cuadro 4. Fondo geoquímico de un metal según material originario - Rocas ígneas.

Mg/kg ⁻¹ metal	Rocas ígneas		
	Rocas básicas	Rocas intermedias	Rocas acidas
Cd	0.13-0.22	0.13	0.09-0.20
Co	35-50	1.0-10	1-7
Cr	170-200	15-50	4-25
Cu	60-120	15-80	10-30
Hg	0	0	0.08
Mn	1200-2000	500-1200	350-600
Mo	1.0-1.5	0.6-1.0	1-2
Ni	130-160	5-55	5-15
Pb	3-8	12-15	15-24
V	200-250	30-100	40-90
Zn	80-120	40-100	40-60

Fuente: Porta, (1999).

Fassbender, (1987) el estudio de los distintos materiales pone de manifiesto cual puede ser el aporte en elementos al fondo geoquímico. Siendo relacionados de acuerdo con la secuencia de meteorización, se obtiene la información útil para interpretar posibles contaminaciones antrópicas, al poder o no atribuir la presencia y concentración de un determinado elemento y una mineral fuente. Conocer y definir el fondo geoquímico de los metales pesados en el suelo es un paso decisivo para la remediación efectiva y gestión de suelos contaminados. Por tanto, las bases teóricas que fundamentan el estudio de la contaminación del suelo por metales pesados se centran en la geología y la química del suelo.

Por ejemplo, Mendoza-Escalona et al., (2021) refieren cómo la concentración de metales pesados consigue asociarse con prácticas agrícolas como el uso excesivo de

agroquímicos, lo que aumenta su disponibilidad del metal en el suelo. Por su parte Gómez-Puentes et al., (2020) resaltan la relevancia de aplicar métodos de fraccionamiento en el análisis de metales pesados, ya que las distintas fracciones tienen impactos diferenciados sobre el medio ambiente. Quispe et al., (2023) aportan evidencia sobre la sensibilidad de ciertos cultivos a los metales pesados, lo que subraya la necesidad de estudios sistemáticos que aborden la interacción entre los metales pesados y las plantas. En su estudio Ordóñez-Araque et al., (2020) analizó la acumulación de metales pesados en plantas de cacao, revelando un riesgo potencial para la salud pública como resultado de la contaminación del suelo. Trujillo et al., (2020) en su estudio sobre detección de metales pesados en suelos de cultivos de arroz, indicaron que la presencia de estos contaminantes puede derivarse de prácticas agrícolas inadecuadas.

Cuadro 5. Fondo geoquímico de un metal según material originario - Rocas sedimentarias

Mg/kg-1 metal	Rocas sedimentarias		
	Rocas arcillosas	Areniscas	Rocas calcáreas
Cd	0.22-0.30	0.05	0.035
Co	11-20	0.3-1.0	0.1-3.0
Cr	60-100	20-40	5-16
Cu	40	5-30	2-10
Hg	0.18-0.40	0.04-0.10	0.04-0.05
Mn	500-850	100-500	200-1000
Mo	0.7-2.6	0.2-0.8	0.16-0.40
Ni	50-70	5-20	7-20
Pb	18-25	5-10	3-10
V	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	10-30	10-25

Fuente: Porta, (1999).

Por último, el análisis de Castro-González et al., (2023) sobre la distribución de metales pesados en suelos irrigados con aguas residuales destaca los serios riesgos de

salud pública que esto conlleva. Estos estudios no solo informan sobre los niveles de contaminación, sino que también identifican patrones de distribución, lo cual es esencial para desarrollar políticas de gestión del recurso suelo y remediación; existiendo muchos vacíos significativos en la literatura actual que justificarían la necesidad de este tipo de estudios. Por lo antes mencionado, a pesar de los avances en la investigación de la contaminación del suelo por metales pesados, existe una falta de estudios integrales que consideren tanto los aspectos geoquímicos y los biológicos. Cabe mencionar que, aunque se han documentado los niveles de metales pesados en cultivos, escasean estudios que analizan la interacción entre la composición del suelo y la bioacumulación en las plantas, como señala Raymundo et al., (2022).

3.3. Influencia antrópica en la contaminación por metales pesados

Según C.M.A.J.A, (1999) las influencias de las actividades humanas han ejercido un efecto considerable en la concentración y movilidad de los metales en suelos; las causas de contaminación por elementos trazan en suelos son diversas:

- a. **Actividades agrícolas.** El riego y la aplicación de fertilizantes inorgánicos, estiércol, enmiendas calizas y, sobre todo, lodos residuales de depuradoras, produce un incremento de la concentración de metales pesados en los suelos. En el Cuadro 6, muestra las principales fuentes antropogénicas de metales pesados en suelos europeos; donde se observa que hay un aporte alto de plomo por depositación atmosférica, un aporte moderado de cobre y cinc, proveniente de los plaguicidas y lodos de aguas residuales o servidas.

Los fertilizantes minerales aportaron cantidades altas de cadmio y moderadas de cobre. En la agricultura es común el uso de guano de cerdo y pollo como abonos orgánicos.

Estos abonos contienen altas concentraciones de metales pesados, en especial de cinc y cobre. (ver Cuadro 7)

Cuadro 6. Principales fuentes antropogénicas de contaminación por metales pesados en suelos europeos.

Fuente ¹	Cadmio	Cobre	Plomo	Zinc
Depositación atmosférica	+	+	+++	+
Plaguicidas ²	-	+ / ++	-	+ / ++
Estiércol y purines	+	++	+	++
Fertilizantes minerales ² (Principalmente fosfatos)	+++ ³	+ / ++	+	+
Lodos de aguas residuales	+ / ++	+ / ++	+ / ++	+ / ++

Fuente: Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente. Holanda (1992)

¹Además, existen otras fuentes: lluvia ácida (solubiliza los cationes);
incineración de residuos, transporte.

²Pueden existir diferencias importantes según la legislación de cada país.

³Ligado especialmente a los fosfatos minerales

- Sin aporte; + aporte bajo; ++ aporte moderado; +++ aporte alto

El superfosfato y otros fertilizantes fosforados tienen alta concentración de cromo, cobre, níquel, plomo y cinc. Los fertilizantes con calcio o cal tienen una mayor concentración de plomo y cinc, ver Cuadro 8.

Cuadro 7. Concentración de metales pesados en guano o estiércol mg/kg⁻¹ en la década de 1990 en Alemania.

Material	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Guano de bovino	0,43	5,5	44,5	5,2	8,5	225	0,05
Guano de cerdo	0,68	8,4	443	18,6	8,9	1035	0,04
Guano de pollo	0,25	4,4	63	8,1	7,2	430	0,02
Feca de bovino	0,44	5,0.	39	10,0	7,0	213	NA
Feca de cerdo	0,43	11,0	740	13,0	NA	1220	NA
Feca de pollo	0,36	12,0	69,75	9,0	NA	406	0,05

Fuente: Diferentes fuentes mencionadas en Eurich-Menden et al. (1996); Poultry-dung: Diez-Müller (1997), citado por Quiroz, (2012)

- b. Actividades de minería y fundición.** El proceso de minería implica la extracción de las menas, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y transporte de los productos semi procesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación de metales que repercute en el aire, agua y suelos de la región. El polvo originado puede ser depositado en los suelos a muchos kilómetros de distancia. En áreas mineras, las capas superiores de suelos presentan concentraciones elevadas de cobre, níquel, arsénico, selenio, hierro y cadmio, dependiendo lógicamente del tipo de mineralización explotada.
- c. Generación de electricidad.** La combustión de carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en suelos. Las centrales térmicas de combustión de petróleo pueden ser fuentes de plomo, níquel y vanadio.
- d. Actividades industriales.** Las mayores fuentes industriales de contaminación por metales incluyen fábricas de hierro y acero que emiten metales asociados con las menas de hierro y níquel. Las fábricas de baterías pueden emitir cantidades considerables de plomo. Las áreas altamente industrializadas incluyen arsénico, cadmio, cromo, hierro, níquel, plomo, zinc y mercurio.
- e. Residuos domésticos.** Aproximadamente el 10% de la basura está compuesta por metales. Uno de los problemas más serios de las sociedades modernas es, como deshacerse de este volumen de basuras. Las dos alternativas usuales son enterrar o incinerar; el enterramiento puede contaminar las aguas subterráneas, mientras que la incineración puede contaminar la atmósfera al liberar algunos de los metales volátiles. C.M.A.J.A, (1999)

Cuadro 8. Concentración de metales pesados mg/ kg⁻¹ en fertilizantes.

Fertilizante	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Calcio amonio nitrato	0,31	10,5	5,0	4,7	24,6	55,0
Solución NH ₄ NO ₃ -urea	0,03	1,3	6,3	0,30	0,20	2,3
Urea	0,15	0,68	0,38	0,48	0,36	2,4
Otro fertilizante nitrogenado	0,10	6,6	5,2	10,4	1,0	4,0
Superfosfato	20,8	224	21,4	31,3	7,2	380
Otro fertilizante de P	7,5	147	15,4	15,4	1,8	225
Sal potásica	0,06	10,7	2,4	5,4	0,77	1,6
Potasio cloruro	0,10	3,3	3,4	1,3	0,65	4,1
Potasio sulfato	0,09	5,3	3,4	1,9	0,85	2,3
Calcio carbonato	0,50	6,9	8,2	4,6	7,3	58,0

Cal calcinada	0,10	19,20	11,1	6,0	2,8	15,8
Steel work lime	0,10	50,6	4,2	2,5	7,0	8,8
Otros fertilizantes con cal	0,33	17,0	19,5	19,5	12,5	35,0
Fertilizante con NP	10,2	84,8	24,8	17,1	2,6	116
Fertilizante con PK	4,80	389	22,9	21,4	2,7	154
Fertilizante con NPK	2,4	32,0	11,8	8,9	12,0	125

Fuente: Wilcke and Döhler, (1995) citado por Quiroz, (2012)

3.4. Dinámica y acumulación de los metales pesados en el suelo

Según García y Dorronsoro, (2005) los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías:

- Quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación.
- Pueden ser absorbidos por las plantas y así, incorporarse a las cadenas tróficas
- Pasar a la atmósfera por volatilización
- Movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas como se esquematiza en la figura 1 (adaptado de Calvo, 1996).

Según López y Grau, (2005) en el suelo los metales pesados pueden estar en seis compartimentos principales, asociados de formas diversas a los constituyentes del suelo.

- Dentro de las redes cristalinas de los minerales primarios (no alterados, heredados de la roca madre) y de constituyentes secundarios (minerales procedentes de la alteración edafogénica)
- Adsorbidos en las fases de hidróxido de hierro, aluminio y manganeso
- Secuestrados o ligados a los restos vegetales y animales (que son liberado a medida que se van mineralizando estos residuos)
- Incluidos en las macromoléculas orgánicas
- En forma intercambiable (ion) asociados a la superficie de las arcillas minerales y a la materia orgánica
- En forma soluble, coloide o particulada, en la solución del suelo.

Entender sobre la dinámica y acumulación de metales pesados en el suelo es un tema de progresiva relevancia por su impacto en la salud del recurso suelo, agua y ecosistemas, y la salud humana. La comprensión de cómo los metales se distribuyen, transportan y se acumulan en el entorno del suelo es crucial no solo para la gestión del medio ambiente, sino también para la producción agrícola y la seguridad alimentaria. Los metales pesados, como el plomo, cadmio y mercurio, entre otros, pueden ingresar al suelo a través de diversas vías, incluidas actividades industriales, el uso de fertilizantes y agroquímicos, así como por procesos naturales.

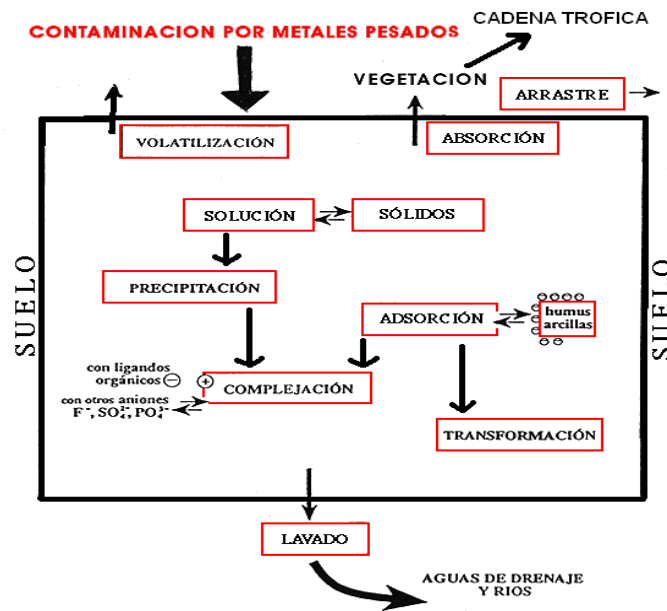


Figura 1. Dinámica de metales en el suelo.

(Martinez-Robaina et al., 2021) subrayan que los suelos actúan como los principales reservorios de metales pesados, corroborando que, tanto por causas naturales como antropogénicas, estos elementos se acumulan y pueden ser fácilmente asimilados por las plantas (Martinez-Robaina et al., 2021). A lo mencionado esto es preocupante, ya que la bioacumulación de metales pesados en las cadenas alimenticias puede tener consecuencias adversas para la salud humana y la biodiversidad del ecosistema.

En tanto dentro de este marco teórico, el estudio de la dinámica y acumulación de metales pesados en el suelo se sustenta en la química del suelo, la ecotoxicología y la biogeoquímica. Sabiendo que muchos metales pesados son esenciales en traza para el

crecimiento de las plantas, pero en concentraciones elevadas pueden ser tóxicos, además de que sus formas químicas influyen en la disponibilidad y movilidad en el suelo, como se discute en el trabajo de (Mendoza-Escalona et al., 2021), que evaluó las concentraciones de metales bajo diferentes sistemas de labranza.

Además, la capacidad de las plantas para absorber metales dependerá de la interacción entre el metal y las propiedades del suelo, lo que se resalta en la investigación sobre la acumulación en cultivos de *Persea americana*, donde Quispe et al. (2023) muestran cómo la contaminación se ve incrementada por actividades agrícolas inadecuadas. La variedad de enfoques teóricos resalta la complejidad involucrada en la comprensión de la dinámica de los metales pesados en el suelo. Investigaciones significativas relacionadas permitieron avanzar en el conocimiento sobre la acumulación y la dinámica de metales pesados en el suelo.

Por ejemplo, Osuna et al., (2022) investigaron la acumulación de metales pesados en plantas utilizadas para fitorremediación, mostrando cómo algunas especies tienen la capacidad de extraer metales del suelo, lo que puede ser aprovechado en técnicas de remediación ambiental. Otro estudio relevante es el de Raymundo et al., (2022) que realizó una revisión sistemática sobre la concentración de metales pesados en suelos agrícolas irrigados con aguas superficiales, llegando a revelar patrones de acumulación que indican un riesgo potencial para la salud pública y la seguridad alimentaria. Chira, (2021) analizó la dispersión de metales pesados en suelos de la cuenca del río Mantaro, discute las implicaciones de la contaminación por minería y cómo los metales pesados se desplazan a través de los ecosistemas y entran en las cadenas alimentarias. Muchos estudios han demostrado la necesidad de no solo evaluar la concentración de metales pesados, sino entender su comportamiento y efecto en los suelos agrícolas.

Existiendo vacíos significativos en la literatura actual que justifican la necesidad de estudiar más sobre la dinámica de los metales en el suelo. Además, muchos estudios no consideran las interacciones entre las propiedades del suelo y los metales pesados en contextos específicos de uso del suelo. Lozano y Arango (2024) menciona que la falta de datos sobre los efectos acumulativos de los metales en suelos contaminados dificulta la creación de políticas de manejo efectivas. Además, el análisis sobre el efecto de la acumulación de metales pesados en la salud humana a partir de cultivos contaminados ha sido limitado, como se observa en la literatura revisada por Reyna et al., (2022), que

identifican la necesidad de más investigación sobre el impacto de los metales pesados en la salud pública.

En concreto, conocer sobre la dinámica y acumulación de metales pesados en el suelo, esto ayudaría a llenar los vacíos temáticos existente, y permitirá avanzar en el conocimiento del campo; debiéndose realizar una evaluación rigurosa de cómo los metales pesados se desplazan y se acumulan en los suelos específicamente agrícolas y naturales, considerando factores edafológicos de mayor relevancia, además de las prácticas agrícolas. Por lo que al adoptar el enfoque multidisciplinario que integre la química del suelo, la biología de las plantas y el análisis socioeconómico se lograría contribuir a una mejor comprensión de la dinámica y acumulación de los metales en el suelo.

3.5. Biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo

La biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo se refiere a la fracción de estos metales que está disponible para la absorción por plantas y microorganismos, lo cual es fundamental para comprender el impacto de la contaminación por metales pesados en los ecosistemas y en la salud humana. Por lo que al hablar de la biodisponibilidad se llega a entender y a referirnos a las interacciones fisicoquímicas y biológicas, que nos llevan a establecer el grado de exposición de los organismos vivos a los compuestos químicos asociados al suelo estudiado. Según López y Grau (2005) definen el término biodisponibilidad como la capacidad de un elemento para pasar de un compartimento cualquiera del suelo a un ser vivo. Kabata-Pendías y Pendías, (2001) esta movilidad también se asocia con el uso del suelo, por ejemplo, los metales en suelos forestales son más fácilmente movilizados que en suelos agrícolas, lo que está directamente relacionado con mayor acidez del suelo y a la mayor presencia de sustancias orgánicas de bajo peso molecular.

Cabe mencionar que cuando se habla de biodisponibilidad de metales pesados, se ratifica que la biodisponibilidad es sinónimo de peligrosidad; que representan las altas concentraciones de metales pesados presentes en el suelo teniendo en consideración los estándares de calidad el suelo y los límites máximos permitidos en la fracción suelo. Por lo tanto, la peligrosidad que representa; la biodisponibilidad de metales en la fracción suelo, no solo va a depender de la concentración del metal, si no también dependerá de

las características físicas y químicas del suelo; y por último de las características del mismo metal. Por tanto, la Biodisponibilidad demarca la peligrosidad de contaminación de los metales en el suelo, pudiendo producirse de forma directa del metal hacia la microfauna del suelo; y de forma indirecta afectando a las plantas en su desarrollo y crecimiento, alterando su fisiología; como también la absorción de este pasando a la cadena alimenticia; además de poder pasar a tener contaminación metálica de las fuentes de agua subterránea a través de procesos de lixiviación. También se puede mencionar que la biodisponibilidad de metales en el suelo siempre va a estar ligado a las formas de incorporación; ya que siguen cuatro vías de incorporación según García y Dorronsoro, (2005).

Otras apreciaciones citadas por Munive, (2018) quien menciona que principalmente, los metales pesados en el suelo pueden acumularse por: 1) meteorización natural del material parental y 2) actividad humana directa, como el vertimiento de desechos mineros denominados jales mineros (Boussen et al., 2013), la deposición atmosférica proveniente de emisiones vehiculares (Blake y Goulding, 2002) e industriales (Nicholson et al., 2003), la aplicación en cultivos agrícolas como fertilizantes, fungicidas y herbicidas con alto contenido de As, Pb y Cu (Alloway, 2013; Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

Munive, (2018) en el suelo una alta concentración de metales pesados no necesariamente significa un problema de toxicidad para los seres vivos, ya que, por lo general, una fracción del metal puede encontrarse de forma inerte, en estado sólido, incorporada a rocas; en tanto esta fracción sólo podría solubilizarse por el desgaste natural de las rocas que ocurre, por lo general, en periodos prolongados de tiempo; en tanto solamente las formas químicas de los metales pesados que se encuentran disponibles para los seres vivos resultan tóxicas. Esta fracción denominada biodisponible es determinada por las características fisicoquímicas de cada tipo de suelo (Lu, et al., 2005), además de la afinidad de los iones metálicos por la superficie de adsorción de los componentes del suelo como el humus, los óxidos de hierro y manganeso y los aluminosilicatos (Alloway, 2013; Tabak et al., 2005). Según Younas et al. (2020) , la capacidad de los metales pesados para desactivar biomoléculas en las plantas puede tener efectos adversos en su crecimiento, interviniendo en su biodisponibilidad. Además, Wang et al. (2022) mencionan que el grado de contaminación de los suelos agrícolas con metales pesados

varía significativamente, afectando la salud del suelo, además de la calidad y seguridad de los productos agrícolas.

Las bases teóricas sobre la biodisponibilidad de los metales pesados se asientan en la química del suelo y la ecotoxicología; y depende de varios factores, como el pH del suelo, la materia orgánica y la textura, además del estado físico y químico del metal en cuestión. Han et al., (2021), argumentaron también que las interacciones entre plantas y las bacterias del suelo desempeñan un papel crucial en la movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados, ya que ciertos microorganismos tienen la capacidad de solubilizar metales y, por ende, aumentan su disponibilidad. Zhang et al. (2022) identificaron que el tipo de sustrato y la materia orgánica influenciaron sobre la biodisponibilidad de metales en sedimentos.

En su estudio Alam et al., (2021) demostraron que la adición de biochar a suelos contaminados reduce significativamente la bioacumulación de metales pesados en cultivos, indicando que las enmiendas orgánicas mejoran la calidad del suelo y minimizan el riesgo de transferencia de metales pesados a las plantas. Otro estudio de Hananingtyas et al., (2022) evaluarón el impacto de la acumulación de metales pesados sobre el contenido de clorofila en cultivos agrícolas, hallando que la acumulación excesiva de metales puede inhibir el crecimiento y desarrollo de las plantas, lo que sugiere un efecto negativo sobre la biodisponibilidad, ya que afecta la capacidad fotosintética de las plantas. Liao et al., (2023) analizó la contaminación de suelos alrededor de vertederos, encontrando altos niveles de metales pesados que no solo afectan la biodisponibilidad, sino que también representan un riesgo significativo para la salud ambiental y pública. Existen vacíos en la literatura que justifican la necesidad de un estudio más profundo sobre la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo; siendo necesarios realizar investigaciones sobre el efecto combinado de múltiples metales pesados en la biodisponibilidad, ya que muchos estudios tienden a enfocarse en metales de manera individual y su interacción con las plantas o microorganismos.

Además, Li et al., (2024) observan la falta de estudios que evalúen las interacciones entre la bioquímica del suelo y las dinámicas microbianas bajo condiciones de contaminación. Como también, la investigación sobre la biodisponibilidad de metales pesados en contextos específicos, como suelos agrícolas contaminados por actividades industriales, aún permanece poco estudiada, recalcando la necesidad de investigaciones más enfocadas. Estos vacíos indican un claro camino para futuras investigaciones que no

solo estudien los efectos de los metales pesados de manera aislada, sino que también exploren las complejas interacciones en ecosistemas afectados, además de un enfoque integrado; que combine la química del suelo, la biología de las plantas y la ecotoxicología; esto contribuiría al mejor entendimiento de la biodisponibilidad de metales pesados, esto podría facilitar a futuro la adopción de estrategias efectivas de remediación y gestión del suelo contaminado.

3.5.1. Asociación de metales pesados con las fracciones del suelo y su biodisponibilidad

La biodisponibilidad del metal en el suelo se ve influenciada por la fracción del suelo a la que están asociados. La química del suelo determina en gran medida la movilidad y el potencial de toxicidad de los metales pesados, lo que implica una interacción compleja entre la geografía del suelo, los procesos bióticos, abióticos, y las características químicas de los metales (Astonitas et al., 2021). Los metales pesados pueden estar asociados a diferentes fracciones del suelo, incluyendo fracciones residuales, aquellas ligadas a óxidos de hierro y manganeso, y fracciones fácilmente extraíbles, cuya movilidad y disponibilidad varían sustancialmente (Gómez-Puentes et al., 2020). Por lo tanto, entender esta relación es esencial para desarrollar estrategias de remediación efectivas y evaluar el impacto ambiental de la contaminación por metales pesados. (Rieuwerts et al., 1998).

Los metales se asocian a las fracciones del suelo: (1) en solución, como iones de metal libre y complejos metálicos solubles, (2) adsorbida en los sitios de intercambio de los constituyentes inorgánicos del suelo, (3) ligada a la materia orgánica, (4) precipitadas como óxidos, hidróxidos y carbonatos, y (5) residual en las estructuras de los minerales silicatados (Lassat, 2001; Riechaman, 2002 y Basta, 2004). Como ya se conoce para que se extraiga los metales por la planta, éstos deben estar biodisponibles (apto de absorción por las plantas). Por lo que la biodisponibilidad depende de la solubilidad y movilidad de los metales en la solución suelo, cabe entender que sólo los metales asociados con las fracciones 1 y 2 estarán realmente disponibles para que las plantas los extraigan (Rieuwerts et al., 1998; Riechaman, 2002), entonces la concentración total de los metales en el suelo no muestra necesariamente los niveles de metales biodisponibles. Por lo que

la asociación de metales pesados con las fracciones del suelo y su biodisponibilidad son aspectos centrales en la evaluación y manejo de suelos contaminados.

El estudio de las asociaciones de metales a las fracciones del suelo, se fundamentan en la química del suelo, la geología y la ecotoxicología principalmente. En particular, el fraccionamiento de metales pesados permite establecer una clasificación, que define cómo estos metales se distribuyen en el suelo y qué fracciones son más bioaccesibles. Según (Gómez-Puentes et al., 2020), el fraccionamiento secuencial ayuda a obtener un perfil de biodisponibilidad de los metales pesados, lo que facilita la identificación de estrategias de remediación más eficientes. En este contexto, Silva-Mori et al. (2024) sugieren que el desarrollo de procedimientos analíticos para caracterizar los suelos es fundamental para comprender la movilidad de los metales, ya que la relación entre la estructura del suelo y la concentración de metales pesados determina en gran parte la biodisponibilidad. Algunas investigaciones actuales significativas aportaron al conocimiento sobre la asociación de metales pesados con las fracciones del suelo y su biodisponibilidad. El estudio de Ordóñez et al., (2020) analizó las concentraciones de cadmio, plomo, níquel y arsénico en suelos agrícolas, concluyendo que estos metales están significativamente más asociados con ciertas fracciones del suelo, lo que afecta su disponibilidad para las plantas. Otra investigación relevante por López y Morales (2022) evaluó la fitorremediación utilizando *Taraxacum officinale* y *Medicago sativa*, y encontró que ciertos microorganismos asociados en el proceso mejoraron la tolerancia de las plantas a la toxicidad de los metales pesados, lo que contribuye a la mejora de la biodisponibilidad en suelos contaminados. En su investigación Cartaya-Rubio et al. (2024) muestra que las interacciones entre plantas y hongos micorrícicos también pueden afectar la biodisponibilidad de los metales pesados, lo que indica que la biodiversidad del suelo juega un papel importante en la remediación de suelos contaminados. El análisis de Osuna et al. (2022) sobre la adsorción de metales pesados en diferentes fracciones de suelos contaminados refuerza la necesidad de un enfoque múltiple al abordar este problema.

A pesar de los avances científicos, hay vacíos en la literatura actual que derivan la necesidad de un mayor enfoque en la investigación de la asociación de metales pesados con las fracciones del suelo y su biodisponibilidad. Muchos estudios no abordan las interacciones sinérgicas entre diferentes metales, lo que podría influir en su biodisponibilidad y toxicidad (Gómez-Puentes et al., 2020). Según el análisis realizado

por (Castro-González et al., 2023), pocos estudios se centran en cómo las condiciones ambientales, como el pH ó la materia orgánica, afectan la distribución y biodisponibilidad de los metales pesados en suelos específicos; esta limitación resulta crucial dado que diferentes contextos geográficos pueden llevar a resultados drásticamente distintos.

3.6. Procesos del suelo involucrados en la biodisponibilidad

La biodisponibilidad de los metales depende no sólo de la clases textural del suelo (Alloway, 1995), sino también de las características fisicoquímicas del suelo como el pH, contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico (Fergusson, 1990), y de las condiciones ambientales como la temperatura, humedad relativa y precipitaciones (González, 1985). Según lo mencionado por Rieuwerts et al., (1998); Silveira et al., (2003); Basta, (2004) la interacción entre los distintos procesos como intercambio catiónico, adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos, (Silveira et al., 2003) afectan la distribución de los metales entre la solución suelo y la fase sólida, siendo responsables de su movilidad y biodisponibilidad. La relación entre los metales pesados y las fracciones del suelo se establece a través de procesos químicos dinámicos, donde el equilibrio entre adsorción y desorción determina la movilidad de estos contaminantes en el medio ambiente Mao et al. (2024). Así, el proceso de intercambio catiónico influye en la retención de metales pesados por el suelo, mientras que las reacciones de precipitación pueden reducir su biodisponibilidad al formar compuestos insolubles (Zhang et al., 2024).

Respecto a los procesos del suelo involucrados en la biodisponibilidad, las bases teóricas se fundamentan en la química del suelo y la toxicología ambiental. La capacidad de un suelo para adsorber metales pesados depende de su pH, la presencia de materia orgánica y las propiedades mineralógicas, según explica Chen et al., (2020), quienes destacan el papel que juegan los coloides orgánicos en estos procesos. Además, Liu et al., (2022) describen cómo los procesos de precipitación y disolución influyen en la acumulación de metales pesados, destacando además la importancia de la química del suelo en este contexto (Khan et al., 2024).

Por otro lado, el trabajo de Chen et al., (2020) sugiere que las interacciones entre metales pesados y compuestos orgánicos, como el biochar, son determinantes para la

adsorción y, en consecuencia, para la biodisponibilidad de metales en suelos contaminados (Zhang et al., 2024). Estas interacciones complejas entre los sólidos en el suelo y los metales pesados son fundamentales no solo para la retención de metales, como también para el desarrollo de estrategias de remediación. Es claro que la biodisponibilidad se refiere a la fracción del metal pesado que está disponible para la absorción por las plantas y microorganismos, y es influenciada por procesos de adsorción, formación de complejos y la especiación química del metal en el entorno del suelo (Guerrero et al., 2020).

Algunos estudios aportaron información valiosa respecto a la asociación de metales pesados con las fracciones del suelo y los procesos por los cuales su disponibilidad cambia. El estudio de Alam et al., (2021) evaluó el efecto del pH y la materia orgánica en la adsorción de metales pesados, mostrando que la modificación de estas condiciones puede cambiar significativamente la biodisponibilidad de metales como el cadmio y el plomo en suelos contaminados (YS et al., 2021). Otra investigación, realizada por Zhao et al., (2024), investiga la formación de complejos entre metales pesados y diferentes componentes del suelo, revelando que la formación de estos complejos puede reducir la movilidad de los metales, afectando así su biodisponibilidad en la cadena alimentaria (Li et al., 2022). En su investigación Głab et al., (2021) resalta la importancia del uso de biochar y zeolitas para la remediación del suelo contaminado, sugiriendo que estas enmiendas pueden mejorar la retención de metales pesados mediante procesos de adsorción y secuestro químico (Chen et al., 2020). Particularmente, se identifica que faltan investigaciones sistemáticas que evalúen de manera conjunta los efectos de los procesos de adsorción y desorción en diferentes contextos de uso del suelo, siendo esta un área crítica de estudio (Sarder et al., 2024). Murtić et al., (2024) mencionaron que, los estudios sobre la distribución de metales pesados rara vez consideran las variaciones temporales y espaciales de su biodisponibilidad en diferentes tipos de suelo. Otro vacío claro en investigación es la escasez de datos sobre cómo los cambios climáticos y la variabilidad ambiental pueden influir en la química del suelo y, por ende, en la biodisponibilidad de los metales pesados (Ibrahim et al., 2023). Esto sugiere que cualquier estudio futuro debe adoptar un enfoque multidisciplinario y a largo plazo.

3.6.1. Intercambio catiónico

Según Evans, (1989) todos los suelos presentan cargas negativas en la superficie de sus constituyentes. Según Alloway, (1995); Silva, (2004) acorde al principio de electro-neutralidad, las cargas negativas en la superficie de los coloides son neutralizadas por una cantidad equivalente de cationes en la solución suelo, los que pueden quedar adsorbidas; esta adsorción de cationes por el suelo es denominada “adsorción no específica”, (Sposito, 1989) que se caracteriza porque el ión es atraído electrostáticamente por las superficies cargadas de la fracción coloidal del suelo, sin que haya una dependencia de configuración electrónica con el grupo funcional de la superficie del suelo, formando complejos llamados de esfera externa (Sposito, 1989; Quiroz, 2012). Según Silva, (2004) la cantidad de iones que pueden ser adsorbidos de forma intercambiable en el suelo se llama capacidad de intercambio catiónico; en la mayoría de los casos existe selectividad o preferencia de un catión por otro, por lo tanto, es un proceso competitivo y reversible. Silveira et al., (2003); Naidu y Oliver, (2003) mencionan que en general, la adsorción de los metales a las partículas del suelo reduce la concentración de los metales en la solución del suelo, igualmente un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales. El intercambio catiónico es un proceso fundamental en los suelos, donde los cationes de metales pesados pueden reemplazar a otros cationes que se encuentran naturalmente en el suelo, lo que a su vez afecta la movilidad y la disponibilidad de estos metales para las plantas (Panek et al., 2021).

Las bases teóricas se fundamentan en la química del suelo y la ecotoxicología, ya que el intercambio catiónico está directamente relacionado con la capacidad de intercambio catiónico (CIC), que se refiere a la capacidad del suelo para retener cationes en sus partículas. Según Ameh y Onuh, (2020) la CIC se ve afectada por varios factores, incluidos el tipo de mineral, la textura del suelo y el contenido de materia orgánica. Adicionalmente, la adsorción de metales pesados es un proceso donde estos metales se adhieren a las superficies de las partículas del suelo, lo que puede disminuir su movilidad. Medyńska et al., (2022) encontraron que un pH más alto en el suelo puede promover la adsorción de cationes metálicos, disminuyendo así su disponibilidad. Muchos estudios

han abordado la influencia de estos procesos en la distribución y biodisponibilidad de metales pesados en el suelo.

Un estudio clave de Yang et al., (2021) analizó la interacción entre el pH del suelo y la CIC en relación con la movilidad de metales pesados, concluyendo que condiciones específicas pueden mejorar la retención de metales pesados en suelos contaminados. Otro estudio de Ameh et al., (2020) investigó cómo la aplicación de enmiendas puede afectar el intercambio catiónico y la biodisponibilidad de metales pesados en suelos agrícolas, demostrando un aumento en la afinidad del suelo por metales, lo que reduce su inmovilización. Mudaber y Batur, (2023) demostró que las diferentes formas de zeolitas pueden tener efectos importantes sobre la adsorción de metales pesados, sugiriendo alternativas efectivas para el tratamiento de suelos contaminados. Uno de los principales vacíos es que muchos estudios se centran en condiciones de laboratorio controladas, que no necesariamente reflejan los complejos factores ambientales presentes en el campo (Везенцев et al., 2021).

Por su parte Wierzba et al., (2022) señalaron que el comportamiento de metales pesados en suelos reales puede verse alterado por condiciones climáticas y cambios en la humedad del suelo, elementos frecuentemente pasados por alto en estudios previos. Además, son escasas las investigaciones que evalúen combinaciones de contaminantes en suelos, lo que podría tener implicaciones significativas en la movilidad y distribución de metales pesados (Yang et al., 2020). Finalmente, el impacto de la materia orgánica en la movilidad de metales pesados aún no se ha definido claramente en muchos contextos, a pesar de su relevancia (Mendoza et al., 2021). Esto subraya la necesidad de un enfoque más holístico que considere múltiples factores en la investigación sobre metales pesados en el suelo.

3.6.2. Adsorción específica

Según Alloway, (1995); Phillips, (1999) la adsorción específica es un fenómeno de alta afinidad, involucrando mecanismos de intercambio entre el metal y el ligando de la superficie de los coloides por medio de enlaces covalentes o iónicos; el término ha sido utilizado para explicar la razón por la cual algunos suelos adsorben determinados cationes en concentraciones superiores a su capacidad de intercambio catiónico. Según Spark, (1995); Silveira et al., (2003) mencionan que los metales pesados en la solución suelo que se encuentran como aniones, As, Se, Mo, también pueden presentar adsorción específica

en las superficies de los óxidos e hidróxidos hidratados; además mencionan que a consecuencia de la adsorción específica, los metales son removidos de la solución suelo y retenidos en la superficie de los coloides formando moléculas estables, llamadas complejos de esfera interna; este mecanismo muchas veces no es reversible. Según Alloway, (1995); Rieuwertts et al., (1998) mencionan que la adsorción específica se produce por la afinidad de algunos cationes metálicos por un sitio particular de adsorción, por esta razón los metales son adsorbidos específicamente en cierto orden de preferencia, por ejemplo, $Cd < Zn < Cu < Pb$, por lo tanto, los metales no siempre están afectados por la competencia de otros cationes. Jarvis y Jones, (1980); Sposito, (1986); Evans, (1989); Silveira et al., (2003) afirman que la adsorción específica no es fácilmente reversible; y la adsorción específica es altamente dependiente del pH e involucra a los coloides orgánicos e inorgánicos (óxidos hidratados de Al, Fe y Mn y la materia orgánica principalmente), y ocurre cuando la concentración de los metales sea baja. McLaren et al., (1981) se ha observado que, en suelos con alta concentración de Ca y baja de Cu, la adsorción específica del ión Cu no se ve afectada seriamente.

A lo mencionado la adsorción específica; implica la interacción entre los cationes metálicos y las superficies sólidas del suelo, lo que afecta tanto la movilidad de los metales como su potencial bioquímico. Metales pesados, como el Pb, Cd y el Cr, son elementos tóxicos que se introducen en el medio ambiente a través de actividades agrícolas, industriales y mineras, sabido es que la capacidad de los suelos para adsorber estos metales depende de diversos factores, incluidos el pH, la composición mineralógica y la cantidad de materia orgánica presente Galaviz (2023). Se ha demostrado que la presencia de materia orgánica en el suelo puede incrementar la capacidad de retención de metales pesados a través de la formación de complejos (Leiva-Tafur y Lapa, 2022). Además, el intercambio catiónico, que permite la sustitución de cationes metálicos en el suelo, juega un papel fundamental en la biodisponibilidad de estos contaminantes (Picazo et al., 2022).

La adsorción de metales pesados en suelos puede explicarse mediante isotopos de adsorción que describen cómo los metales interactúan con las superficies sólidas del suelo (Mesías et al., 2022). Además, el proceso de intercambio catiónico, que involucra el reemplazo de cationes metálicos en la fase sólida del suelo por otros cationes, es fundamental para entender cómo se distribuyen y se vuelven biodisponibles los metales pesados (Prato et al., 2024). Distintos factores, como el tamaño de partícula, el tipo de

mineral y el contenido de materia orgánica, son determinantes en la capacidad de adsorción y, finalmente, en la biodisponibilidad de metales en el suelo (Rodríguez, 2023). La precipitación de metales en diferentes formas químicas puede afectar su adsorción, lo que influye en su movilidad y toxicidad en el ambiente (Macías y Vince, 2023).

En los últimos años, se ha avanzado en la investigación sobre la adsorción de metales pesados en el medio ambiente. Por ejemplo, el estudio de Rodríguez et al. (2022) sobre la adsorción de cromo mediante el uso de residuos minero-metalúrgicos subraya la eficacia de tales residuos como adsorbentes de bajo costo, indicando su potencial para mitigar la contaminación por metales pesados (Picazo et al., 2022). De manera similar, la investigación llevada a cabo por Mesías et al. (2022) sobre la utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados destaca cómo ciertos materiales pueden influir en la biodisponibilidad de metales contaminantes al interactuar con el suelo, aumentando así la efectividad del proceso de fitorremediación.

Por otro lado, el análisis de Salamanca-Rivera et al. (2023) demuestra que el uso de especies vegetales en suelos contaminados no solo establece un método efectivo para la remoción de metales pesados, sino que también contribuye a la economía circular y la sostenibilidad. Pocas investigaciones integran los efectos combinados de diferentes metales pesados en la adsorción y la biodisponibilidad, la mayoría de los estudios se centran en metales individuales (Romero et al., 2022). Asimismo, aunque se han explorado diversos adsorbentes, la comparación efectiva de estos materiales, particularmente en condiciones de campo, sigue siendo un área poco explorada (Salamanca-Rivera et al., 2023). Las interacciones entre la humedad del suelo, el pH y la materia orgánica, en relación con la biodisponibilidad de los metales, requieren una exploración más profunda (Guerrero et al., 2020). Esto establece la necesidad de generar un marco teórico más robusto que considere los múltiples factores que afectan la adsorción específica y, por ende, la biodisponibilidad de metales pesados.

3.6.3. Precipitación

La comprensión de cómo el proceso de precipitación afecta la distribución de los metales pesados y su biodisponibilidad es esencial en la gestión ambiental, especialmente en el contexto de suelos contaminados. Los metales pesados, como Pb, Cd y Hg, entre otros, pueden infiltrarse en el suelo a través de diversas actividades antropogénicas, lo

que puede tener repercusiones serias tanto para la salud ambiental, como para la salud pública.

Según lo mencionado por Rieuwerts et al., (1998) las reacciones de precipitación y disolución dependen del producto de solubilidad (K_{ps}) del sólido en agua; asimismo los iones metálicos en la solución suelo pueden precipitar con un agente químico, generalmente aniones como fosfatos, carbonatos o sulfatos según lo afirmado por Basta y Tabatabai, (1992). Rieuwerts et al., (1998) y Basta, (2004) mencionaron que los metales pesados también pueden precipitar como hidróxidos al reaccionar con los iones de la solución; otras afirmaciones como las de Brümmer et al., (1983); Silva, (2004) indicaron que la precipitación/disolución son procesos que, además se ven influenciados por el pH y el potencial redox del suelo, estas reacciones de precipitación están asociadas normalmente a suelos alcalinos y calcáreos con concentraciones relativamente altas de metales pesados, y además a condiciones que favorezcan una baja solubilidad de estos metales o a la presencia de pocos sitios de adsorción específica. A lo analizado se puede aseverar que la precipitación es improbable que suceda en condiciones ácidas, excepto cuando hay grandes cantidades de cationes y aniones, en concordancia con Boekhold et al., (1993) sostuvo que la precipitación de Cd es poco probable que ocurra en suelos neutros y ácidos, excepto cuando hay altas concentraciones de carbonatos, sulfatos o fosfatos.

Siendo la precipitación, un proceso por el cual ciertos metales se convierten de su forma disuelta a una fase sólida, puede influir en la cantidad de metales disponibles para ser absorbidos por las plantas y, por ende, afecta la movilidad y la toxicidad de estos elementos en el medio ambiente (Condori-Apaza et al., 2023). En síntesis, la precipitación de metales puede llevar a la formación de compuestos insolubles, reduciendo así su disponibilidad biológica y su toxicidad.

Las bases teóricas que sustentan el estudio de la precipitación se centran en la química del suelo y la ecotoxicología. La precipitación puede ser entendida como un proceso que depende del equilibrio químico en el entorno del suelo, donde factores como el pH, la temperatura, y la composición mineral juegan un papel crítico (Silva et al., 2024). Además, la formación de complejos organometálicos puede ser influenciada por la naturaleza del suelo y su contenido de materia orgánica, lo que puede determinar la biodisponibilidad de metales pesados (Salamanca-Rivera et al., 2023). En algunos estudios realizados, se ha analizado cómo las variaciones en la concentración de iones

asociados a la precipitación pueden generar cambios en la movilidad de metales pesados, lo que resalta la importancia de entender estos procesos para mitigar la contaminación del suelo (Abrego-Bonilla y Guccione, 2023).

Otros estudios demostraron, la interacción entre la precipitación y la biodisponibilidad de los metales pesados. Condori-Apaza et al. (2023), determinó que la presencia de metales pesados en los sedimentos de ríos estaba directamente relacionada con la dinámica de precipitación y su capacidad para formar compuestos insolubles, lo que afectaba la distribución y disponibilidad de estos metales en la biota. En el estudio de la precipitación aún existen vacíos en la literatura; (Abrego-Bonilla y Guccione, 2023) por lo que muchos estudios sobre la precipitación de metales pesados no consideran las interacciones multidimensionales entre factores ambientales que pueden afectar este proceso, tales como el tipo de suelo y la presencia de contaminantes adicionales (Abrego-Bonilla y Guccione, 2023). Como aseveran los autores, existe insuficiente información de datos sistemáticos respecto a cómo distintos metales reaccionan en condiciones de precipitación específicas, lo que complica la creación de modelos predictivos sobre su comportamiento en el medio ambiente (Pérez et al., 2024). Además, la evaluación de la biodisponibilidad de metales pesados en contextos de precipitación bajo diferentes condiciones climáticas y en suelos con características químicas variables ha sido escasamente investigada (Pilaloe-Tamayo et al., 2022). Por lo tanto, este escenario establece la necesidad de un enfoque más integrado que reúna y armonice datos de diferentes estudios para proporcionar un marco comprensivo sobre los mecanismos involucrados.

3.6.4. Complejación y quelación

(Hill y Colman, 1983) citado por Rieuwerts et al., (1998) menciona que la complejación de metales involucra a un ión metálico en solución que está siendo rodeado por uno o más ligandos orgánicos o inorgánicos. Según Bohn et al., (1979) la quelación ocurre cuando un ligando polidentado, generalmente una molécula orgánica grande, ocupa dos o más sitios de coordinación alrededor de un ión metálico central. Según Evans, (1989) en el grupo de los ligandos complejantes orgánicos se encuentran los ácidos cítrico, oxálico y gálico, además de ácidos complejantes más estructurados, como aquellos incluidos en las fracciones húmicas y fúlvicas solubles. Quiroz, (2012) los hidróxidos y

el ion cloruro son considerados como los ligandos inorgánicos más importantes acorde con García y Page, (1978); Sposito, (1989).

Es claro que el proceso de complejación es la formación de estructuras estables entre un metal y un agente quelante, estos complejos pueden reducir la disponibilidad del metal para ser absorbido por las plantas, actuando, así como un mecanismo de protección frente a la toxicidad (Huaraca-Fernández et al., 2020). En este contexto, los metales pesados, como el plomo, el cadmio y el mercurio y otros según su naturaleza química, pueden ser transformados en formas menos biodisponibles mediante la reacción con compuestos orgánicos presentes en el medio ambiente (Castro-Sarmiento et al., 2023). La complejación y quelación se respaldan en la química del suelo y la ecotoxicología. La interacción entre metales pesados y agentes quelantes en el suelo es influenciada por diversos factores, tales como pH, temperatura y definiciones técnicas de saturación de cationes (Nishikawa et al., 2023).

En particular, los agentes quelantes, que a menudo son compuestos orgánicos como ácidos fúlvicos o húmicos, poseen la capacidad de formar complejos estables con metales pesados. En su estudio, Santos et al., (2021) examinaron cómo el tratamiento de suelos contaminados con enmiendas orgánicas puede reducir la biodisponibilidad de metales pesados mediante procesos de quelación. Otro estudio notable conducido por Catzin et al., (2023) identificó que la cantidad de materia orgánica en el suelo afecta directamente la capacidad de quelación, lo que a su vez modifica la movilidad de metales pesados. Además, Santos et al., (2020) demostraron que la incorporación de agentes quelantes específicos puede mejorar significativamente la capacidad del suelo para retener metales pesados, impidiendo su absorción en la cadena alimentaria.

Aunque se ha investigado la formación de complejos en suelos agrícolas, hay escasez de estudios que consideren cómo estas interacciones complejas cambian en diferentes contextos climáticos y tipos de suelo (Mendoza et al., 2021). Además, Calderón et al., (2020) indican que no se ha abordado adecuadamente la influencia de la diversidad biológica del suelo en los procesos de complejación, lo que limita nuestra comprensión de la biodisponibilidad en ecosistemas diversos. Por lo tanto, se requiere un análisis más detallado que contemplen las influencias de múltiples factores, como el uso de fertilizantes y prácticas agrícolas, sobre los procesos de complejación y su efectividad en la mitigación de la contaminación por metales pesados (Torres et al., 2024).

3.7. Características fisicoquímicas relacionadas con la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados.

Entre los múltiples factores que modulan la movilidad, distribución y biodisponibilidad de los metales pesados en el suelo, se encuentran las características fisicoquímicas del suelo, como el pH, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la conductividad eléctrica, el contenido de materia orgánica, juegan roles críticos (Armiñana–García et al., 2024), además el potencial redox, la superficie específica de los coloides, los carbonatos, los óxidos de Fe y Mn, y el tipo y la cantidad de arcilla (Quiroz, 2012). Comprender cómo estas características fisicoquímicas afectan la acumulación y distribución de metales pesados es esencial para implementar estrategias de remediación efectivas y para evaluar los riesgos asociados con el uso de suelos contaminados (Condori-Apaza et al., 2023).

Las interrelaciones entre las características edáficas influyen significativamente en el comportamiento de los metales en el suelo (Peris, 2006), como ejemplo, el contenido de materia orgánica puede intervenir de forma diferente en la retención o solubilidad de los metales en función de si el suelo es ácido o básico.

Específicamente los principales factores del suelo que determinan la biodisponibilidad de los metales pesados son el pH, condiciones redox, textura y estructura, materia orgánica (MO), Capacidad de intercambio catiónico (CIC), Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn, carbonatos, salinidad (Durán, 2010; Quiroz, 2012; Munive et al., 2018) también se incluyen óxidos de aluminio en el suelo.

El pH del suelo tiene un efecto significativo en la solubilidad de metales, influyendo en su adsorción y, por ende, en su biodisponibilidad (Moscoso et al., 2023). Además, la presencia de materia orgánica en el suelo puede afectar la formación de complejos metal-orgánicos, lo que contribuye a la estabilización o inmovilización de metales pesados (Salamanca-Rivera et al., 2023). Asimismo, el estudio realizado por Martínez-Robaina et al., (2021) describe cómo las características fisicoquímicas de suelos son cruciales para entender la dinámica del cadmio y el plomo. Estas dinámicas subrayan la importancia de estudiar las interacciones entre los metales pesados y sus entornos edáficos. En su estudio Aportela y Paulino (2020), concluyo que las propiedades del suelo afectan significativamente la acumulación de estos metales en la biota. Asimismo, la

investigación de Calderón et al. (2020) evidencia que las propiedades fisicoquímicas del suelo, como la textura y el contenido de materia orgánica, están correlacionadas con la movilidad de metales pesados en condiciones de campo.

En particular, hay una limitada investigación que examine de manera simultánea cómo el pH, la CIC y otros factores fisicoquímicos interactúan entre sí para influir en la disponibilidad de metales pesados en diversos contextos ambientales (Yaulema, 2023). Además, la mayoría de los estudios se han centrado en situaciones de laboratorio controladas, lo que limita la generalización de los resultados a condiciones prácticas en el campo (Astonitas et al., 2021). También se ha subestimado el papel de las prácticas agrícolas en el mantenimiento del equilibrio fisicoquímico del suelo, lo que es esencial para mitigar la acumulación de metales pesados (Armiñana–García et al., 2024). Estos aspectos marcan la necesidad de un enfoque integrado que considere diversos factores que pueden alterar la disponibilidad de metales pesados en el medio ambiente.

A lo antes mencionado se describen las principales características del suelo que afectan la acumulación y disponibilidad de los metales pesados son:

3.7.1. Potencial Hidrogeno (pH)

Se considera como una cualidad fisicoquímica más influyente en el suelo, relacionada directamente con las formas en que los metales pesados se encuentran en el medio ambiente, así como con su interacción con el suelo y su potencial de movilidad. El pH afecta la solubilidad de los metales pesados, la formación de complejos y su capacidad para ser absorbidos por las plantas (Ameh y Onuh, 2020). En un entorno de pH bajo, muchos metales pesados se vuelven más solubles y, por ende, más biodisponibles, lo que crea riesgos tanto para los cultivos como para la salud del suelo y ambiental en general (Li et al., 2023). Comprender como las alteraciones en el pH impactan la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados es crucial para establecer prácticas de manejo sostenible en la agricultura y para el desarrollo de estrategias de remediación ambiental.

Alloway, (2013) menciona que a pH bajo ácido, por lo general, los metales son móviles en forma de especies iónicas libres o como órgano-metales solubles; y Volke-Sepúlveda et al., (2005) menciona que a pH alto alcalino; los metales forman carbonatos o fosfatos minerales insolubles. Según USDA, (1999); la mayor parte de los metales

tienden a estar más disponibles a pH ácido, ya que al producirse un descenso de este se mejora tanto la solubilidad de los metales como su absorción por las raíces de las plantas.

El estudio del pH se encuentra inmerso dentro de la interacción de la química del suelo y contaminación ambiental. En concreto, el potencial de hidrógeno o pH afecta las propiedades fisicoquímicas del suelo y, por ende, la biodisponibilidad de metales pesados (Zeng et al., 2020). El equilibrio químico del pH afecta la energía de adsorción de los metales en partículas del suelo, permitiendo que estos metales pesados se adhieran a coloides y otros compuestos orgánicos (Makara et al., 2020). La investigación de Xu et al., (2021) reveló que, de las interacciones químicas con el pH, puede resultar la formación de complejos metalo-orgánicos; que limitan la movilidad y biodisponibilidad de metales como el cadmio y el cromo. Este principio es clave para comprender la dinámica de los metales pesados en suelos agrícolas y la eficacia de las enmiendas complejas y otras técnicas de remediación (Sadig, 2024).

Otras investigaciones han proporcionado datos importantes sobre el papel del pH en la interacción de metales pesados con el suelo. El estudio de Mohammed y Buba, (2020) evaluó la distribución de metales pesados en suelos agrícolas y encontró que el pH del suelo era un factor determinante en la capacidad de los metales para ser adsorbidos y, por tanto, en su biodisponibilidad (Ameh y Onuh, 2020). Otro estudio, conducido por Talabi et al., (2023), demostró que el contenido orgánico del suelo y su pH interactúan significativamente, afectando la movilidad de metales pesados como el cadmio (Li et al., 2023). Asimismo, el trabajo de Lian et al., (2022) subrayó la importancia de las variaciones del pH en la especiación del cadmio y su consecuente movilidad en el suelo, indicando que el pH es un determinante crucial que afecta tanto la disponibilidad como la toxicidad de los metales pesados en el agroecosistema (Lasota et al., 2020).

Aún existen vacíos del conocimiento respecto al pH, para lograr el entendimiento de cómo el pH afecta la biodisponibilidad de metales pesados. Como ya se mencionó, muchas investigaciones solo se realizan en condiciones controladas de laboratorio, lo cual puede no reflejar las dinámicas complejas que ocurren en el campo (M et al., 2022). Además, las interacciones del pH con otros factores como la textura del suelo, la materia orgánica y la presencia de contaminantes múltiples son escasamente exploradas (Mohammed y Buba, 2020). Por último, existe la necesidad de investigaciones que aborden cómo el cambio climático y otras condiciones ambientales alteran el pH del suelo

y, en consecuencia, la movilidad de metales pesados está insuficientemente abordadas, lo que sugiere que se requieren estudios más integrados y a largo plazo (Hong et al., 2022).

3.7.2. Condiciones redox

Las bases teóricas que sustentan el estudio de las condiciones Redox se fundan en conceptos de química del suelo y ecotoxicología. Por lo que la condición redox, que refiere a las interacciones de oxidación y reducción en el ambiente del suelo, influye de manera significativa en la solubilidad, especiación y, en última instancia, en la biodisponibilidad de metales pesados, los más estudiados el plomo, cadmio y mercurio (Han, 2023), entre otros metales. Un ambiente con condiciones reducidas, que tiende a ocurrir en suelos saturados de agua, puede promover la disolución de compuestos metálicos, aumentando su biodisponibilidad para ser absorbidos por las plantas y organismos del suelo (Pazalja et al., 2023).

Por otro lado, condiciones oxidantes pueden facilitar la precipitación y la formación de complejos insolubles que disminuyen la movilidad de estos metales, reforzando así su acumulación en el suelo (Okpashi, 2024). Revisando las teorías básicas se tiene que el potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido; y del cambio directo en la valencia de ciertos metales (García y Dorronsoro, 2005); siendo el caso de que en condiciones reductoras el Fe^{3+} se transforma en Fe^{2+} (García y Dorronsoro, 2005). Kabata-Pendías y Pendías, (2001) aseveran que las condiciones redox afectan indirectamente la movilidad de los metales, siendo más solubles en medios reducidos; los hidróxidos de Fe y Mn no son estables a potenciales redox (Eh) bajos, convirtiéndose en FeS o $FeCO_3$; cuando esto ocurre, todos los metales asociados o adsorbidos a estos hidróxidos se movilizan (Kabata-Pendías y Pendías, 2001) (ver Cuadro 9). La movilidad de metales pesados, especialmente Cd, Cu, Cr y Zn, (Kabata-Pendías y Pendías, 2001) aumenta en suelos pobremente aireados con un bajo estado de oxidación ($Eh < 100$ mV). Sin embargo, también se ha observado un aumento de la solubilidad del Cd con $Eh > 200$ mV (Kabata-Pendías y Pendías, 2001). La oxidación relativa de los metales en una solución acuosa en ambientes anaerobios reducidos (suelo húmedo) conlleva a la precipitación del metal debido a la presencia de iones ferrosos y carbonatos, mientras que bajo condiciones oxidantes los metales se hacen más solubles, según Alloway, (2013).

Claro es que la condición redox en el suelo afecta directamente la especiación química de los metales pesados, lo que a su vez modifica su disponibilidad biológica. Según estudios, los metales en su estado reducido tienden a ser más solubles, mientras que su forma oxidada a menudo se encuentra en un estado más inmovilizado (Martínez y Marrugo, 2021). Esto implica que el seguimiento y la gestión de los cambios en la condición redox son vitales para predecir la biodisponibilidad de metales pesados en suelos contaminados (Zhao et al., 2021). Además, se sugieren que las prácticas agrícolas y la intervención humana pueden alterar las condiciones redox del suelo, lo que conlleva un riesgo aumentado de acumulación de metales pesados (Zhao et al., 2022). Por lo tanto, es fundamental considerar estos procesos al diseñar estudios sobre la contaminación del suelo. En años recientes, se han llevado a cabo investigaciones significativas sobre cómo la condición redox afecta la biodisponibilidad de metales pesados. El estudio de Abdullahi et al., (2021) muestra que la variabilidad en las condiciones redox dentro de un suelo puede influir drásticamente en la concentración de metales pesados y su disponibilidad para las plantas. Por otra parte, Zhao et al., (2023) concluyeron que la aplicación de enmiendas orgánicas puede mitigar los efectos negativos de las condiciones reductoras, reduciendo la solubilidad de metales pesados como el plomo en suelos contaminados (Murtic et al., 2021). La investigación realizada por Han (2023) enfatiza la importancia de monitorear las condiciones redox en suelos agrícolas, sugiriendo que estas pueden predecir mejor la movilidad y biodisponibilidad de metales pesados que la simple medición de sus concentraciones. Estos estudios contribuyen a construir un entendimiento más sólido de cómo las condiciones ambientales afectan la contaminación por metales.

Respecto a la condición redox, se tienen vacíos significativos existentes en la literatura actual por lo cual es necesario investigaciones que enfatizen el papel de la condición redox en la biodisponibilidad de metales pesados. Siendo considerable, realizar estudios que integren la influencia de la condición redox junto con otros factores, como la textura del suelo y la presencia de materia orgánica, en un marco holístico que explique la acumulación y biodisponibilidad de metales pesados (Zhao et al., 2021).

Cuadro 9. Movilidad de metales pesados y elementos asociados en función al contenido de pH y Eh establecido por Plant y Raiswell, 1983.

Movilidad relativa de los metales pesados según Eh y pH del suelo				
Movilidad	Oxidante	Ácido	Neutro y alcalino	Reductor
Alta	Zn	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au		
Media	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd	Cd	Cd	
Baja	Pb	Pb	Pb	
Muy baja	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr	Al, Sn, Pt, Cr	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

Fuente: Plant y Raiswell, 1983, tomado de Durán, (2010)

Asimismo, son necesarias investigaciones que examinen el efecto de las prácticas de manejo del suelo en la condición redox y su consecuente impacto en la dispersión de metales pesados son escasas, lo que limita los enfoques de remediación (Li M. et al., 2022). Finalmente, el impacto del cambio climático y sus efectos sobre la condición redox del suelo y la movilidad de metales pesados es un aspecto que ha recibido poca atención en la investigación actual (Bayata, 2020). Estos vacíos sugieren que hay una necesidad urgente de estudios integrales que aborden cómo la condición redox afecta la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados en suelos.

3.7.3. Materia orgánica (MO)

Según Kabata Pendías, (2010) la materia orgánica del suelo (MOS) se compone de sustancias húmicas y no húmicas, siendo las sustancias húmicas los compuestos más estables del suelo (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas), además, tiene un número relativamente grande de grupos funcionales (CO₂, OH, C=C, COOH, SH, CO₂H) que tienen una alta afinidad por los iones metálicos, pudiendo formar complejos organometálicos. Según Zeng et al., (2011) la MO presente en el suelo es uno de los principales factores que determinan la biodisponibilidad de los metales pesados, las enmiendas con alto contenido de MO disminuyen la disponibilidad de metales pesados mediante la formación de complejos con las sustancias húmicas presentes en ella.

La materia orgánica, compuesta por residuos de plantas y microorganismos en descomposición, no solo enriquece el suelo con nutrientes, sino que también influye de manera significativa en la dinámica de los metales pesados, afectando su movilidad,

retención y disponibilidad biológica (Kamal et al., 2023). La capacidad de la materia orgánica para formar complejos con metales pesados determina su estado en el suelo, lo que repercute en su absorción por las plantas y su potencial de toxicidad (Raymundo et al., 2022). De esta forma, a medida que aumenta el contenido de materia orgánica, se prevé que la biodisponibilidad de metales pesados disminuya, ya que estos tienden a adsorberse más fuertemente a las fracciones orgánicas, reduciendo así su movilidad y disponibilidad (Macias et al., 2020).

La materia orgánica actúa como un agente quelante, facilitando la formación de complejos estables con metales pesados, lo que a menudo limita su capacidad de ser absorbidos por las raíces de las plantas (Salvador-Adriano et al., 2024). Según Talabi et al., (2023), las características fisicoquímicas del suelo, incluyendo su capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el pH, además de la cantidad de materia orgánica, juegan un papel crucial en la determinación de la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados. Además, la investigación de Gastezzi-Arias et al., (2023) muestra que el contenido de materia orgánica puede modificar la solubilidad de metales pesados, disminuyendo así su potencial de acumulación en organismos. En el ámbito de investigaciones realizadas, se han hecho contribuciones significativas al conocimiento sobre la materia orgánica y su relación con la biodisponibilidad de metales pesados; entre investigaciones como el de Mabrouk et al., (2023), estudio cómo la incorporación de residuos orgánicos en suelos contaminados reduce la disponibilidad de metales pesados mediante procesos de adsorción y formación de complejos (Acevedo y Sánchez, 2021). Otro estudio de Vega et al. (2022) documentó que un incremento en el contenido de materia orgánica también conlleva a una disminución en la concentración de metales pesados en las plantas. El estudio de Gastezzi-Arias et al. (2023) muestra que una mayor capacidad de adsorción de metales pesados se relaciona con un aumento en los niveles de carbono orgánico en suelos agrícolas, lo que resalta el papel de la materia orgánica en la mitigación de la contaminación por metales pesados.

Respecto al estudio de Materia orgánica y su relación con biodisponibilidad de metales pesados, existen vacíos relevantes, entre los que destacan, primero que muchos estudios existentes solo se centran en condiciones específicas de laboratorio y lo que no reflejan la complejidad de las interacciones en condiciones de campo (Kamal et al., 2023). Así, como señala Guerrero et al. (2020), la interacción de la materia orgánica con otros factores del suelo, como la textura y el pH, no ha sido abordada de forma integral

(Raymundo et al., 2022). Segundo, se ha documentado la escasez de análisis sobre el impacto de diferentes tipos de materia orgánica (por ejemplo, residuos agrícolas versus compost) en la biodisponibilidad de metales pesados (Macias et al., 2020). Por último, el efecto a largo plazo de los cambios en la composición de la materia orgánica debido a las prácticas agrícolas en los niveles de contaminación por metales pesados sigue sin estar suficientemente estudiado (Zhao et al., 2021). Abordar estos vacíos permitirá una comprensión más completa de cómo manipular la materia orgánica para gestionar la contaminación del suelo de manera efectiva.

3.7.4. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Considerado como un factor clave que afecta tanto la biodisponibilidad como la acumulación de metales pesados es la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo. La CIC del suelo se refiere a su habilidad para retener cationes, lo que influye en la movilidad de los metales pesados (Torres et al., 2024), como también liberar cationes, que incluye metales pesados, y es influenciada por características del suelo como el pH, el tipo de mineral y el contenido de materia orgánica (Osuna et al., 2022). Un valor elevado de CIC generalmente implica que el suelo puede mantener una mayor cantidad de cationes, lo que puede afectar directamente la disponibilidad de metales pesados para la absorción por las plantas (Calero et al., 2023). De esta forma, la CIC es esencial para determinar la movilidad y toxicidad de los metales pesados en el medio ambiente.

Para la CIC; las bases teóricas que sustentan su estudio se encuentran en la química del suelo y la ecología. Siendo que el pH del suelo y la materia orgánica son determinantes relevantes de la CIC, que indica la cantidad y el tipo de cationes que el suelo puede adsorber (Guillén-Castillo et al., 2023). Según un estudio de (Calero et al., 2023), las enmiendas pueden aumentar la CIC en suelos ácidos, mejorando así su capacidad para retener metales pesados y otros nutrientes. Además, el trabajo de Guillén-Castillo et al., (2023) subraya la influencia del pH sobre la capacidad de adsorción de cationes en suelos tratados, sugiriendo que cambios en estas condiciones pueden provocar variaciones significativas en la biodisponibilidad de los metales pesados. En su investigación Contreras et al. (2021) evidencia que la CIC está estrechamente relacionada con la acumulación de metales pesados en suelos agrícolas, lo que refuerza la necesidad de evaluar adecuadamente estas propiedades en el contexto de la fertilidad del suelo (Mendoza et al., 2021).

En el campo de investigación, varios estudios han aportado evidencia sobre la relación entre la CIC y la biodisponibilidad de metales pesados. El estudio de Martínez et al. (2021) estudio el fraccionamiento de metales pesados en suelos cultivados, identificando que las variaciones en la CIC influyen en la movilidad y acumulación de metales como el plomo y el cadmio. De manera similar, el trabajo de Márquez-Reyes et al., (2020) analizó el impacto de la CIC sobre la disponibilidad de metales pesados en suelos irrigados, concluyendo que su correcta gestión puede imbuir un control significativo sobre la contaminación. En la investigación de Peña y Beltrán, (2022) destacó que la capacidad de intercambio catiónico en suelos agrícolas correlaciona de manera inversa con los niveles de metales pesados en los sustratos, sugiriendo que una CIC elevada puede minimizar el riesgo de acumulación de metales tóxicos. Existen vacíos respecto al estudio de la relación CIC y biodisponibilidad de metales. En primer lugar, muchos de los estudios se centran en condiciones específicas del laboratorio y no consideran la complejidad de factores externos que pueden afectar la CIC en condiciones reales de campo (Colmenero y Villalba, 2023). Además, se ha evidenciado una falta de investigación sobre la relación entre la CIC y la acumulación de metales pesados en diferentes tipos de suelos y su uso agrícola (Puentes-Escobar y Carlosama, 2021). Otra área subestimada es el impacto del manejo del suelo en la capacidad de retención de metales, particularmente en ecosistemas que experimentan cambios frecuentes en la humedad y el pH debido a eventos climáticos extremos (Saballos et al., 2022). Referidos vacíos deben ser abordados a través de un enfoque integrado que incluya el estudio de diversos tipos de suelos, condiciones de uso y prácticas agrícolas.

3.7.5. Carbonato de calcio (CaCO_3)

La interacción entre el carbonato de calcio, la biodisponibilidad y la acumulación de metales pesados en el suelo es un tema de interés considerable en los estudios de química del suelo y ecotoxicología.

El carbonato de calcio (CaCO_3) es un componente clave de muchos suelos y puede influir en la movilidad de metales pesados al alterar el pH del suelo y afectar la formación de complejos entre metales y otras especies químicas presentes en el suelo (Aghlidi et al., 2020). Siendo el carbonato de calcio es el principal componente de la piedra caliza (Ponce, 2018) enmienda muy utilizada para neutralizar la acidez del suelo y suministrar calcio (Ca) para la nutrición de las plantas. La biodisponibilidad de metales pesados, como el

plomo, cadmio y arsénico, depende significativamente de su especiación química, los procesos de adsorción y precipitación, y, por ende, el rol que juega el carbonato de calcio es fundamental en el proceso de remediación (Wyszkowski y Kordala, 2022). La presencia de CaCO_3 puede provocar la formación de compuestos insolubles de metales pesados, limitando su movilidad y disponibilidad para la biota (Moghal et al., 2020). Las bases teóricas sobre el estudio de CaCO_3 se fundamentan de varias disciplinas relacionadas con la química del suelo y la ecotoxicología. En primer lugar, el pH del suelo influye considerablemente en la solubilidad de metales pesados; un aumento en el contenido de carbonatos resulta en un pH más alto, lo que generalmente disminuye la solubilidad de metales, por ejemplo, el cadmio y el plomo (Zhang y Zhang, 2024). Además, se ha demostrado que el carbonato de calcio facilita la precipitación de metales pesados en forma de carbonatos e hidróxidos, lo que contribuye a su inmovilización. Esto es consistente con el estudio de Wyszkowski y Kordala (2022), que establece que los compuestos alcalinos como el carbonato de calcio pueden aumentar la cantidad de partículas de suelo cargadas negativamente, lo que a su vez mejora la capacidad de adsorción de metales pesados (Wyszkowski y Kordala, 2022). Otro aspecto importante es la formación de complejos entre metales y materia orgánica, donde el carbonato de calcio juega un papel mediador en la disponibilidad de elementos metálicos (Peña y Beltrán, 2022). Diversas investigaciones han explorado cómo el carbonato de calcio afecta la distribución y biodisponibilidad de metales pesados en el suelo. Siendo un estudio destacado el de Moghal et al. (2020) analizó la eficacia de la precipitación inducida por carbonato de calcio en la retención de iones de metales pesados en suelos contaminados, demostrando que la formación de carbonatos metálicos es un proceso eficaz para reducir la disponibilidad de metales. Por otro lado, la investigación de Zhang y Zhang, (2024) encontró que el aumento del contenido de carbonato de calcio en suelos loessicos puede desplazar el plomo (Pb^{2+}) hacia una fase menos soluble, reduciendo así su movilidad. El análisis de Wu et al., (2023) sobre la interferencia del carbonato de calcio en la adsorción de metales pesados también proporciona evidencia de cómo este compuesto afecta la interacción entre metales y componentes del suelo, revelando su impacto en la bioacumulación.

Existen muchos vacíos de estudio de los carbonatos, destacando, la limitada investigación que examine cómo las variaciones en el uso de carbonato de calcio a través del tiempo pueden influir en la acumulación de metales pesados en diversos tipos de

suelos y bajo diferentes condiciones de manejo agrícola (Louhar et al., 2020). Asimismo, estudios que consideren los efectos combinados del carbonato de calcio con otras enmiendas del suelo, incluyendo la materia orgánica, sobre la biodisponibilidad de metales pesados son escasos (Nguyen et al., 2024). Además, el impacto del cambio climático y sus efectos sobre la dinámica del carbonato de calcio en el suelo y su consecuente interrelación con la biodiversidad de metales pesados continúa sin ser abordada (Kang et al., 2022). Estos vacíos indican la necesidad de realizar investigaciones más integrales que consideren estos múltiples factores en el contexto de la contaminación por metales pesados.

3.7.6. Óxidos e Hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio

La relación entre los óxidos e hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio con la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados en el suelo es un tema crucial en la investigación ambiental y agroecológica. Estos compuestos son componentes esenciales de muchos suelos y desempeñan un papel fundamental en la interacción con metales pesados, afectando su movilidad, retención y disponibilidad para la biota. Los óxidos e hidróxidos de hierro (FeO , Fe_2O_3), manganeso (MnO_2) y aluminio (Al_2O_3) tienden a ser altamente reactivos, lo que les permite formar complejos con metales pesados, reduciendo su biodisponibilidad.

Investigaciones básicas realizadas por muchos autores (Hongve et al., 1980; Babich y Stotzky, 1983; Rovira, 1993, Doménech, 1995); coinciden en que los óxidos hidratados de hierro, los dióxidos de manganeso y los óxidos de aluminio ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$; $\text{MnO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$; $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) posee la misma capacidad de intercambio catiónico. Por su parte Doménech, (1995) asevero que los suelos con altos contenidos de Fe y Mn tienen una gran capacidad de adsorber metales divalentes, especialmente Cu, Pb y en menor grado Zn, Co, Cr, Mo y Ni. En cuanto a Miller et al., (1987) menciono que los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al adsorben metales pesados en forma específica y determinan su biodisponibilidad. Basta y Tabatabai, (1992) mencionaron que los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al actúan en el intercambio catiónico; ya que dependiendo del pH pueden tener carga negativa en su superficie. Ross, (1994) asevero que la adsorción de los metales al suelo se incrementa al aumentar el contenido de arcillas, óxidos de Fe y Mn o materia orgánica, ya que los metales en el suelo pueden quedar adsorbidos por el efecto de estos componentes. Rieuwerts et al., (1998) afirmo que la importancia de los óxidos hidratados

en la retención de los metales depende aparentemente de las condiciones de óxido-reducción del suelo, ya que en condiciones reductoras hay mayor disolución de los óxidos. Siguiendo con Brown y Parks, (2001) demostraron que los óxidos de Fe y Mn tiene mayor capacidad de adsorción de metales pesados que los óxidos de Al y otros minerales de arcilla; por su parte Basta, (2004) asevero que, a menor grado de cristalinidad, los óxidos de Fe, Mn y Al tienen mayor adsorción de metales pesados en el suelo. Según la afirmación de Rieuwerts et al., (1998) los óxidos hidratados de Fe y Mn influyen la solubilidad de Pb, Zn, Cd, y Cu; los óxidos de Mn en particular presentan una fuerte afinidad por la adsorción de Pb y probablemente en menor grado por la adsorción de Cd. Configurando así que los óxidos e hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio poseen altas capacidades de adsorción (Durán, 2010) lo que puede llevar a la formación de capas en la superficie del suelo, proporcionando una interfaz para acumular metales tóxicos como el Pb, Cd y Hg, entre otros, considerados contaminantes persistentes que pueden afectar la salud del ecosistema y la del ser humano, al acumularse en la cadena alimentaria Mendoza et al., (2021). Los óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, que son componentes abundantes en numerosos suelos, tienen una alta capacidad para adsorber metales pesados, lo que puede limitar su movilidad y biodisponibilidad (Dunán et al., 2021). La especificidad de estas interacciones puede influir en la forma en que los metales pesados son disponibles para ser absorbidos por las plantas, afectando así su translocación desde el suelo hasta las partes aéreas.

Las bases teóricas que fundamentan el estudio de Óxidos e Hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio, provienen de la química del suelo y la ecotoxicología. Los óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso se consideran agentes de adsorción que pueden competir con otros cationes en el suelo por sitios de intercambio, afectando así la disponibilidad de metales pesados para la biota (Salamanca-Rivera et al., 2023). Investigaciones han demostrado que la adsorción de metales pesados se ve afectada por el pH y la mineralogía del suelo, lo que a su vez puede influir en la formación de complejos sólidos que limitan la movilidad de estos contaminantes. muchos estudios coinciden en que la formación de complejos orgánicos e inorgánicos tiene un impacto significativo en la bioacumulación de metales pesados en las plantas (Delgado et al., 2023). En este sentido, el estudio realizado por Vaca et al. (2024) mostró que los sedimentos ricos en óxidos de hierro y manganeso presentan una mayor capacidad para retener metales pesados, lo que interviene en su biodisponibilidad. Asimismo, Mendoza

et al. (2021) han encontrado en su investigación que el contenido de óxidos de hierro en suelos agrícolas está altamente correlacionado con la movilidad de metales pesados, sugiriendo que su manipulación puede llevar a una reducción en la acumulación de metales pesados.

En el estudio de los Óxidos e Hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio, aún existen vacíos temáticos, uno de estos es la falta de análisis que revisen en conjunto cómo los óxidos e hidróxidos de hierro, manganeso y aluminio interactúan tanto con el pH del suelo como con otros factores edáficos para afectar la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados (Salamanca-Rivera et al., 2023). Además, muchos estudios se han centrado únicamente en el papel de un solo tipo de óxido o hidróxido, sin considerar cómo estos pueden interactuar de manera sinérgica. Por último, el impacto de las prácticas de manejo agrícola sobre la dinámica de estos compuestos en el suelo y su efecto sobre la movilidad de metales pesados ha sido escasamente investigado, lo que representa una oportunidad significativa para futuras investigaciones.

CAPÍTULO IV

CALIDAD Y CLASIFICACIÓN DEL SUELO

El término "calidad de suelo" comenzó a recibir atención en la ciencia del suelo en la década de 1990, aunque sus raíces se pueden rastrear hasta estudios previos sobre la fertilidad del suelo y las propiedades que lo hacen adecuado para la agricultura Cazorla-Vinueza et al., (2024). Desde entonces, la noción ha evolucionado a medida que se reconoce la importancia de no solo medir las características físicas y químicas del suelo, sino también considerar la biodiversidad, los procesos ecológicos y el contexto socioeconómico en el que los suelos son manejados (Cotler et al., 2020). La calidad del suelo se ve afectada por diversos factores, incluyendo el contenido de materia orgánica, la estructura del suelo, el pH, y la presencia de contaminantes como los metales pesados, que influyen en el funcionamiento del ecosistema (Torres et al., 2024).

Cabe mencionar que se originó en USA en la década de 1990, apareció por primera vez en el informe "Calidad del suelo y Agua: Una Agenda para la Agricultura" del National Research Council Committee (NRCC). (NRCC, 2004) la protección de la calidad del suelo constituye una meta básica de la política medioambiental, dicho comité enfatizó la relación existente entre la calidad del suelo y del agua. El NRCC estableció cuatro estrategias para prevenir la degradación del suelo y la contaminación de las aguas (Quiroz, 2012):

1. Conservar y mejorar la calidad del suelo como primera medida para mejorar el medioambiente.
2. Hacer un uso eficiente de los pesticidas, del riego y de los fertilizantes en los sistemas agrícolas.
3. Aumentar la resistencia de los sistemas agrícolas a la erosión y escurrimiento superficial.
4. Hacer un mejor uso de los campos y de las zonas de protección del paisaje (landscape buffer zones).

En la actualidad la comunidad científica internacionalmente y su autoridad han reconocido la importancia del suelo como un recurso natural esencial planteando la

necesidad de establecer indicadores de calidad del suelo para conservar o mejorar su productividad, protegiendo al mismo tiempo la calidad ambiental, la salud humana y animal y la calidad de los alimentos (Quiroz, 2012); por tanto un principio clave es que la calidad del suelo está intrínsecamente relacionada con su capacidad para almacenar y reciclar nutrientes, lo que es crucial para la productividad vegetal. De acuerdo con Morocho et al., (2024), la relación entre los indicadores de calidad del suelo y los procesos de acumulación de metales pesados destaca la importancia de entender cómo estos contaminantes pueden alterar la capacidad del suelo para sustentar la vida vegetal y animal. Además, Hernández et al., (2023) exploraron las interacciones entre fibras orgánicas y metales pesados, enfatizando que la calidad del suelo no solo depende de las características físicas y químicas, sino también de los procesos biológicos que ocurren dentro de él.

La influencia de prácticas de manejo agrícola en la calidad del suelo también ha sido objeto de estudio; como plantea Contreras-Santos et al., (2023), la erosión y el uso excesivo de fertilizantes químicos pueden comprometer seriamente la calidad del suelo, incrementando la vulnerabilidad a la contaminación por metales pesados.

En su estudio Carrillo-Martínez et al., (2022) identificó que la calidad del suelo en diferentes prácticas agrícolas está relacionada con la acumulación de metales pesados, mostrando que su gestión adecuada podría mitigar los efectos de la contaminación. Asimismo, el trabajo de Cedeño et al., (2023) analizó cómo la calidad del suelo en sistemas agropecuarios tradicionales afecta la disponibilidad de nutrientes y la acumulación de metales, destacando la necesidad de un enfoque sostenible que garantice la salud del suelo. Por su parte Orrego et al., (2023) demostraron que la intervención en la calidad del suelo a través de buenas prácticas agrícolas podría disminuir la acumulación de metales pesados en la biota, sugiriendo que es posible restaurar la calidad del suelo mediante la aplicación de enmiendas orgánicas.

El estudio de la calidad del suelo se relaciona con la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados; muchas investigaciones solo se han centrado en un único parámetro de calidad en lugar de considerar un conjunto integral de indicadores que reflejen la realidad del ecosistema (Castillo-Valdez et al., 2021). Además, la interrelación entre la materia orgánica y los metales pesados en el contexto de la calidad del suelo es

un área poco estudiada, limitando aun la comprensión de cómo estos factores impactan el medio ambiente de manera conjunta (Ruiz-Dager, 2022). Otro punto, el efecto de las prácticas agrícolas modernas en la calidad del suelo y su capacidad para influir en la acumulación de metales pesados no han sido suficientemente explorados, siendo necesario realizar estudios más integradores que consideren estos aspectos (Gutiérrez-González et al., 2022).

Según Jiménez, (2017) el riesgo de que un contaminante se presente en un suelo pueda indicar la existencia de contaminación en el mismo se evalúa a partir de la concurrencia de tres factores: a). La concentración de contaminantes en el suelo; b). La exposición a la contaminación de las personas por diferentes vías. c). La toxicidad de las sustancias. Jiménez, (2017) indico que la concentración total del metal en el suelo es el valor de referencia que más se suele utilizar, aunque es un valor que no corresponde a la dosis tóxica, ya que parte del metal puede estar fijado a componentes del suelo y no provocar efectos negativos.

Respecto a este fundamento, al investigar un lugar contaminado no basta solo con detectar la presencia del contaminante, sino que es necesario definir los límites máximos permisibles y los factores que influyan en la reacción del suelo a los agentes contaminantes, siendo: vulnerabilidad, poder de amortiguación, biodisponibilidad, movilidad, persistencia, carga crítica, riesgo para la salud humana o el medio ambiente.

4.1. Estándares de calidad ambiental para suelos

4.1.1. Estándares de calidad ambiental para suelos en el Perú

En el Perú; acorde al DS N°011-2017-MINAM (2017), los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo; y constituyen un referente obligatorio para el diseño y aplicación de los instrumentos de gestión ambiental, y son aplicables para aquellos parámetros asociados a las actividades productivas, extractivas y de servicios.

Cuadro 10. Estándares de calidad ambiental “ECA” para suelo-Perú.

Parámetros en mg/kg	Uso del Suelo		
	Suelo Agrícola	Suelo Residencial/ Parques	Suelos Comercial / Industrial / Extractivo
Arsénico	50	50	140
Bario Total(*)	750	500	2000
Cadmio	1.4	10	22
Cromo Total	**	400	1000
Cromo VI	0.4	0.4	1.4
Mercurio	6.6	6.6	24
Plomo	70	140	800
Cianuro Libre	0.9	0.9	8

Fuente: DS N°011-2017-MINAM, (2017).

4.1.2. Canadian environmental quality guidelines for soil

En el Cuadro 11 se muestran, las Pautas Canadienses de Calidad Ambiental (CEQG, por sus siglas en inglés); proporcionan objetivos basados en la ciencia para la calidad de los ecosistemas acuáticos y terrestres según la Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999-2018).

4.2. Indicadores de la calidad del suelo

La calidad del suelo es un concepto crucial que abarca las características y capacidades de este para realizar funciones ecológicas esenciales, soportar la vida vegetal y animal, y mantener la producción agrícola en un contexto sostenible. Un aspecto clave de la calidad del suelo se refiere a la biodisponibilidad y acumulación de metales pesados, en particular, en relación con indicadores que son fundamentales para evaluar su estado.

Según Dalurzo et al., (2002) quien asevero que los indicadores comúnmente utilizados corresponden a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y deben cumplir las siguientes condiciones:

- Describir los procesos del ecosistema.
- Integrar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.
- Reflejar los atributos de sostenibilidad que se quieren medir.

- Ser sensitivas a variaciones de clima y manejo.
- Ser accesibles a muchos usuarios y aplicables a condiciones de campo.
- Ser reproducibles.
- Ser fáciles de entender.
- Ser sensitivas a los cambios en el suelo que ocurren como resultado de la degradación antropogénica.
- Cuando sea posible, ser componentes de una base de datos del suelo ya existente.

Cuadro 11. Canadian Environmental Quality Guidelines for Soil.

Nombre Químico	Concentración (mg/kg)			
	Agricultura	Residencial/ Parques	Comercial	Industrial
Antimonio	20	20	40	40
Arsénico	12	12	12	12
Bario	750	500	2000	2000
Cadmio	1.4	10	22	22
Cianuro	0.9	0.9	8	8
Cromo Total	64	64	87	87
Cromo VI	0.4	0.4	1.4	1.4
Cobre	63	63	91	91
Plomo	70	140	260	600
Plata	20	20	40	40
Mercurio	6.6	6.6	24	50
Talio	1	1	1	1
Vanadio	130	130	130	130
Uranio	23	23	33	300
Selenio	1	1	2.9	2.9
Berilio	75	75	110	110
Niquel	45	45	89	89
Zinc	250	250	410	410

Fuente: CCME, (1999-2018).

Estos indicadores van a depender del ecosistema considerado, debiendo determinarse características que sirvan como indicadores de su sustentabilidad Según

Dalurzo et al., (2002). Según la NRCS (2004) los indicadores de CS deben cumplir con las siguientes condiciones:

- Ser fáciles de medir.
- Medir los cambios en las funciones del suelo.
- Abarcar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.
- Ser accesibles a los evaluadores y aplicables en condiciones de campo.
- Ser sensibles a las variaciones climáticas y de manejo.

Entre estos indicadores, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la materia orgánica, el pH, y la actividad biológica son parámetros que afectan la dinámica de los metales pesados dentro del suelo (Cazorla-Vinueza et al., 2024).

La relación entre estos indicadores y la biodisponibilidad de metales pesados es relevante para entender cómo estos contaminantes pueden infiltrarse y acumularse en los sistemas agrícolas, lo que puede tener consecuencias significativas para la salud humana y el medio ambiente. Las bases teóricas que fundamentan el estudio de los indicadores de calidad se centran en los principios de la química del suelo y la ecotoxicología. Cazorla-Vinueza et al., (2024), menciona que un mayor valor de CIC permite una mejor retención de nutrientes y metales pesados, mitigando la movilidad de estos últimos en el medio ambiente. Por otro lado, características como el pH del suelo influyen en la solubilidad y disponibilidad de los metales pesados; un pH más elevado generalmente reduce la biodisponibilidad de ciertos metales, limitando su absorción por las plantas (Hernández-Hidalgo, 2024). La materia orgánica también juega un papel fundamental, ya que mejora las propiedades estructurales del suelo y puede formar complejos estables con los metales, contribuyendo así a su inmovilización (Yacomelo-Hernández et al., 2023).

En términos de investigaciones realizadas, se han documentado estudios clave que han arrojado luz sobre la interacción entre la calidad del suelo y los metales pesados. En una investigación por (Contreras-Santos et al., 2023), se correlacionó la acumulación de metales pesados en suelos agropecuarios con los niveles de materia orgánica y CIC,

concluyendo que estos indicadores son cruciales para evaluar la biodiversidad y la seguridad alimentaria. Otro estudio, realizado por Acevedo y Sánchez, (2021), muestra cómo el pH y la CIC interactúan para influir en la distribución de metales pesados en suelos de cultivo de café, apuntando hacia la necesidad de evaluar estos factores en conjunto. La interacción entre la CIC y la materia orgánica es esencial para entender los procesos de retención de metales pesados en sistemas de agroecología, destacando la importancia de las prácticas sostenibles en la gestión del suelo (Contreras-Santos et al., 2023).

Es claro que la identificación efectiva de indicadores apropiados para evaluar la calidad del suelo depende del objetivo de estudio, debiéndose considerar los múltiples componentes de la función del suelo, particularmente el productivo y ambiental. Al existir una variedad de indicadores físicos, químicos y biológicos de la Calidad del Suelo, en base a las características predominantes de área de investigación. Se plantearon un conjunto de propiedades del suelo considerados como indicadores de la evaluación de cambios del suelo con respecto al tiempo (Doran y Parkin, 1994; Seybold et al., 1997)

Indicadores físicos del suelo: la textura, profundidad, tasa de infiltración de agua del suelo, densidad aparente, y capacidad de retención agua.

Indicadores químicos del suelo: incluyen propiedades que afectan las relaciones suelo-planta, la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo y la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos; los indicadores son: Contenido de materia orgánica (MO) o carbono y nitrógeno orgánico, pH, conductividad eléctrica (CE), y el N, P y K disponible. Los indicadores que reflejan estándares de fertilidad (pH, MO, N, P y K) son factores importantes en términos de producción de cultivos. Cuando se evalúa la CS en sistemas polucionados, otros indicadores toman mayor importancia, como es el caso de los elementos trazas disponibles, Cu, Zn, Cd y Pb, que fueron seleccionados en Taiwán como indicador químico (Silva, 2004).

Indicadores biológicos del suelo: integran los diferentes factores que afectan la calidad del suelo (Silva, 2004), generalmente se refieren a la abundancia y subproductos de los organismos, incluidos bacterias, hongos, nemátodos, lombrices, anélidos y artrópodos (C y N de la biomasa microbiana, respiración, humedad y temperatura y N

mineralizable). Además, se considera como indicador biológico la población de lombrices de tierra y el rendimiento de los cultivos; siendo que las propiedades biológicas del suelo son muy dinámicas (Silva, 2004). Las propiedades biológicas y bioquímicas (respiración edáfica, biomasa microbiana, actividades enzimáticas, microorganismos, otros) son más sensibles, y valiosas en la interpretación de la dinámica la materia orgánica y en los procesos de transformación de los residuos orgánicos; además, dan rápida respuesta a los cambios en el manejo del suelo, son sensibles al estrés ambiental y fáciles de medir (Bandick y Dick, 1999). Otros indicadores pueden ser variables cualitativas (afloramiento del subsuelo, aparición de canalículos de erosión, aparición de encharcamiento, etc.), y variables cuantitativas (tasa de infiltración, capacidad de intercambio catiónico, pH, contenido de metales, cantidad de nemátodos u otros) o bien índices compuestos por la relación entre diferentes variables (Astier et al., 2002).

Existe una escasa integración de múltiples indicadores en los estudios actuales; muchos se enfocan en un solo parámetro, lo que limita la comprensión de las interrelaciones en la dinámica de metales pesados y su disponibilidad (Pesántez-Calle y Bernal, 2022). Como también pocas investigaciones que analice el impacto a largo plazo de prácticas de manejo sobre la calidad del suelo y la acumulación de metales; como también pocos estudios sistemáticos, que resalten las variaciones en la precisión de los métodos aplicados resaltan la necesidad de un enfoque más holístico en este campo.

4.3. Clasificación del suelo

4.3.1. Clasificación del suelo según su contaminación

La evaluación de la contaminación de suelos por metales pesados puede clasificarse en función de dos parámetros: los niveles de fondo, que son las concentraciones naturales de metales en una región determinada, y los niveles de referencia, que son valores establecidos por normativas ambientales que no deben ser superados para garantizar la salud del suelo, ecosistemas y la salud humana (Peña y Beltrán, 2022, Astonitas et al., 2021). La identificación y clasificación de estas concentraciones son fundamentales para entender el grado de contaminación y tomar medidas correctivas. Por ejemplo, se ha demostrado que la concentración de metales pesados en suelos agrícolas puede diferir significativamente de los niveles de fondo

debido a prácticas agrícolas poco sostenibles y el uso indiscriminado de productos químicos, lo que lleva a la necesidad urgente de remediación (Moreno et al., 2022; Rosales-Huamaní et al., 2021; Quiroz, 2012).

En los últimos años, se han llevado a cabo investigaciones que han realizado un considerable avance en el análisis de la contaminación del suelo por metales pesados. Algunos estudios han evaluado la concentración de metales pesados en suelos periurbanos y su relación con fuentes específicas de contaminación, como el uso de pesticidas, el dumping de residuos industriales y las emisiones de tráfico (Astonitas et al., 2021; Contreras-De la Cruz et al., 2023). Además, investigaciones sobre la fitorremediación, un enfoque que utiliza plantas para eliminar o estabilizar contaminantes del suelo, han ganado atención. Algunas investigaciones han demostrado que ciertas especies vegetales tienen la capacidad de acumular metales pesados, lo que ayuda a mitigar la contaminación en suelos (Torres-Gonzales et al., 2021; , Silva-Mori et al., 2024). Sin embargo, muchos de estos enfoques no han abordado completamente la necesidad de establecer protocolos específicos para el monitoreo continuo y la evaluación de los niveles de metales pesados en suelos agrícolas y periurbanos.

Quiroz, (2012) en su investigación clasificó los suelos según su contaminación, habiendo determinado los “contenidos medios” de metales Cd, Pb, Zn y Cu (ppm), luego determinó los “Niveles de Referencia” de los metales en estudio. Pérez, (2000) valoró el suelo habiendo determinado los niveles de referencia sumando la media de valores o nivel de fondo más dos veces la desviación típica (S). (Pérez, 2000; Mico, 2005; Quiroz, 2012; Saldaña, 2020) este criterio se adopta al no haber correlación entre arcilla y/o materia orgánica del suelo estándar (no contaminado) y cuando los contenidos en metales pesado no sean significativos. (Pérez, 2000; Quiroz, 2012) tomando como referencia los valores litológicos e intervalos de contenidos de los suelos estudiados (agrícolas) respecto a los contenidos de Cd, Pb, Zn y Cu llegó a clasificarlos, y los distribuyó en cuatro clases. Según Quiroz, (2012) estas clases fueron establecidas tomando en cuenta la acumulación edáfica (contenido en suelo/ valor litológico), como sigue para cada clase; Clase 1: acumulación edáfica < 2 , corresponde a suelos no contaminados; Clase 2: acumulación edáfica entre 2 y 5, incluye suelos ligeramente contaminados; Clase 3: acumulación

edáfica entre 5 y 10, corresponde a suelos moderadamente contaminados; Clase 4: acumulación edáfica > 10, está integrada por suelos muy contaminados.

En el Perú el estudio sobre la clasificación de suelos por su contenido de metales pesados es insuficiente y muestra muchos vacíos de investigación. Aunque hay numerosos estudios sobre la concentración de metales pesados en diversas regiones, existe una falta de consistencia en los métodos de muestreo y análisis utilizados, así como un vacío en la comparación y clasificación de los niveles de fondo y referencia (Salamanca-Rivera et al., 2023; Astonitas et al., 2021; Anaya et al., 2022). Además, la mayoría de las investigaciones se han centrado en la identificación de especies de plantas para la fitorremediación sin correlacionar adecuadamente los resultados con los niveles de fondo y referencia, lo que limita un entendimiento más exhaustivo de la biogeografía de los metales pesados en contextos específicos (Argota-Pérez et al., 2024; , Cabeza et al., 2021). Esto resalta la necesidad de desarrollar metodologías estandarizadas que permitan una caracterización más precisa del estado de salud del suelo, con el fin de implementar estrategias efectivas de intervención y recuperación.

4.3.2. Valoración de la calidad del suelo

La valoración de la calidad del suelo debido a esta contaminación requiere una comprensión profunda de los niveles de fondo, que son la concentración natural de metales en el suelo, y los niveles de referencia (Quiroz, 2012), que son los valores normativos establecidos que indican un límite seguro para la exposición a estos contaminantes (Giao, 2022). Un enfoque comúnmente utilizado para evaluar el riesgo ecológico de la contaminación por metales pesados es el índice de riesgo potencial ecológico (RI), que permite analizar tanto el riesgo individual de cada metal como el riesgo global en áreas específicas (Chen et al., 2022). Este tipo de análisis es crucial para determinar si las concentraciones de metales pesados en el suelo superan los niveles de fondo y referencia, y para establecer medidas adecuadas de remediación y control (Yang et al., 2022).

Existen investigaciones que han abordado la contaminación por metales pesados en suelos, contribuyendo significativamente a nuestra comprensión de cómo estos contaminantes afectan la calidad del suelo. Por ejemplo, uno de los estudios más

relevantes se realizó en áreas de cultivo de arroz en An Giang, Vietnam, donde se aplicó el método de evaluación de riesgo ecológico para determinar la presencia de metales pesados y su impacto en la salud del suelo (Giao, 2022). Otro estudio en una región minera en la provincia de Shaanxi, China, destacó la creciente contaminación del suelo debido a la acumulación de metales pesados, evidenciando la necesidad de evaluaciones sistemáticas de calidad del suelo en áreas afectadas (Chen et al., 2022). Algunos estudios solo centran su atención en áreas específicas sin ofrecer una comparación adecuada de los niveles de fondo y referencia para diferentes tipos de suelo (Grafkina et al., 2023). Además, la mayoría de las investigaciones se han centrado en la identificación de metales pesados sin correlacionar adecuadamente esos niveles con sus efectos en la calidad del suelo y la salud pública, lo que limita nuestra comprensión del problema a un nivel más amplio (Mohammed y Olowolafe, 2020). Por otra parte, la falta de estandarización en las metodologías de muestreo y análisis también presenta un desafío, ya que dificulta la comparación de resultados y la formulación de políticas efectivas (Xin et al., 2024). Las investigaciones de valoración del suelo generadas en los últimos años se deben principalmente a que nos empezamos a dar cuenta que juega un papel muy importante en nuestras vidas (Quiroz, 2012). Por tanto, hay necesidad de realizar estudios exhaustivos que valoren la calidad del suelo a través de un enfoque integrado que considere tanto la contaminación como los niveles de fondo y referencia.

4.3.3. Valoración ambiental de la calidad del suelo.

La valoración ambiental de la calidad del suelo es un aspecto fundamental para la sostenibilidad medioambiental, dado su impacto en la producción de alimentos, la salud pública y la biodiversidad. La contaminación del suelo por metales pesados se ha convertido en una preocupación global debido a los efectos tóxicos que estos contaminantes pueden tener sobre el medio ambiente y la salud humana.

Claro está que los metales pesados como el plomo, el cadmio, el mercurio, arsénico, cromo entre otros considerados tóxicos, pueden ingresar al suelo a través de diversas actividades antropogénicas, incluyendo la agricultura, la minería y la urbanización, lo que subraya la necesidad de implementar herramientas de evaluación efectivas para determinar la calidad del suelo Silva-Mori et al. (2024).

Entonces (Dixon y Pagiola, 1998) para la valoración ambiental, el suelo es considerado como un magnífico indicador del impacto causado por actividades antropogénicas, respecto a los cambios de uso, la deforestación, el manejo del recurso forestal maderable y no maderable, y tiene la bondad de poder revelar la interrelación entre los recursos naturales de interés económico; al igual que la degradación o el deterioro del ecosistema forestal puede ser evaluado técnica y económicamente (Quiroz 2012); además el suelo también puede ser valorado en términos de las repercusiones ambientales respecto a las múltiples actividades antrópicas realizadas sobre el mismo.

El estudio de la valoración ambiental de la calidad del suelo se sustenta en los principios teóricos que comprenden tanto aspectos químicos como biológicos. La bioquímica del suelo, que incluye la interacción de nutrientes y la biodiversidad, es crucial para entender cómo los metales pesados afectan el ecosistema (Quispe et al., 2023).

Por tanto, la conceptualización de biodisponibilidad de metales pesados, que describe la cantidad de un metal está disponible para ser absorbido por organismos vivos, es fundamental en la evaluación de la toxicidad del suelo “valoración”; en este contexto, el uso de índices de calidad del suelo, que integran diversos parámetros físicos, químicos y biológicos, permite una valoración más precisa y holística de la salud del suelo (Rivera-Uria et al., 2020).

Una investigación relevante sobre la calidad del suelo y su contaminación por metales pesados en un área agrícola del Perú, donde se evaluó la concentración de metales pesados en varios cultivos y se determinó la relación entre la calidad del suelo y el uso excesivo de fertilizantes industriales (Cabeza et al., 2021).

Otro estudio en la región de Pinar del Río, Cuba, investigó el fraccionamiento de metales pesados en suelos cultivados con tabaco, brindando información valiosa sobre cómo las fracciones del suelo afectan la disponibilidad y toxicidad de los metales (Calderón-Guevara et al., 2023). Además, una revisión realizada en el Valle de Mexicali analizó las técnicas de remediación del suelo y sus efectos sobre la bioacumulación de metales pesados, contribuyendo a un mejor entendimiento de las estrategias efectivas de mitigación (Gómez-Puentes et al., 2020). Por su parte Quiroz, (2012), realizó una valoración ambiental estrictamente cualitativa, dicha valoración; se sustentó a la

existencia de toxicidad real y potencial; en base a los contenidos disponibles y valores de referencia de los metales pesados Cd, Pb, Zn y Cu en los suelos del área estudiada.

A pesar de estos avances, existen vacíos en la literatura, siendo necesario realizar investigación adicional; ya que la mayoría de los estudios se centran solo en la identificación de metales pesados sin un análisis adecuado de su biodisponibilidad o toxicidad en el contexto ambiental (Mendoza et al., 2021). Asimismo, existe una falta de estandarización en los métodos de muestreo y análisis, lo que dificulta la comparación entre diferentes estudios y limita la formulación de políticas basadas en información científica sólida (López y Morales, 2022).

La mayoría de las investigaciones se han realizado en contextos específicos sin considerar la variabilidad regional y su impacto en la calidad del suelo, lo cual es esencial para una valoración efectiva.

Umbrales de contaminación y/o valores de referencia

Los umbrales de contaminación se definen como las concentraciones máximas permitidas de contaminantes en el medio ambiente establecidas por normativas nacionales e internacionales para proteger la salud humana y el ecosistema. Por otro lado, los valores de referencia son indicadores basados en estudios regionales y antecedentes histórico-geológicos que reflejan las condiciones naturales del suelo (Munive et al., 2020).

La correcta interpretación de estos umbrales y valores de referencia es esencial para la evaluación del riesgo ambiental, ya que permite discernir entre la contaminación antrópica y la presencia natural de metales en el suelo (Aportela y Paulino, 2020; Beltrán y Aguilar, 2022).

En España, (IHOBE, 1998; C.M.A.J.A, 1999; Pérez 2000; Mico, 2005; Iribarren, 2008)) para el reconocimiento de la contaminación se utilizan los "niveles de referencia" que conllevan sistemas de alerta, vigilancia y control; por encima de estas guías se encuentran los "niveles de intervención" que obligan ya a tomar medidas correctoras. Además, la fracción asimilable es equiparada a la extraída por DTPA o por EDTA; y a ella se deben referir los diferentes niveles de toxicidad; debido a las dificultades de extracción, las normativas de España prefieren evaluar la cantidad total de elemento

tóxico presente. Referidos autores definen que, para una misma concentración de elementos tóxicos en un suelo, la concentración de la fase asimilable será mucho más elevada para un suelo ácido que para uno neutro o alcalino (IHOBE, 1998; C.M.A.J.A, 1999; Pérez 2000).

Investigaciones actuales han abordado la temática de los umbrales de contaminación y los valores de referencia de metales pesados desde diferentes perspectivas. Un estudio en Perú documentó la concentración de metales pesados en suelos agrícolas, destacando la necesidad de definir umbrales específicos para la región debido a las prácticas agrícolas y el uso de agroquímicos (Leiva-Tafur y Lapa, 2022). En otra investigación, se analizó la acumulación de metales pesados en productos agrícolas, utilizando estos como bioindicadores para reflejar la calidad del ambiente, lo que aporta un enfoque innovador para la monitorización de contaminantes en el sistema suelo (López et al., 2020). En Colombia evaluarón el impacto del uso de aguas residuales en la concentración de metales pesados en el suelo, sugiriendo umbrales específicos que consideren la interacción entre contaminación industrial y agrícola (Dueñas-Jurado et al., 2022). También, investigaciones en Cuenca, Ecuador, integraron datos históricos sobre metales pesados para proponer valores de referencia ajustados a la actividad minera local (Argota-Pérez et al., 2024). En otro estudio, realizaron el análisis sobre el estado y comportamiento de metales pesados en diferentes tipos de suelos, contribuyendo a establecer líneas base para futuros monitoreos (Condori-Apaza et al., 2023).

En el Perú, es necesario establecer y estandarizar métodos para la determinación de umbrales de contaminación y valores de referencia, ya que esto limita la comparabilidad entre investigaciones. Algunos estudios solo se centran en determinadas áreas sin ofrecer una visión general que considere la amplia variedad de factores que afectan la dinámica de los metales pesados en el suelo (Quispe et al., 2023). No existe integración de enfoques multidisciplinarios, que incluyan aspectos económicos y sociales en la definición de los umbrales, dicha integración podría enriquecer la discusión sobre cómo mitigar los impactos de la contaminación (Urbina et al., 2023).

En el Perú se tendría que establecer y mejorar la Normativa respecto a los umbrales de contaminación de metales para suelos agrícolas y naturales. Por ejemplo en España, la C.M.A.J.A, (1999); estableció que para cada agente contaminante un sólo valor

no puede representar el nivel de toxicidad válido para todos los tipos de suelos, tipos de cultivos y/o diferentes usos; reconociendo dichas dificultades, estableció una normativa como primera aproximación para control de la contaminación del suelo en Andalucía; donde consideraron tres tipos básicos de usos del suelo: agricultura, parques y zonas forestales; y áreas industriales; establecieron para los suelos de uso agrícola tres niveles, además diferenciaron los suelos ácidos de los neutros/alcalinos:

Nivel de referencia: Representa el máximo valor admisible para los suelos no contaminados, calculado por el percentil del 90% de los valores correspondientes a los suelos naturales, no contaminados, indica que el 90% de los suelos presentan valores inferiores al percentil. Para este umbral se debe conocer el pH del suelo y el contenido total de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Tl y Zn (C.M.A.J.A, 1999).

Nivel de investigación: Este nivel indica que los suelos se encuentran contaminados y se establecen una serie de determinaciones para evaluar la posible toxicidad de la contaminación. Además de establecer dos niveles de peligrosidad (C.M.A.J.A, 1999).

1. Nivel de investigación recomendable. Considerado nivel de alerta a partir del cual se sospecha que puede existir una contaminación peligrosa. A este nivel se recomienda realizar una serie de determinaciones para precisar la posible toxicidad de la contaminación (C.M.A.J.A, 1999):

- Parámetros del suelo: textura, contenidos en materia orgánica, carbonatos y óxi-hidróxidos de Fe libre.
- Elementos traza. Se recomienda determinar el contenido de metales solubles en agua y extraíbles por EDTA.

2. Nivel de Investigación obligatoria. Supone que a partir de este umbral el suelo se encuentra contaminado y es de obligatoriedad investigar esta contaminación. Recomiendan la extracción secuencial propuesta por Tessier et al., (1979) citado por C.M.A.J.A, (1999).

Nivel de intervención: Indica que el suelo está contaminado con niveles peligrosos y es urgente proceder a su remediación. Se establece un sólo umbral, para

suelos de los parques y zonas forestales; las áreas industriales, siendo el nivel de intervención, con valores únicos, sin tener en cuenta el pH. (C.M.A.J.A, 1999).

4.3.4. Valoración del Riesgo de Toxicidad

Desde una perspectiva teórica, el concepto de "riesgo de toxicidad" se refiere a la probabilidad de que un contaminante cause efectos adversos en la salud o en los ecosistemas, considerando tanto la exposición como la toxicidad de este (Castro-Hinostroza et al., 2024). La toxicidad de los metales pesados depende de diversos factores, como la forma química, la biodisponibilidad en el suelo y las características fisicoquímicas del suelo.

Cada metal tiene una concentración umbral, conocida como "umbral de toxicidad", que al ser superada puede provocar efectos nocivos. Esta noción de umbrales de contaminación y su relación con la salud del suelo y los humanos es esencial para la evaluación del riesgo (Calderón-Guevara et al., 2023, IHOBE, 1998). Uno de los puntos más críticos en la evaluación de la calidad de los suelos, es el de valorar cuándo un suelo está contaminado o no, y en su caso, establecer las etapas a desarrollar para valorar el riesgo (Quiroz 2012); por lo tanto, para dar un sentido práctico a esta valoración es necesario establecer valores indicativos de calidad, lo que permitirá sistematizar y realizar la toma de decisiones.

Cuando se refiere a establecer valores indicativos de calidad (IHOBE, 1998; Quiroz, 2012) se trataría de una guía de valores homogéneos a tener presente en los trabajos de evaluación, esta guía permitiría tener una idea rápida sobre el estado de contaminación; siendo que el contenido de metales pesados en el suelo es un parámetro utilizado cada vez de forma más frecuente como índice de calidad ambiental del mismo (Hernández et al., 2010) por lo mismo que permite mostrar los riesgos de toxicidad ligados a dichos metales para organismos o el medio ambiente en función de los usos del suelo.

La mayor parte del riesgo ecológico es asociado a los metales pesados que están biológicamente disponibles para la absorción (Basta, 2004), en tanto los metales pesados no son degradados en los suelos y muchos son considerados como toxinas bioacumulativas persistentes (PBTs); corroborando que el riesgo para la salud humana y

los ecosistemas depende de la solubilidad y biodisponibilidad del metal pesado en el suelo, por tanto la inmovilización química de estos contaminantes reduciría el riesgo ecológico. Entonces es claro entender que a partir de los contenidos máximos asimilables, se procede a valorar en base a si existe peligro real de toxicidad en los suelos (Kabata, 1992; Pérez, 2000); para cada metal analizado. Y el peligro potencial se evalúa si se presentase en los suelos más contaminados para cada elemento (Pérez, 2000; Quiroz, 2012) siendo necesario conocer los umbrales de contaminación. Diversos estudios han contribuido significativamente al conocimiento sobre la valoración del riesgo de toxicidad. Estudios realizados en suelos agrícolas de Perú, se identificaron (Quiroz, 2012) altos niveles de metales pesados, como Pb, Cu, Zn y Cd, y se evaluó su relación con las prácticas agrícolas intensivas que incrementan la susceptibilidad a la contaminación (Astonitas et al., 2021).

Otro estudio analizó la concentración de metales pesados en suelos y su posible vinculación con la exposición humana a través de cultivos, sugiriendo métodos para mitigar el riesgo (Castro-González et al., 2023). Asimismo, investigaciones sobre la dinámica de bioacumulación de metales pesados en cultivos han proporcionado datos valiosos para la gestión de suelos contaminados (Lozano-Carranza et al., 2024). Adicionalmente, un estudio sobre el uso de productos apícolas como bioindicadores de contaminación ha demostrado cómo los contaminantes se acumulan en el medio ambiente (sistema suelo-planta), subrayando la importancia de estos indicadores en la evaluación del riesgo de toxicidad (Salamanca-Rivera et al., 2023). Por último, investigaciones sobre la fitorremediación han aportado enfoques innovadores para mitigar la toxicidad de metales pesados en suelos contaminados, explorando la capacidad de ciertas especies vegetales para absorber y estabilizar estos contaminantes (Peña y Beltrán, 2022).

CAPÍTULO V

CASO DE ESTUDIO: DISTRITO DE LUYANDO

5.1. Marco general de la zona de estudio.

5.1.1. Ubicación y accesibilidad

La zona investigada se encuentra en el distrito de Luyando perteneciente a la provincia de Leoncio Prado (Figura 2) en el departamento de Huánuco ubicado en la parte centro oriental del Perú, cuya capital es la ciudad de Huánuco (con 1880 msnm), el distrito está situado entre la cuenca del río Huallaga y la cuenca del río Tulumayo afluente de este.

Específicamente el Distrito de Luyando; se encuentra ubicado, en la zona centro-sur de la provincia de Leoncio Prado (Figura 3), cuyas coordenadas son 09° 14'00" latitud Sur 57° 59'30" latitud Oeste. Con una superficie 100.32 Km² y se ubica hacia el norte de Tingo María; a una altitud promedio de 630 m.s.n.m. y, ubicándose la zona más baja el sector bajo Guacamayo con 615 msnm y la más alta el caserío Felipe Pinglo con 1400 m.s.n.m. En el distrito se encuentran comprendidas más de 44 centros poblados o caseríos.



Figura 2. Ubicación provincial.

El acceso desde la ciudad de Lima a la zona de estudio se puede realizar por vía terrestre y aérea. Vía terrestre, a través de un viaje de 10 horas a la ciudad de Tingo María, continuando el viaje de 10 minutos más desde la ciudad de hasta el distrito. Por vía aérea, se accede a la ciudad de Tingo María en un vuelo de entre 45 a 50 minutos.



Figura 3. Ubicación distrital.

5.1.2. Hidrografía

Dentro de la zona en estudio Distrito de Luyando se constituyen dos vertientes principales como son la cuenca del río Tulumayo, existiendo también la Microcuenca del río Supte formado por tributarios que se desembocan en la misma, siguiendo el cauce del curso principal para desembocar al Río Huallaga.

El río Tulumayo es uno de los ríos principales que drena sus aguas por el lado este del distrito, teniendo su red hidrográfica una distribución de tipo dendrítico, sus principales nacientes de subcuencas están ubicadas en la Cordillera entre los 1000 - 1050 msnm. Sin embargo, los valles formados en las partes media y baja de los principales ríos de la zona de estudio presentan altitudes que no sobrepasan los 1,000 msnm. Estos afluentes en sus partes bajas recorren planicies formando valles aluviales intramontanos. La cuenca del río Tulumayo pertenece a los Distritos de Luyando y Daniel Alomía Robles. Siendo el río Supte otra fuente que recorre el Distrito alimentada por dos afluentes de aguas que nacen de las vertientes (manante, puquial u ojo de agua), la primera vertiente

se encuentra ubicado en las coordenadas UTM E: 393740 m., N: 8972466 m. y con una altitud de 640 m.s.n.m y la segunda vertiente se encuentra ubicado en las coordenadas UTM E: 393332 con N: 8972371 con una altitud de 670 m.s.n.m, finalmente también desemboca en el río Huallaga al margen derecho.

5.1.3. Clima y Ecología

La zona de estudio se ubica en la selva alta con una precipitación media anual de 3040 mm, temperatura media anual de 25°C y con una humedad de relativa de 75 – 80 %. De acuerdo con el mapa ecológico, basado en el Sistema del Holdridge, la zona de estudio está constituido por un bosque muy húmedo Subtropical (Bmh – St).

5.1.4. Vegetación y uso de suelos

La flora en la zona de estudios es muy variada existen diversas especies tanto agrícolas como forestales, se pueden observar áreas agrícolas con cultivos como plátano, cacao, cítricos, yuca, coca entre otros.

5.1.5. Fisiografía

De manera general en el distrito, se puede identificar el paisaje de montaña, en cual existen áreas con pendientes pronunciadas, así mismo zonas formadas por laderas, terrazas, depresiones, hondonadas y cerros con numerosos afloramientos rocosos. Se distingue que existen pendientes que van desde ligeramente inclinada a extremadamente empinada con rangos de 2% a más de 75%. Para el Distrito de Luyando, se identificó las pendientes en el área de estudio, habiéndose desarrollado la producción del mapa de pendientes con la herramienta ArcGIS, teniendo como base las cartas nacionales del Perú en escala 1:100 000 del IGN en formato *.shp(shapefile) disponibles. Al realizarse el mapa de pendiente se determinó el porcentaje del área total del distrito de Luyando (11,163.68 ha) según su predominancia la existencia de pendientes: Plana a casi plana (10.06%), Ligeramente Inclinadas (21.57%), Moderadamente Inclinadas (3.10%), Moderadamente Empinadas (10.22%), Empinadas (38.41%), Muy Empinadas (10.68%) y áreas de Cuerpos de agua (3.88%), Isla de ríos (2.09%).

Respecto al relieve del distrito, se observan las geoformas particulares individualizadas que se agrupan en tres tipos generales del relieve en función a su altura relativa diferenciándose: Montañas, Colinas (lomadas) y Planicie. Del análisis se tiene que existen comunidades inmersas en relieves de:

- **Valle Fluvial:** áreas adyacentes al curso del río Tulumayo, específicamente en la zona baja del distrito con un 35% aproximado del territorio distrital donde se encuentran los suelos agrícolas de mayor productividad entre el eje vial de carretera afirmada desde Santa Rosa de Shapajilla hasta Alto San Juan de Tulumayo
- **Lomada:** se encuentran entre la zona media del distrito y otra gran parte en la zona alta, podemos ubicar a los centros poblados de Huáscar, Río Negro, Bolaina, Zanja Seca, San Miguel de Tulumayo, San Juan de Tulumayo, entre otros, con altitudes que varían entre los 500 hasta los 900 msnm.
- **Cadena Colinosa y montañosa:** se encuentran en partes altas sobre los centros poblados de San Juan de Tulumayo, encontrándose a los caseríos de Alto San Juan de Tulumayo, Pedro Ruiz Gallo, Julio Cesar Tello, etc, y sobre y en centro poblado de Zanja Seca; ya se encuentra a Villa Rica, 28 de Julio, Puente Piedra, Las Palmeras, Felipe Pinglo Alva. (zona alta) con altitudes que varían desde 900 hasta los 1400 msnm a más.

Para el Distrito de Luyando, se identificó las unidades fisiográficas en el área de estudio, habiéndose desarrollado la producción del mapa fisiográfico (Anexo 2. Mapa Fisiográfico del Distrito de Luyando) con la herramienta ArcGIS, teniendo como base las cartas nacionales del Perú en escala 1:100 000 del IGN en formato *.shp(shapefile) disponibles. Al realizarse el mapa fisiográfico se determinó el porcentaje del área total del distrito de Luyando (11,163.68 ha) según su predominancia la existencia de Laderas de colinas empinadas (35.74%), Terraza aluvial alta ligeramente inclinada (16.58%), Terraza fluvial baja inundables plana a casi plana (10.06%), Laderas de colina

moderadamente empinadas (10.01%), Laderas de montaña muy empinada (7.04%), Terraza aluvial media ligeramente inclinada (4.06%), Laderas de colinas muy empinada (3.64%), Laderas de montañas empinadas (2.67%), Terraza aluvial media moderadamente inclinada (1.73%), Laderas de colinas moderadamente inclinada (1.37%), Laderas de montañas moderadamente empinadas (0.21%), cuerpos de agua y lagunas (3.88%), Isla de río (2.09%) y áreas urbanas(0.93%).

3.1.6. Unidades geomorfológicas

De manera general en el Distrito, se puede identificar que la geología ha estado vinculada a ciclos de sedimentación y configurando una estructura fallada y plegada, acompañada de una intensa actividad magmática, estableciendo diferentes formaciones. A fines del Pre cambriano se desarrollaron cuencas de intensa deposición volcanoclástica, de ambientes geosinclinales afectados por el tectonismo (MDL, 2018).

Siendo que su configuración geológica aloja depósitos metálicos y no metálicos como: caliza, arcilla y limos. Así mismo configura el relieve, de acuerdo con su naturaleza y a los procesos de la geodinámica externa, ligada fuertemente a las anomalías climáticas locales, se encuentran planicies, colinas y montaña con depósitos aluviales en colinas y vertiente montañosa con depósitos coluviales (de materiales transportados de origen local de derrubios en ladera o depósitos de soliflucción, o residual asociados a masas inestables) (MDL, 2018).

Para el Distrito de Luyando, se identificó las unidades geomorfológicas en el área de estudio, habiéndose desarrollado la producción del mapa geomorfológico (Anexo 3. Mapa Geomorfológico del Distrito de Luyando) con la herramienta ArcGIS, teniendo como base las cartas geomorfológicas del Perú en escala 1:100 000 del INGEMMET en formato *.shp(shapefile) y *.mxd disponibles; como referencia se utilizaron documentos geomorfológicos como el de Quintana, I. 2010. Geomorfología, informe temático. Proyecto Mesozonificación Ecológica y Económica para el Desarrollo Sostenible de la selva de Huánuco, convenio entre el IIAP, DEVIDA. Iquitos – Perú.

Al realizarse el mapa geomorfológico se determinó el porcentaje del área total del distrito de Luyando (11,163.68 ha) la existencia de Laderas de Colinas Empinadas con Rocas del Cenozoico (4.59%), Laderas de Colinas Empinadas con Rocas del Mesozoico

(31.15%), Laderas de Colinas Moderadamente Empinadas con Rocas del Cenozoico (3.26%), Laderas de Colinas Moderadamente Empinadas con Rocas del Mesozoico (6.71%), Laderas de Colinas Moderadamente Inclinas con Rocas del Cenozoico (0.43%), Laderas de Colinas Moderadamente Inclinas con Rocas del Mesozoico (0.98%), Laderas de Colinas Muy Empinadas con Rocas del Mesozoico (3.64%), Laderas de Montañas Empinadas con Rocas del Mesozoico (7.78%), Laderas de Montañas Moderadamente Empinadas con Rocas del Mesozoico (0.21%), Laderas de Montañas Muy Empinadas con Rocas del Mesozoico (1.93%), Terraza Aluvial Alta (16.58%), Terraza Aluvial Media (5.78%), Terraza Fluvial Baja Inundable (10.06%), Cuerpos de agua (3.88%), Islas de río (2.09%) y Zonas Urbanas (0.93%)

5.1.7. Marco geológico

Para el Distrito de Luyando, se identificó las unidades litoestratigráficas en el área de estudio, habiéndose desarrollado la producción del mapa geológico (Anexo 4. Mapa Geológico del Distrito de Luyando.) con la herramienta ArcGIS, teniendo como base las cartas geológicas del Perú en escala 1:100 000 del INGEMMET en formato *.shp(shapefile) y *.mxd disponibles. Geología, informe temático. Proyecto Zonificación Ecológica y Económica de la Selva de Huánuco, convenio entre el IIAP, DEVIDA y el gobierno regional de Huánuco. Iquitos – Perú, y boletines como: Boletín N° 80- Geología de los cuadrángulos de Aguaytía, Panao y Pozuzo -Hojas:19l, 20l, 21l (De La Cruz, Valencia & Boulaugger, 1996); Boletín N° 112- Geología de los cuadrángulos de Aucayacu, Río Santa Ana y Tingo María-Hojas: 18-k, 18-l y 19-k (Martínez, Valdivia & Cuyubamba, 1998). Estos trabajos hacen mención que en áreas adyacentes a la zona de estudio existen afloramientos de rocas sedimentarias pertenecientes a los grupos: Pucará, Oriente, Chonta y Vivian, además de la existencia de depósitos Cuaternarios (aluviales y fluviales). Al realizarse el mapa geológico se determinó el porcentaje del área total del distrito de Luyando (11,163.68 ha) existe la predominancia de la Formación Chonta (28.54%), Depósitos aluviales (22.36%), Grupo Pucara (15.70%), Depósitos fluviales (10.06%), Grupo Huayabamba (7.21%), Grupo Oriente (5.86%), cuerpos de agua y lagunas (3.88%), Formación Vivian (3.13%), Isla de río (2.09%) y áreas urbanas(0.93%).

5.2. Metodología de investigación para el caso de estudio

Se trató de una investigación Aplicada de nivel evaluativo, con enfoque Cuantitativo y diseño No Experimental transeccional del tipo Descriptivo - Explicativo Causal.

Aplicada, porque estuvo orientada a la utilización de los conocimientos (Sánchez y Reyes, 2015) considerándose también un nivel evaluativo, debido a que se comparan los resultados con estándares de calidad de suelos, permitiendo identificar lugares con posibles impactos negativos por presencia de metales pesados.

Cuantitativo, ya que se centró fundamentalmente en los aspectos observables y susceptibles de cuantificación de los fenómenos estudiados, utiliza metodología empírico - analítico y se sirve de pruebas estadísticas para el análisis de datos (Villegas et al., 2011).

Transeccional, ya que se recolecto datos en un solo momento, en un tiempo único (Gómez, 2006), no siendo necesario, para el propósito de la investigación, determinar su variación en el tiempo.

Descriptivo, ya que se describe fenómenos, situaciones, contextos y sucesos, detallando como son y se manifiestan (Hernández et al.,2014).

Explicativo Causal, porque la literatura nos revela que hay varias propuestas que procuran solucionar el problema que se aborda por lo que es necesario explicar el fenómeno y es causal porque analiza el efecto de una causa o variable independiente. (Bernal, 2010; Hernández et al., 2014)

El diseño fue no experimental, toda vez que la investigación se realizará sin la manipulación deliberada de las variables, solo se limitará a observar los fenómenos en su ambiente natural para luego analizarlos (Hernández et al.,2014).

La unidad de análisis abarcó las muestras de suelos tomadas en la zona de estudio que comprende suelos agrícolas y de bosque natural del Distrito de Luyando, en la región Huánuco, Perú.

La población se compuso de muestras de suelos en estudio determinadas según distribución geoespacial en el distrito de Luyando, predominantemente los suelos agrícolas y sin intervención (estado natural). El área de estudio comprende el distrito de Luyando, ubicado en la provincia de Leoncio Prado, región Huánuco, la altitud varía desde los 640 m.s.n.m. hasta los 1500 m.s.n.m., con más de 11,000 ha.

La muestra de experimentación se determinó según el grupo geológico del distrito luego de una evaluación previa de campo y del mapa geológico acorde a la ubicación de las zonas de muestreo más representativas, habiendo cumplido algunos requisitos tales como zonas sin intervención (características naturales de suelo) y zonas con intervención antropogénica (áreas agrícolas, entre otros).

El muestreo fue del tipo no probabilístico y se seleccionó con la técnica de muestreo por conveniencia debido que la muestra de experimentación cumplió los siguientes criterios: Accesibilidad, representatividad social (por actividad agrícola), población de referencia, disponibilidad de recursos (tiempo y presupuesto), disponibilidad de material cartográfico y/o imágenes satelitales, situación legal del terreno, representatividad geológica y geomorfológica.

En cuanto a la recolección de datos esta se basó a razón de las obtenidas directamente in situ (zona de estudio) mediante la observación, también de los resultados analíticos de laboratorio, los mismos que luego fueron procesados e interpretados. Para la toma de las muestras, que fueron sometidas a análisis; las zonas de muestreo contaron con las siguientes características: accesibilidad carrozable para la movilización del equipo, personal y suministros; cada unidad de muestreo conto con la mayor cantidad de factores comunes de actividad agrícola en el distrito, asimismo; características homogéneas del tipo de cultivo agrícola, según el criterio de estudio. Para el análisis geológico y/o geomorfológico, se contó con los mapas geológicos y geomorfológicos, que fueron de gran importancia en la determinación de las zonas de muestreo, cada zona de muestreo tuvo representatividad geológica y geomorfológica, siendo conveniente que, de cada unidad escogida tuviera una situación legal saneada, como también que el propietario se muestre apto y con voluntad de autorizar el muestreo del suelo, no siendo imprescindible una titularidad.

Para cada procedimiento se utilizaron los instrumentos necesarios por tipo:

a) Obtención de la muestra

- Barreno muestreador
- Cilindros biselados
- Zapa pico
- Pala recta
- Guantes
- Bolsas de plástico
- Plumones indelebles
- Tarjetas de identificación

b) Medición del pH

- pH-metro

c) Medida de la conductividad

- Conductímetro

d) Determinación de carbonato

- Calcímetro de Bernard

e) Determinación de cationes extraíbles (Na, Ca, K, Mg)

- Filtrador de presión
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica

- f) Determinación de la textura**
- Hidrómetro de Bouyoucos
- g) Determinación de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES; M2.2.2.1-2. (Ensayo de roca total 18 elementos)**
- ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES
- h) Determinación de metales pesados elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES; M2.2.2.1-4; y Realizar ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS; M2.2.2.1-12. (ensayo multielemental 33 elementos)**
- ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES, e ICP-MS: marca PERKIN ELMER, modelo 300D
- i) Determinación de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS. M2.2.2.1-9. (Ensayo de mercurio por vapor frío/AFS)**
- AFS: Espectrómetro de Fluorescencia Atómica.
- j) Determinación de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS; M2-FP.4-031; 2021, según ficha de instructivo nivel 4 (M2.2.2.1-5). (Ensayo Polimetálicos)**
- Absorción atómica: Marca THERMO SCIENTIFIC, modelo ICE 3300
- k) Determinación ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas, M2.2.2.1-3. (Ensayo LOI)**
- HORNO DE CALENTAMIENTO: marca HINRA PERU, modelo HME-14L

l) General

- Balanza Analítica
- Granatario
- Material de vidrio aforado
- Material de vidrio para preparaciones y extracciones
- Pipetas vidrio
- Micropipetas Gilson
- Desionizador
- Destilador
- Agitador
- Agitador Magnético
- Buretas
- Baño de ultrasonidos

m) Soporte Informático

Los cálculos estadísticos fueron realizados con el programa SSPS para Windows 10, se utilizó Software Libre: Arc Gis, para producción de material cartográficos, hoja de cálculo Microsoft Excel, la edición se realizó con los programas Microsoft Word y Microsoft Power Point.

Para la recolección de datos se utilizaron: guías y protocolos de análisis de suelos y análisis químico de metales pesados, se procedió con la siguiente metodología.

Asimismo, para el análisis y caracterización de suelos se utilizaron los protocolos del laboratorio certificado del INGEMMET y de la Universidad Nacional Agraria de la Selva, para lograr los objetivos trazados se realizó:

1. Muestreo de suelos en puntos específicos, determinadas en base a la metodología anterior (siendo estas tomadas al azar). Luego de determinar las características fisiográficas presentes en el distrito, las muestras fueron obtenidas a profundidades de toma de 0 a 30 cm y 100 a 120 cm. se realizó el doble cuarteo para la obtención de la muestra para el análisis químico, la misma que pesó 1kg. Las muestras fueron extraídas con un equipo manual, como el que se muestra en los anexos (Anexo. Fotografías 1 y 2. Se realizó muestreo duplicado como parte del control de calidad, dicho muestreo representa entre el 2% a 3% respecto al total de muestras, la ubicación de las muestras tomadas se observa en los Cuadros 20 y 21.
2. Determinación de los indicadores de calidad en el laboratorio se procedió a realizar las siguientes pruebas de determinación de: Análisis mecánico textural por el método del hidrómetro de Bouyoucos, pH método del potenciómetro relación suelo y agua (1:1 método internacional), materia orgánica (método LOI-Horno Microonda), CIC (acetato amónico a pH 7 para suelos con pH > 5.5), CaCO₃ (método LOI – Horno microonda), % de Bases intercambiables(AAS); % Saturación de bases (NH₄OAc) N pH 7.0, Fósforo disponible (Método de Olsen Modificado), Potasio disponible (Método de ácido sulfúrico 6 N).

Cuadro 12. Ubicación de muestras de suelo agrícola en el distrito de Luyando.

Estrato de muestreo	Código de muestras	Centro poblado/caserío	Sistema agrícola	Altitud (msnm)	Coordenadas UTM	
					Este	Norte
Estrato Superficial (0-30cm)	P030-H/SAM1	Huáscar	Cacao	762	397110	8972486
	P030-B/SAM1	Bolaina	Cacao	735	400573	8974317
	P030-MP/SAM1	Mishquipunta	Cacao	774	401815	8973833
	P030-SMT/SAM1	San Miguel de Tulumayo	Cacao	768	403192	8973606
	P030-ASJT/SAM1	Alto San Juan de Tulumayo	Cacao	783	404831	8972250
	P030-SG/SAM1	San Gregorio	Cacao	737	398636	8975527
	P030-MA/SAM1	Marona	Cacao	680	397252	8977906
	P030-3EQ/SAM1	Tres Esquinas	Plátano-Naranja	674	394176	8980241
	P030-STR/SAM1	Santa Rosa	Coca	741	392604	8979790
	P030-GYO/SAM1	Guacamayo	Naranja	639	391122	8984826
	P030-IK/SAM1	Inkari	Maíz	645	392997	8976080
	P030-MPR/SAM1	Mapresa	Naranja	665	391249	8975369
Estrato Profundo (>100cm)	P100-H/SAM2	Huáscar	Cacao	762	397110	8972486
	P100-B/SAM2	Bolaina	Cacao	735	400573	8974317
	P100-MP/SAM2	Mishquipunta	Cacao	774	401815	8973833
	P100-SMT/SAM2	San Miguel de Tulumayo	Cacao	768	403192	8973606
	P100-ASJT/SAM2	Alto San Juan de Tulumayo	Cacao	783	404831	8972250
	P100-SG/SAM2	San Gregorio	Cacao	737	398636	8975527
	P100-MA/SAM2	Marona	Cacao	680	397252	8977906
	P100-3EQ/SAM2	Tres Esquinas	Plátano-Naranja	674	394176	8980241
	P100-STR/SAM2	Santa Rosa	Coca	741	392604	8979790
	P100-GYO/SAM2	Guacamayo	Naranja	639	391122	8984826
	P100-IK/SAM2	Inkari	Maíz	645	392997	8976080
	P100-MPR/SAM2	Mapresa	Naranja	665	391249	8975369

Nota: P030 y P100 indican profundidad de muestreo; Letras H hasta MPR indican código de centro poblado o caserío, SAM1 y SAM2: Suelo agrícola muestra 1 y 2.

Cuadro 13. Ubicación de muestras de suelo de Bosque natural en el distrito de Luyando.

Estrato de muestreo	Código de muestras	Centro poblado/caserío	Sistema Bosque	Altitud (msnm)	Coordenadas UTM	
					Este	Norte
Estrato Superficial (0-30cm)	P030-H/SBM1	Huáscar	Bosque	775	397023	8972542
	P030-B/SBM1	Bolaina	Bosque	741	400923	8974613
	P030-MP/SBM1	Mishquipunta	Bosque	788	401797	8973946
	P030-SMT/SBM1	San Miguel de Tulumayo	Bosque	796	403166	8973369
	P030-ASJT/SBM1	Alto San Juan de Tulumayo	Bosque	820	404125	8971992
	P030-SG/SBM1	San Gregorio	Bosque	777	398613	8975313
	P030-MA/SBM1	Marona	Bosque	698	397176	8977834
	P030-3EQ/SBM1	Tres Esquinas	Bosque	710	394279	8980390
	P030-STR/SBM1	Santa Rosa	Bosque	742	392524	8979801
	P030-GYO/SBM1	Guacamayo	Bosque/Aguajal	652	391195	8984629
	P030-IK/SBM1	Inkari	Bosque/Pasto	643	393266	8976017
	P030-MPR/SBM1	Mapresa	Bosque	680	391097	8975853
Estrato Profundo (>100cm)	P100-H/SBM2	Huáscar	Bosque	775	397023	8972542
	P100-B/SBM2	Bolaina	Bosque	741	400923	8974613
	P100-MP/SBM2	Mishquipunta	Bosque	788	401797	8973946
	P100-SMT/SBM2	San Miguel de Tulumayo	Bosque	796	403166	8973369
	P100-ASJT/SBM2	Alto San Juan de Tulumayo	Bosque	820	404125	8971992
	P100-SG/SBM2	San Gregorio	Bosque	777	398613	8975313
	P100-MA/SBM2	Marona	Bosque	698	397176	8977834
	P100-3EQ/SBM2	Tres Esquinas	Bosque	710	394279	8980390
	P100-STR/SBM2	Santa Rosa	Bosque	742	392524	8979801
	P100-GYO/SBM2	Guacamayo	Bosque/Aguajal	652	391195	8984629
	P100-IK/SBM2	Inkari	Bosque/Pasto	643	393266	8976017
	P100-MPR/SBM2	Mapresa	Bosque	680	391097	8975853

Nota: P030 y P100 indican profundidad de muestreo; Letras H hasta MPR indican código de centro poblado o caserío; SBM1 y SBM2: Suelo de bosque muestra 1 y 2.

Para la determinación del contenido de metales pesados en suelos, se realizó los ensayos de:

- a) Roca total para 18 elementos (Determinación de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES; M2.2.2.1-2).
- b) Ensayo multielemental para 33 elementos (Determinación de metales pesados y elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES; M2.2.2.1-4; y ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS; M2.2.2.1-12).
- c) Ensayo de mercurio por vapor frío/AFS (Determinación de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS. M2.2.2.1-9).
- d) Ensayo de Polimetálicos (Determinación de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS; M2-FP.4-031; 2021, según ficha de instructivo nivel 4 - M2.2.2.1-5).
- e) Ensayo LOI (Determinación ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas, M2.2.2.1-3)

En la determinación de los valores de referencia se pudo utilizar.

- a) **Métodos estadísticos descriptivos**, partiendo de los valores de nivel de fondo obtenidos previamente, al cual se le incrementa un valor estadístico que refleje la variabilidad de las concentraciones normales en el suelo, que se representa por la siguiente ecuación:

$$NR = \bar{X} + nDE$$

Donde: **NR**: Nivel de Referencia.

n: N° de desviaciones estándar, generalmente es igual a 2 (al 95%) o 3 (99,7%) de la población de fondo, según Micó (2005).

\bar{X} : Valor medio del nivel de fondo.

DE: Desviación estándar.

Cuando los datos de las concentraciones de los metales pesados presentan una distribución Normal, el 95% de los datos se encontrarán en el intervalo $\bar{X} \pm 2DE$; mientras que el 99.7% estaría en el intervalo $\bar{X} \pm 3DE$ (Micó, 2005; Rueda et al., 2011). Para distribuciones No Normales de datos, se consideró estimar los niveles de referencia a partir de los intercuartiles (Micó, 2005; Rueda et al., 2011).

Ecuación para establecer niveles de referencia para una distribución No Normal:

$$NR = [(3I - 1I) * 1.5]$$

Donde: NR: Nivel de Referencia. I: Intercuartil.

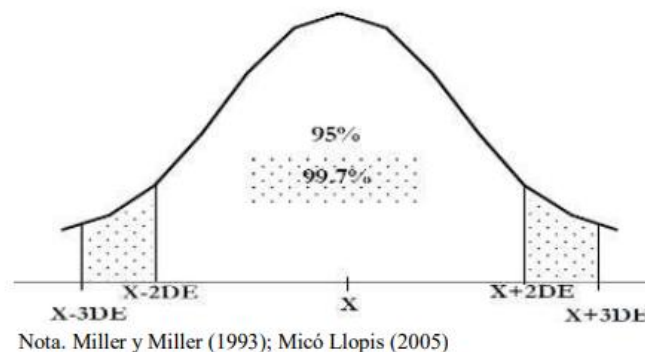


Figura 4. Representación de una población con distribución Normal

- b) **Ecuaciones lineales**, método que consiste en utilizar ecuaciones lineales para definir los valores o niveles de referencia específicos para una determinada área de estudio (Micó, 2005; Rueda et al., 2011); donde se relacionan las concentraciones de los metales pesados en el suelo con las propiedades fisicoquímicas del mismo que influyan en la dinámica de estos metales pesados (Micó, 2005), dependen del tipo de suelo y la variabilidad de sus propiedades fisicoquímicas; y las más predominantes en el lugar de estudio; como el caso de Holanda consideran el contenido de materia orgánica y arcilla como variables dependientes para determinar

sus niveles de referencia (Pérez, 2000, Micó, 2005; Quiroz, 2012). La ecuación lineal que propone este método presenta las siguientes variables que influyen en la determinación de los niveles de referencia:

Ecuación lineal para establecer los niveles de referencia

$$NR = NF + (a * A) + (b * B) + (c * C) + \dots$$

Donde: NR: Nivel de referencia. NF: Nivel de fondo a, b, c: Coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple de las propiedades edáficas.

A, B, C: Valores medios de las propiedades edáficas.

O estableciendo correlaciones siguiendo los métodos utilizados en España (IHOBE, 1998, Pérez; 2000, entre otros):

- a) Estableciendo las correlaciones entre arcilla y/o materia orgánica del suelo estándar (no contaminado) y los contenidos en metales.
- b) Sumando a la media de valores o nivel de fondo, dos veces la desviación típica (S): **VR = x (valor medio) + 2S**

Este criterio se podrá adoptar cuando no hubiese correlación ó esta no sea significativa.

5.2.1. Clasificación de acuerdo con su contaminación

1. Toda vez determinada la concentración de metales pesados (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe), los suelos en estudio se clasificaron de acuerdo con su grado de contaminación, habiéndose determinado previamente los niveles de fondo y valores de referencia; para determinar los valores de referencia se utilizó métodos estadísticos descriptivos, Ecuaciones lineales, y/o establecer correlaciones (IHOBE, 1998; CMAJA, 1999; Pérez, 2000; Micó, 2005; Rueda et al., 2011; Quiroz, 2012).

2. Para la clasificación se distribuyeron los suelos estudiados en cuatro clases, atendiendo al contenido en As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe. Las clases se establecieron según la acumulación edáfica (contenido en suelo/ valor litológico).

5.2.2. Evaluación de la contaminación del suelo en estudio

1. Para la evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos se han propuesto los siguientes índices y niveles (Cano Parrilla et al., 1997):
 - Nivel de Fondo: Contenido medio de un elemento en suelos con proporciones de este inferior a la media de los suelos de la zona.
 - Nivel de Acumulación Ambiental: Contenido medio de un elemento en suelos con proporciones de este superiores a la media de los de la zona.
 - Índice de Enriquecimiento de un elemento: Relación entre su contenido en el suelo y el de la roca u horizonte C; valores muy superiores a la unidad reflejan aportes contaminantes.
2. Se realizó la determinación de los valores indicativos de evaluación (VIE), que permitieron la evaluación rápida de la calidad del suelo, que están definidos en función de los riesgos potenciales, estableciéndose tres niveles (IHOBE, 1994):
 - Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable.
 - Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo.

- Nivel VIE C: significa el máximo riesgo tolerable, o límite superior de aceptabilidad del riesgo, sobrepasarlo significa peligro grave para la salud.

5.2.3. Valoración de la calidad del suelo

El objetivo final de una valoración del riesgo de toxicidad para determinar los contenidos biodisponibles de cada metal se realizó:

1. Para cada clase de suelo contaminado, se calcularon los valores de metales biodisponibles para la mayor concentración de metal, y el máximo porcentaje cambiante.
2. Con los contenidos biodisponibles se establecieron los valores indicativos de la toxicidad real y potencial de los suelos. A partir de estos contenidos (máximos asimilables) se valora el peligro potencial de la toxicidad, que puede presentarse aún en suelos con baja contaminación.
3. Luego se procedió a valorar en base a si existe peligro real de toxicidad en los suelos (clases) para cada metal analizado. El peligro potencial se evalúa solo si se presenta en los suelos más contaminados para cada elemento, en este estudio solo se identificó para el caso del Cadmio.

5.2.4. Evaluación estadística de las propiedades fisicoquímicas y metales pesados en los suelos

Los resultados obtenidos tuvieron un tratamiento estadístico a través del software IBM SPSS 25 con el fin de conocer la distribución de las concentraciones de los metales en estudio presentes en el suelo. Por lo que se realizó el análisis y evaluación estadística de los contenidos de 16 metales pesados: As: Arsénico, Cu: Cobre, Cd: Cadmio, Pb: Plomo, Zn: Zinc, Co: Cobalto, Hg: Mercurio, Mo: Molibdeno, Ni: Níquel, Cr: Cromo, Sr: Estroncio, Mn: Manganeso, Zr: Zirconio, Ba: Bario, Ti: Titanio y Fe: Hierro. Y las propiedades fisicoquímicas del suelo: Materia orgánica (MO%), Potencial de hidrogeno (pH), Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), Carbonatos (CaCO₃) y Arcilla (Arc%).

Habiéndose realizado análisis de correlaciones entre grupos de metales; y correlaciones entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas más relevantes en la dinámica de los metales pesados en los suelos estudiado.

Con el análisis de los estadísticos descriptivos, y del método UCL95 (a través del software ProUCL) se obtuvieron los niveles de fondo de estos metales pesados, que sirvieron para establecer los Valores de referencia “VR”.

Con el objetivo de determinar la influencia de las propiedades fisicoquímicas del suelo, se realizaron pruebas de correlación múltiple, análisis factorial y análisis Cluster, logrando determinar las propiedades edáficas más relevantes en los procesos de adsorción y/o fijación de los metales pesados en el suelo estudiado, a partir de dicha información se determinaron las rectas de regresión, con los cuales se definieron los valores de referencia propuestos para los metales pesados presentes en los suelos del distrito de Luyando.

En consideración a los resultados que se obtuvieron y el tratamiento estadístico de las concentraciones de los metales pesados, se determinó la distribución espacial de estas concentraciones a través de los programas ArcGIS 10.2, con el objetivo de tener una identificación visual y representativa de los niveles de referencia para cada metal pesado evaluado en la presente investigación, que fueron obtenidos a través del método de ecuaciones lineales.

5.3. Métodos Analíticos

Como ya se mencionó las muestras de suelo fueron analizadas física y químicamente, y sus resultados procesados estadísticamente para determinar los valores de las propiedades físicas y química relevancia en el estudio, y de los metales los valores de fondo y niveles de referencia; a su vez se realizó la comparación de los valores con respecto a los estándares de calidad de suelo “ECA” y otras normativas, teniendo el objetivo de determinar qué áreas presenta mayor impacto por presencia de metales pesados o muestren valores que exceden las normativas ambientales respecto a los suelos utilizadas en este estudio.

5.3.1. Métodos de análisis físicos

Determinación de la clase textural - Método del hidrómetro.

En el laboratorio de suelos de la Universidad Nacional Agraria de la Selva, se realizó el análisis de la distribución del tamaño de las partículas permite obtener numéricamente la distribución de arena, limo y arcilla. Se determinó análisis granulométrico textura utilizando el método del hidrómetro de Bouyoucos

5.3.2. Métodos de análisis químicos

Determinación del pH

Se determinó el pH del suelo por potenciometría; con soluciones amortiguadas de pH conocido, el pH metro puede ser estandarizado, se presentó el suelo al pH metro en forma de suspensión de 1:1 (suelo: solución)

Determinación del Materia orgánica

En el laboratorio de suelos de la Universidad Nacional Agraria de la Selva, se estimó utilizando la medida del contenido del carbón orgánico (CO) en el suelo, se utilizó un procedimiento modificado del Método de Walkley-Black, que está basado en una oxidación húmeda, para determinar el contenido de CO en el suelo; se oxida la muestra en una solución de dicromato de potasio, utilizando el calor producido por la dilución de ácido sulfúrico concentrado.

En el Laboratorio del INGEMMET, se realizó el ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas (LOI), para las 48 muestras siguiendo el tratamiento químico de las muestras por Calcinación entre 950° C y 1000°C, siendo este método utilizado como test de calidad, y que asegura la remoción de la materia orgánica volátil en la muestra, en concreto la pérdida por ignición representa la cantidad de materia orgánica que tiene una muestra.

Determinación de los Carbonatos y la CIC.

La determinación de CaCO_3 se realizó a través de método LOI (fundamentado en calentamiento secuencial de las muestras en un horno). Donde la materia orgánica experimenta en primer lugar la combustión entre los $500\text{-}550^\circ\text{C}$, lo que provoca formación de CO_2 y ceniza. Posteriormente como la segunda fase la destrucción de los carbonatos a 950°C emite CO_2 , formándose óxidos. Se asume un peso de 44 g/mol para el dióxido de carbono y 60 g/mol para el contenido de carbonato (Luque, 2003), la pérdida de peso por LOI a 950°C , y multiplicado por 1.36, este resultado correspondería teóricamente (Bengtsson y Enell, 1986), como igual al peso del carbonato en la muestra original acorde con lo mencionado por Luque, (2003). Para la determinación de la CIC, se utilizó el método del acetato amónico a pH 7, se realizan los cálculos a partir de los niveles de potasio, magnesio, calcio, sodio e hidrógeno que se extrajeron en el análisis del suelo.

Determinación del contenido total de los metales pesados

Las muestras de suelo se analizaron en el laboratorio de química del INGEMMET, de la provincia de Lima Perú.

El laboratorio desarrolló un esquema de análisis para 34 elementos que incluyo varios métodos y ensayos, como se aprecia en el Cuadro 22.

Los límites de detección inferiores se muestran en el Cuadro 23.

Cabe resaltar que las 48 muestras de suelos analizadas pasaron por control de calidad en el área de preparación mecánica de muestras del laboratorio de química del INGEMMET.

Cuadro 14. Métodos analíticos ejecutados a muestras de suelo.

Método/Ensayo	Número de elementos	Elementos	Equipo
*Ensayo de elementos mayores en muestras sólidas por fusión eléctrica con metaborato de litio e ICP-OES.	18	Al ₂ O ₃ , CaO, Fe ₂ O ₃ , K ₂ O, MgO, MnO, Na ₂ O, P ₂ O ₅ , SiO ₂ , TiO ₂ , Y, Zr, Ba, Co, Cr, Ni, Sr, Zn.	ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES
*Ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-OES. *Ensayo de elementos menores en muestras sólidas por digestión multiácida e ICP-MS.	33	Ag, Ba, Co, Cr, Cu, La, Li, Ni, Pb, Sc, Rb, Sr, V, Zn, As, Bi, Cd, Mo, Sb, Tl, W, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Si, Ti, Y, Zr.	ICP-OES (RADIAL): marca VARIAN, modelo 735-ES, e ICP-MS: marca PERKIN ELMER, modelo 300D
*Ensayo de mercurio en muestras sólidas por digestión regia y AFS.	1	Hg	AFS: Espectrómetro de Fluorescencia Atómica.
*Ensayo de polimetálicos en muestras sólidas por digestión multiácida y AAS	5	Ag, Cu, Pb, Zn, Fe	Absorción atómica: Marca THERMO SCIENTIFIC, modelo ICE 3300
*Ensayo de pérdida de ignición en muestras sólidas.	1	LOI	HORNO DE CALENTAMIENTO: marca HINRA PERU, modelo HME- 14L

**métodos acreditados por INGEMMET*

Cuadro 15. Límites de detección (ug/g).

Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD	Elemento	LD
Ag	0.5	Sr	2	Ca	0.01	Hg	10
Ba	5	V	10	Fe	0.01	Al ₂ O ₃	0.01*
Co	1	Zn	1	K	0.01	CaO	0.01*
Cr	1	As	5	Mg	0.01	Fe ₂ O ₃	0.01*
Cu	2	Bi	2	Mn	0.01	K ₂ O	0.01*
La	2	Cd	1	Na	0.01	MgO	0.01*
Li	2	Mo	2	P	0.01	Na ₂ O	0.01*
Ni	5	Sb	2	Si	0.01	P ₂ O ₅	0.01*
Pb	5	Tl	0.5	Ti	0.01	SiO ₂	0.01*
Sc	5	W	5	Y	5	TiO ₂	0.01*
Rb	2	Al	0.01	Zr	5	LOI	0.01*

**LD utilizado por métodos acreditados por INGEMMET.*

La información obtenida en campo se anotó en fichas de registro, y se trasladaron a las hojas de datos excel; además, los resultados de análisis físico y químicos de las muestras también fueron organizadas en hojas de datos excel, para el procesamiento correspondiente acorde a la metodología establecida.

Cuadro 16. Estándares de calidad ambiental para suelo (ECA).

N°	Parámetro	Usos del Suelo		
		Suelo agrícola*	Suelo Residencial/ parques*	Suelo Comercial/industrial/ extractivos*
1	Arsénico	50	50	140
2	Bario total	750	500	2000
3	Cadmio	1.4	10	22
4	Mercurio	6.6	6.6	24
5	Plomo	70	140	1200

Fuente. Extraído de D.S. N°011-2017-MINAM (MINAM, 2017)

*(mg/kg).

Acorde a la metodología se realizó las comparaciones entre los resultados analíticos de las muestras de suelo con los ECA suelo según D.S. N°011-2017-MINAM (MINAM, 2017). Conociendo que en esta normativa solo se consideran cinco metales (Pb, Hg, As, Ba y Cd) respecto al total de elementos determinados en este estudio (Cuadro 24).

Cuadro 17. Estándares de calidad ECA (Perú) y CCME (Canadá) para suelo de 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
Niquel	--	45
Plomo	70	70
Selenio	--	1
Talio	--	1
Vanadio		130
Zinc	--	250

Fuente. D.S. N°011-2017-MINAM (MINAM, 2017), (CCME, 2020)

*(mg/kg).

Lo que nos llevó a revisar otras normas internacionales, entre ellas la más utilizada la establecida por Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2020), Canadian Soil Quality Guidelines (CSQG) for the Protection of Environmental and Human Health: Summary Tables (Cuadro 25). Entre otras normativas.

5.4. Análisis Estadísticos

Se procesaron los datos con los que se determinaron los parámetros estadísticos descriptivos de cada elemento, en cada nivel de observación habiendo realizado análisis estadístico univariante.

Como también se realizó la estadística bivariante, determinándose los coeficientes de correlación de Pearson, para posteriormente efectuar la estadística multivariante a través del análisis clúster, a fin de establecer las relaciones entre los distintos elementos químicos en el suelo.

La identificación del clúster permitió determinar la relación de estos en el suelo, de manera tal que nos sirve para definir el efecto que produce la carga química existente en los suelos del distrito de Luyando-Huánuco.

En concreto se determinaron los valores estadísticos con el programa estadístico SPSS de versión libre siendo:

- N.º de datos
- Media
- Mediana
- Desviación estándar
- Desviación estándar de la media
- Valor mínimo

- Valor máximo
- Gráfico Box-plot
- Histograma
- Gráfico de normalidad de la distribución
- Diagrama de probabilidad
- Test de normalidad de Kolmogórov-Smirnov

Se emplearon descriptores poblacionales de la tendencia central a la media aritmética, la media geométrica y la mediana, según la distribución que presenten los datos obtenidos.

Se empleó el UCL95 como estadístico representativo para cada uno de los metales pesados presentes en el suelo, conocido como el Límite Superior del Intervalo de Confianza Unilateral del 95% de la Media Aritmética (MINAM, 2015; US EPA, 2015), intervalo que depende del tipo de distribución que presenten los datos obtenidos.

Para la identificación de valores discordantes, se empleó el diagrama de cajas o boxplot, con el cual se pudo identificar valores atípicos, donde los valores que superan 1.5 veces el percentil p75 estos se representan con un círculo (o); y aquellos valores extremos que superan 3 veces el percentil p75 son representados con un asterisco (*) en su respectiva gráfica (Micó Llopis, 2005). Para la distribución de la población de los datos evaluados se ajustaron a una distribución normal, se tiene el test de normalidad de Kolmogórov-Smirnov. Es recomendable realizar el análisis de varianza con el fin de comprobar la homogeneidad de los contenidos de metales pesados; con lo cual se puede contrastar si existe o no equivalencias de las varianzas, a través de la prueba de Levene. Siendo de importancia el considerar que de obtenerse un valor de significancia bajo ($P < 0,05$), se tendrá diferencias significativas entre las medias comparadas de las poblaciones evaluadas.

Por otra parte, a través de pruebas de significación de muestras apareadas, se realizan contrastes de hipótesis empleadas para comparar a dos muestras y así determinar si existen diferencias significativas entre ellas o ambas representan a la misma población.

Por tanto, la prueba de significación a aplicar va a depender de la distribución de las poblaciones “Normal o No Normal”. Si presentasen distribución normal se aplica una prueba t por parejas y si fuese lo contrario, utilizar el método no paramétrico “La prueba de Wilcoxon”.

Del análisis correlacional, se identificó; la existencia o no, de la relación lineal entre dos variables estudiada, a través de un coeficiente de correlación; como ya se mencionó se tiene como requisitos la distribución normal de variables estudiadas, las medias independientes y el muestreo aleatorio.

Se empleo dos tipos de coeficientes de correlación (r) en función de la distribución de datos siendo: el coeficiente de correlación de Pearson, para dos variables con distribución normal y el coeficiente de correlación de Spearman, en caso de que una variable no se ajuste a la normalidad (Micó, 2005). Existe una correlación si el valor de significancia es bajo ($P < 0,05$) es decir, se rechaza la hipótesis nula (H_0).

Las regresiones lineales permiten visualizar si existe influencia de las variables independientes sobre la dependiente, considerando que existe relación lineal entre variables (Peris, 2005).

Con respecto al Análisis Estadístico Multivariante, al ejecutar el Análisis de Componentes Principales (ACP), se logró agrupar las variables analizadas en obteniendo menor número componentes, llevándonos a reconocer las posibles relaciones entre estas; como se sabe las variables analizadas son transformadas en nuevos componentes, estos se basan en las correlaciones determinadas entre las variables originarias, logrando explicar la totalidad de la varianza observada (Micó, 2005; Peris, 2005).

CAPITULO VI

RESULTADOS Y ANÁLISIS

6.1. Propiedades y correlaciones de parámetros físicoquímicos con metales de los suelos en estudio del Distrito de Luyando.

Se realizó el análisis, interpretación y discusión de resultados obtenidos de los correspondiente a las muestras extraídas de suelos agrícolas y de bosque natural del distrito de Luyando, cabe mencionar que las muestras se tomaron de 2 estratos para ambas condiciones de suelos (estrato superficial de 0-30 cm y estrato profundo mayores de 100 cm hasta 120 cm); además través del procesamiento estadístico bivariado y multivariado, se logró determinar las asociaciones de elementos metales estudiados:

6.1.1. Propiedades y Características de los suelos en estudio del distrito de Luyando

A. Parámetros Físicos:

1. **Textura:** La clase textural predominante en los suelos estudiados del distrito de Luyando es de Arcilloso y Franco arcillosa (suelos agrícolas y de bosque), se diferencia predominancia de clase textural franco arcilloso en la parte alta del, en la parte media predominancia de textura arcillosa al igual que la parte baja y poca presencia de franco arcillo limosa arenosa en áreas cercanas al río Huallaga.
2. **Color:** Del estudio de clasificación de suelos realizado se determinó que reportan el color de los suelos en 12 localidades: Alto San Juan de Tulumayo (ASJT), San Miguel de Tulumayo (SMT), Mishquipunta (MSQ), Bolaina (BO), San Gregorio (SG), Huáscar (HR), Marona (MR), Tres Esquinas (TE), Santa Rosa (SR), Alto Guacamayo (AG), Inkari (IK), Mapresa (MPR) deduciendo que no se identificaron

colores muy oscuros en la mayoría suelos ya que tienen de bajo a medios contenido de materia orgánica, respecto a los colores marrón rojizos pardos y/o amarillentas estas son características de suelos con presencia de óxidos de hierro hidratado unidos a arcilla y materia orgánica, indicando estas características de suelos anexos.

3. **pH:** El pH varía entre rangos que van desde 4.26 y 5.49 en los suelos superficiales de 0 a 30 cm, mostrando tendencias de más ácidas; en tanto que en los suelos profundos de 100 a 120 cm varía entre 5.5 a 7.5, tratándose de suelos cercanos a neutros y también a alcalinos que no denotan el impacto de los metales presentes, en lo que se refiere al drenaje que proviene de las partes altas de la cuenca.

B. Parámetros Químicos:

b.1. Elementos mayores – óxidos y dióxidos

De las 48 muestras analizadas se observa (ver Cuadro 26), un incremento leve Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 , K_2O , MgO , MnO , Na_2O , P_2O_5 , SiO_2 , TiO_2 en las muestras tomadas a mayor profundidad, que coinciden con su naturaleza geológica de roca sedimentaria con contenidos feldespáticos, las muestras superficiales más característicos de suelos de lutitas.

Cuadro 26. Elementos mayores óxidos en suelos.

Compuesto	Contenido promedio (%)	
	Suelo Superficial	Suelo profundo
Al_2O_3	11,19	15,10
CaO	0,46	0,55
Fe_2O_3	4,50	5,74
K_2O	1,55	2,18
MgO	0,81	1,11
MnO	0,09	0,10
Na_2O	0,13	0,15
P_2O_5	0,24	0,25
SiO_2	65,72	61,55
TiO_2	0,97	0,93

A razón de lo mostrado en el Cuadro 26, se describen los contenidos de los óxidos mayores en los suelos estudiados acorde a su distribución vertical (superficial y profunda) para cada elemento estudiado.

1. Alúmina (Al_2O_3)

Los contenidos de alúmina muestran tendencias similares (Figuras 5 y 6), con un mayor contenido en las muestras tomadas a más profundidad.

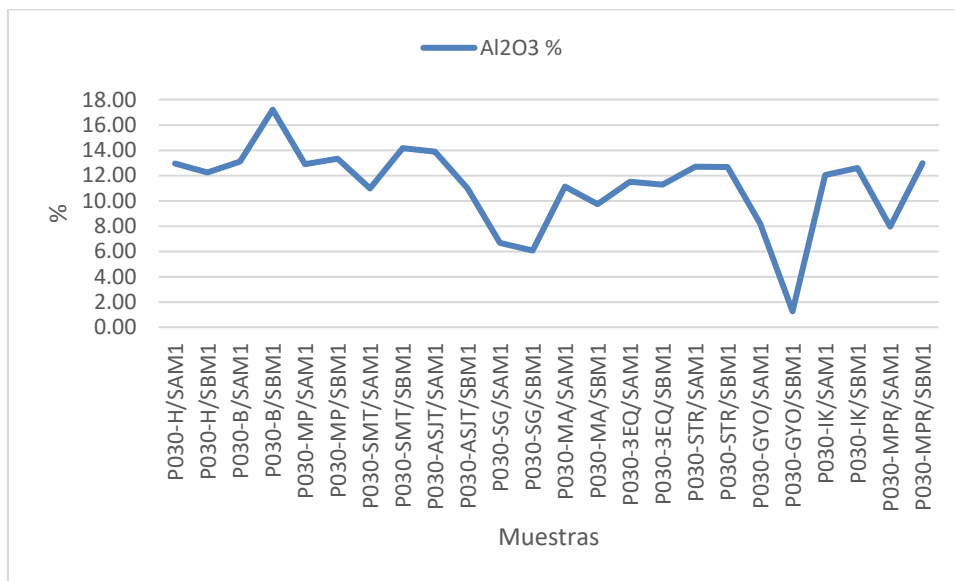


Figura 5. Alúmina (Al_2O_3) en suelos superficiales.

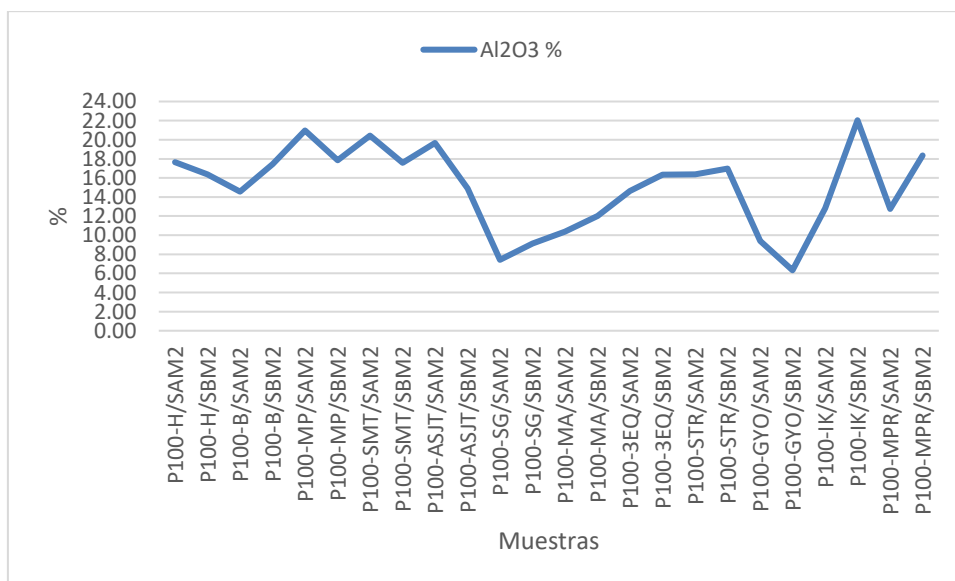


Figura 6. Alúmina (Al_2O_3) en suelos profundos.

2. Óxido de calcio (CaO)

Los contenidos de CaO muestran una mínima variabilidad en los suelos superficiales (Figura 7) y profundos (Figura 8), desde cantidades mínimas hasta un 4.53%, siendo los contenidos bajos en los niveles profundos.

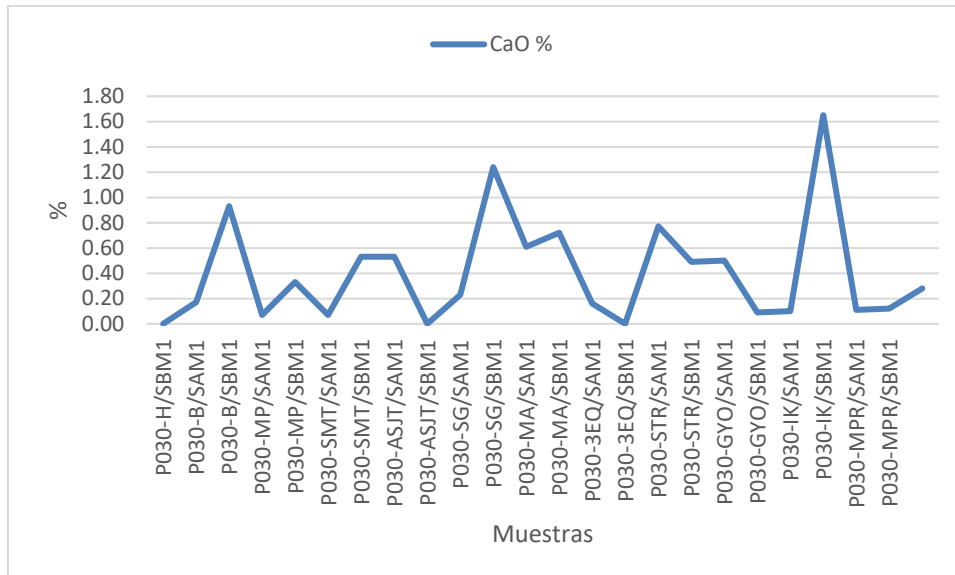


Figura 7. Óxido de calcio (CaO) en suelos superficiales.

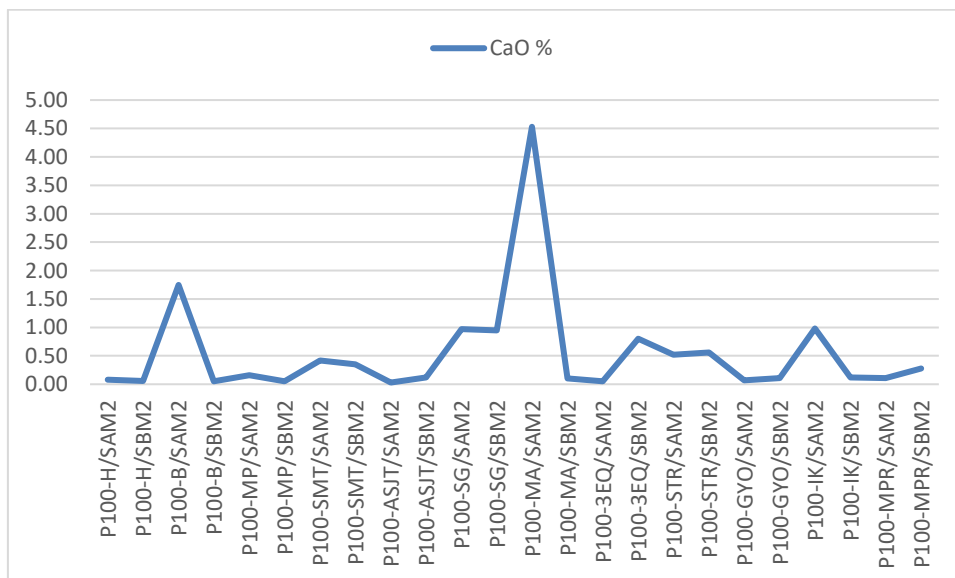


Figura 8. Óxido de calcio (CaO) en suelos profundos.

3. Óxido de Hierro (Fe₂O₃)

Los contenidos de valores de Fe₂O₃ muestran una ligera variabilidad en los suelos superficiales varían entre 0.26 y 6.96% (Figura 9), y 1.07 y 9.65% en suelos profundos (Figura 10), mostrando una tenue mayor oxidación en los suelos profundos

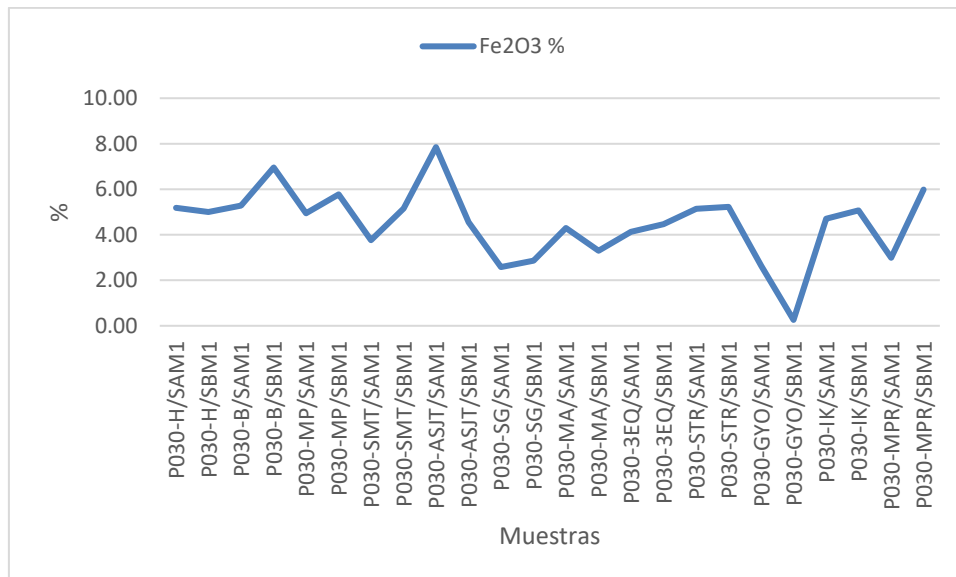


Figura 9. Óxido de Hierro (Fe₂O₃) en suelos superficiales.

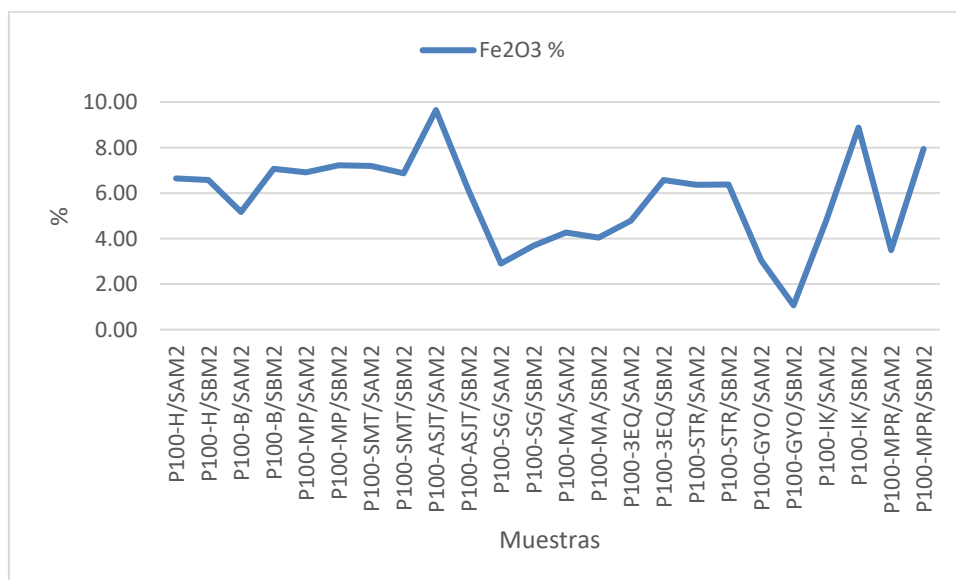


Figura 10. Óxido de Hierro (Fe₂O₃) en suelos profundos.

4. Óxido de Potasio (K₂O)

Los valores de K₂O muestran similar tendencia en ambos niveles; tanto para los suelos superficiales (Figura 11), como para los suelos profundos (Figura 12), observando en algunas muestras valores altos mayores a 3.30% siendo esto posiblemente a los aportes relacionados al uso de agroquímicos fertilizantes, ya que dichas muestras representan áreas de producción agrícola de cacao.

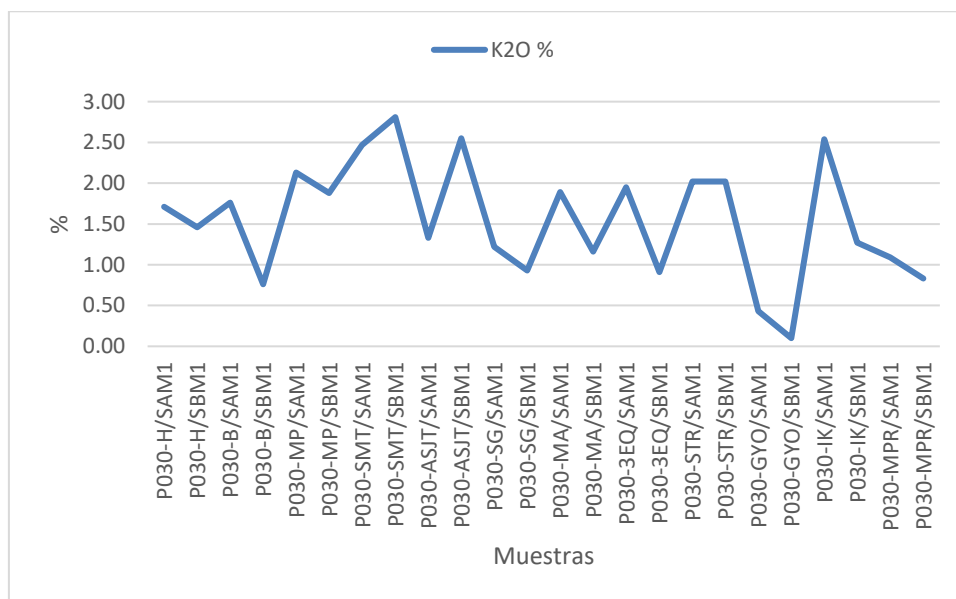


Figura 11. Óxido de Potasio (K₂O) en suelos superficiales.

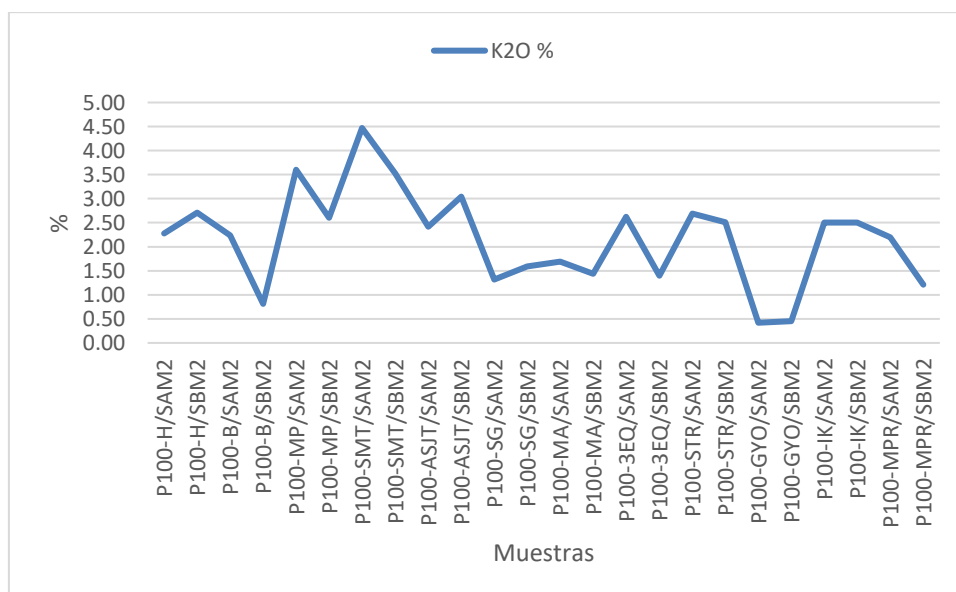


Figura 12. Óxido de Potasio (K₂O) en suelos profundos.

5. Óxido de Magnesio (MgO)

Los valores de MgO muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 13), como para los suelos profundos (Figura 14), con valores medios para algunas muestras, con un ligero incremento en los niveles profundos, tal el caso de la muestra P100-STR/SBM2, con valores de 1.7%.

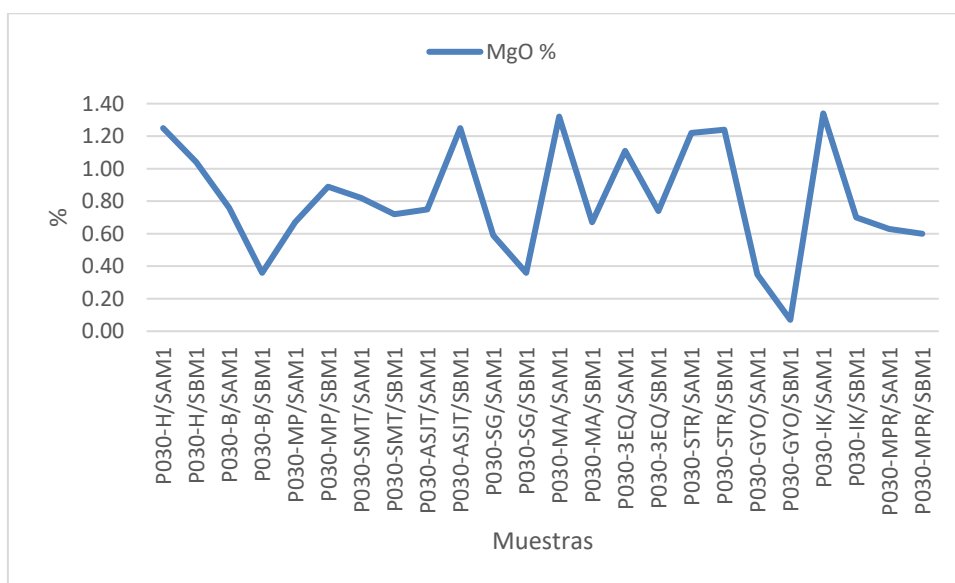


Figura 13. Óxido de Magnesio (MgO) en suelos superficiales.

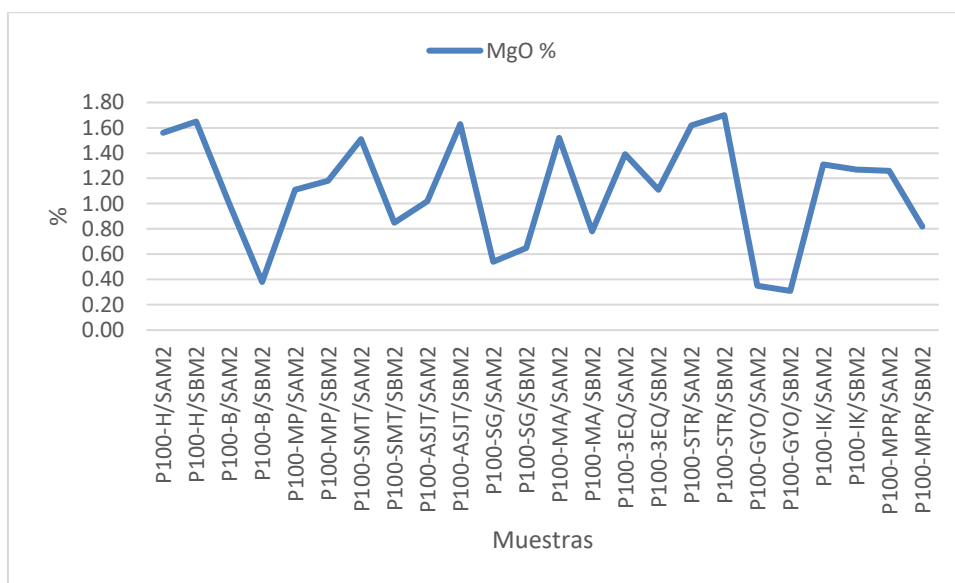


Figura 14. Óxido de Magnesio (MgO) en suelos profundos.

6. Óxido de Manganeso (MnO)

Los valores de MnO muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 15), como para los suelos profundos (Figura 16).

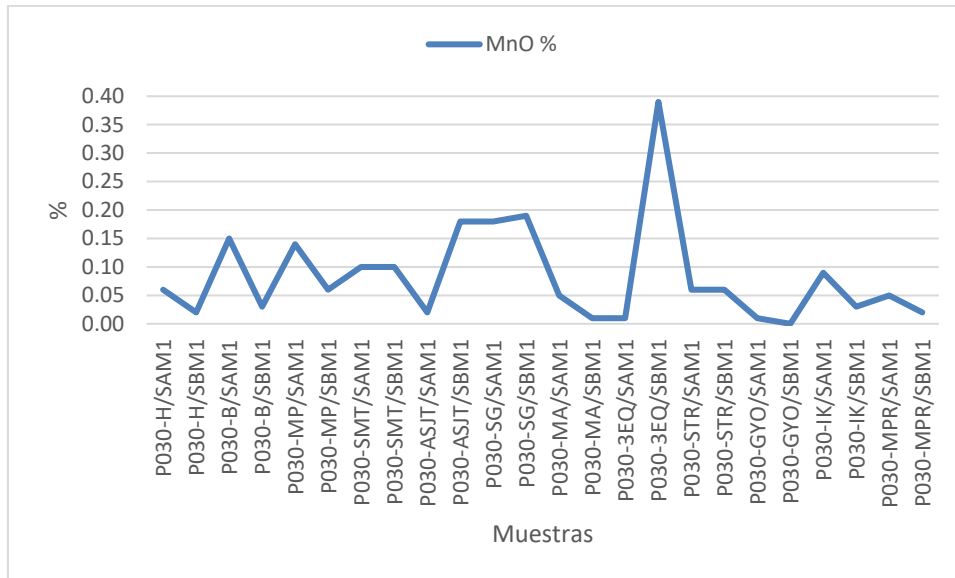


Figura 15. Óxido de Manganeso (MnO) en suelos superficiales.

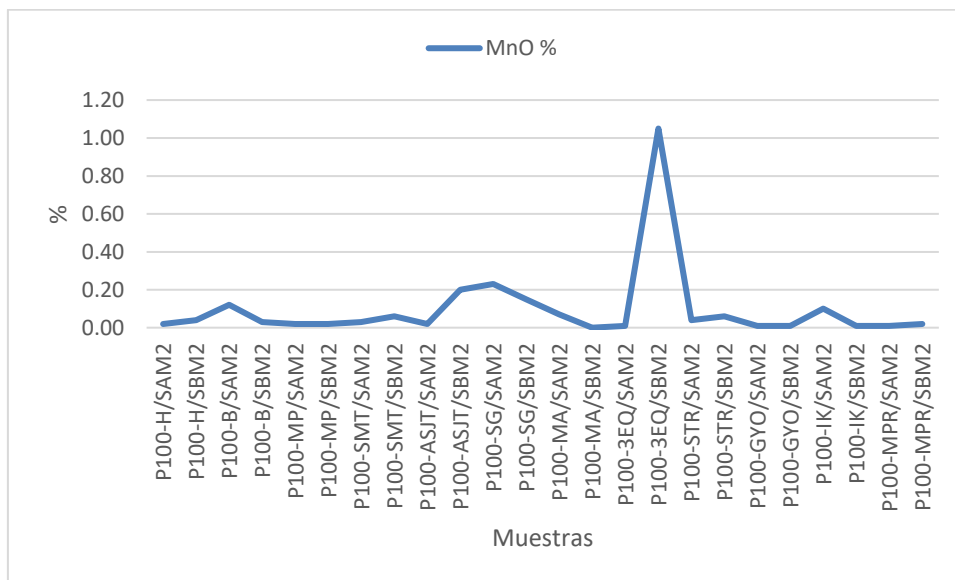


Figura 16. Óxido de Manganeso (MnO) en suelos profundos.

7. Óxido de Sodio (Na_2O)

Los valores de Na_2O muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 17), como para los suelos profundos (Figura 18).

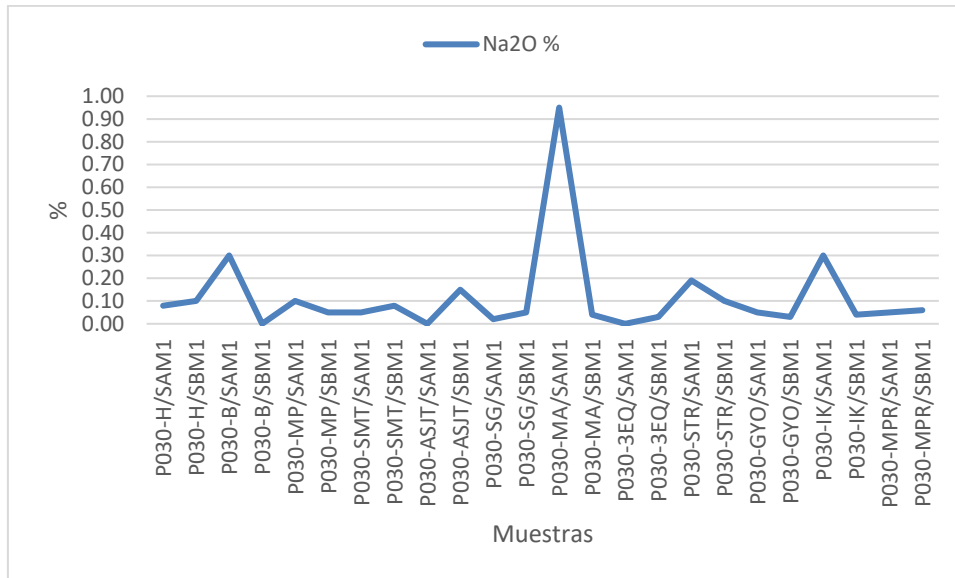


Figura 17. Óxido de Sodio (Na_2O) en suelos superficiales.

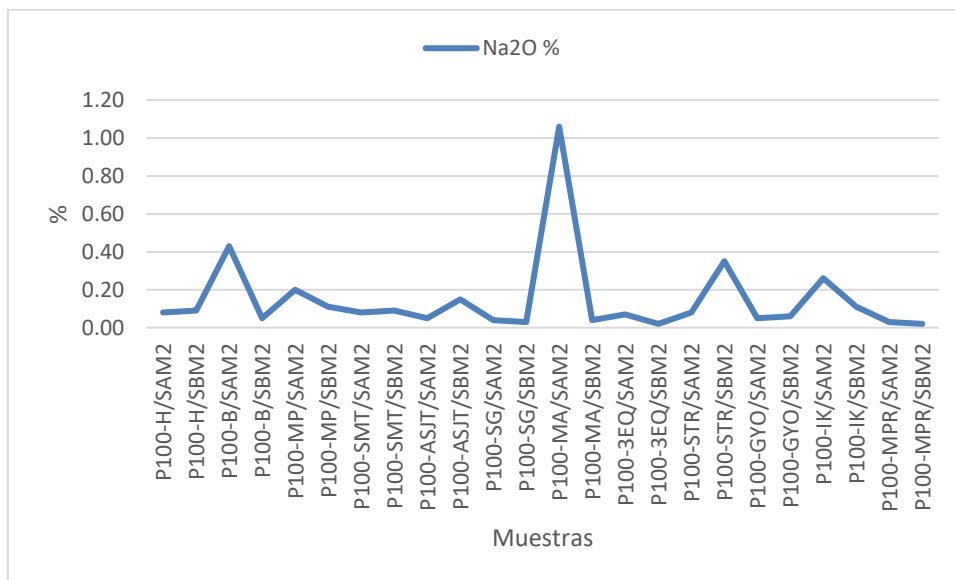


Figura 18. Óxido de Sodio (Na_2O) en suelos profundos.

8. Óxido de Fosforo (P_2O_5)

Los valores de Na_2O muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 19), como para los suelos profundos (Figura 20).

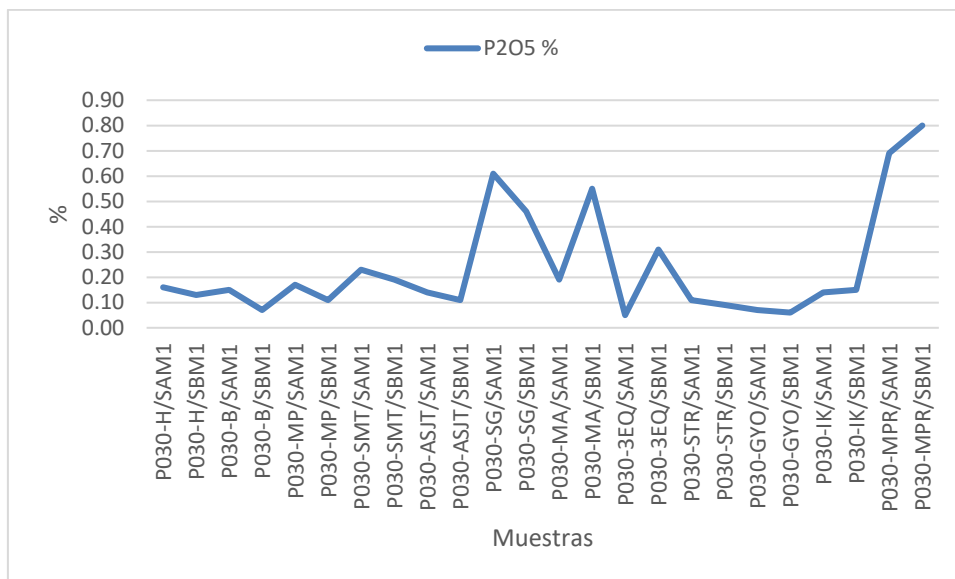


Figura 19. Óxido de Fosforo (P_2O_5) en suelos superficiales.

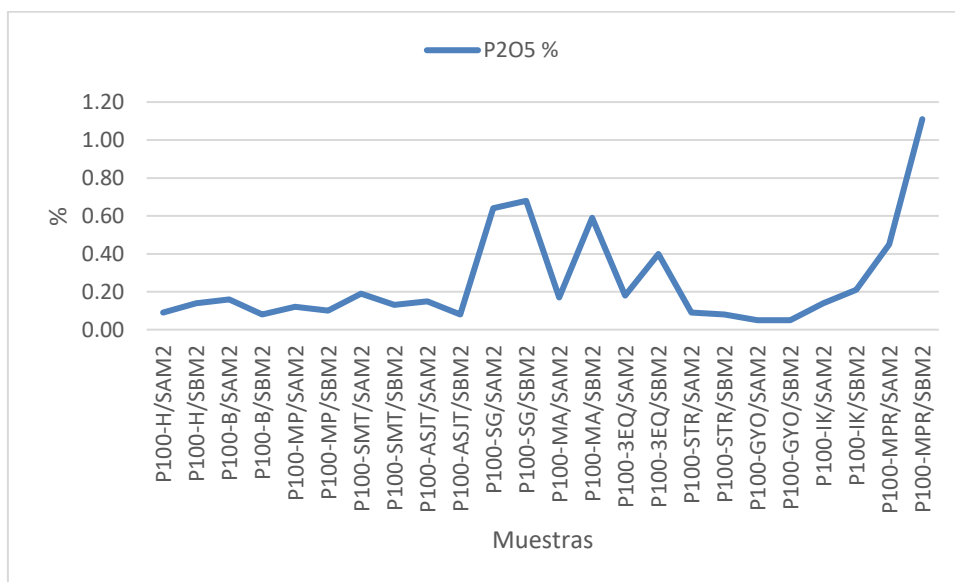


Figura 20. Óxido de Fosforo (P_2O_5) en suelos profundos.

9. Dióxido de Sílice (SiO₂)

Los valores de Sílice muestran una ligera mayor abundancia de sílice, en concordancia con las características naturales de suelos francos arenosos en los niveles superficiales (Figura 21), respecto a los suelos profundos se observan que los valores (Figura 22), muestran contenidos de sílice menores en promedio.

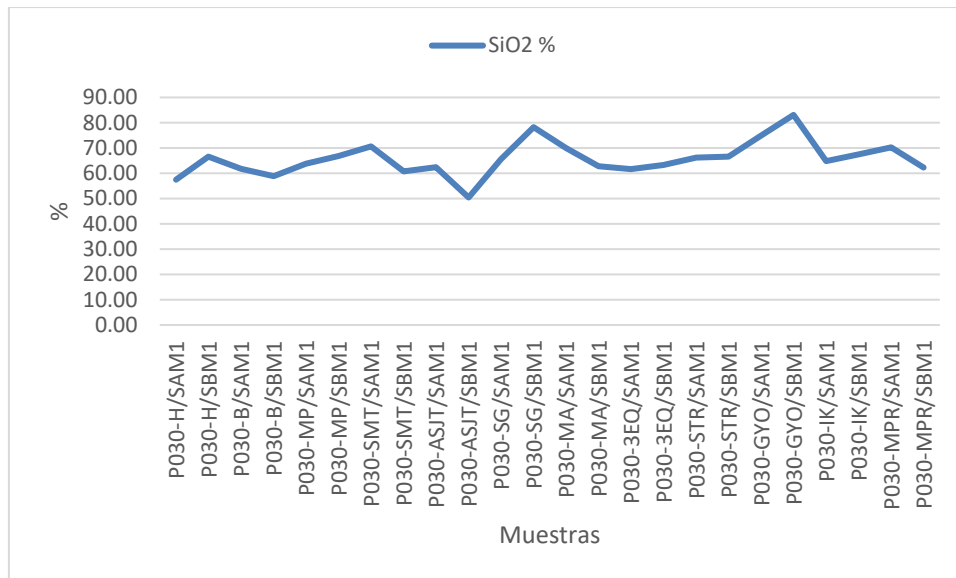


Figura 21. Dióxido de Sílice (SiO₂) en suelos superficiales.

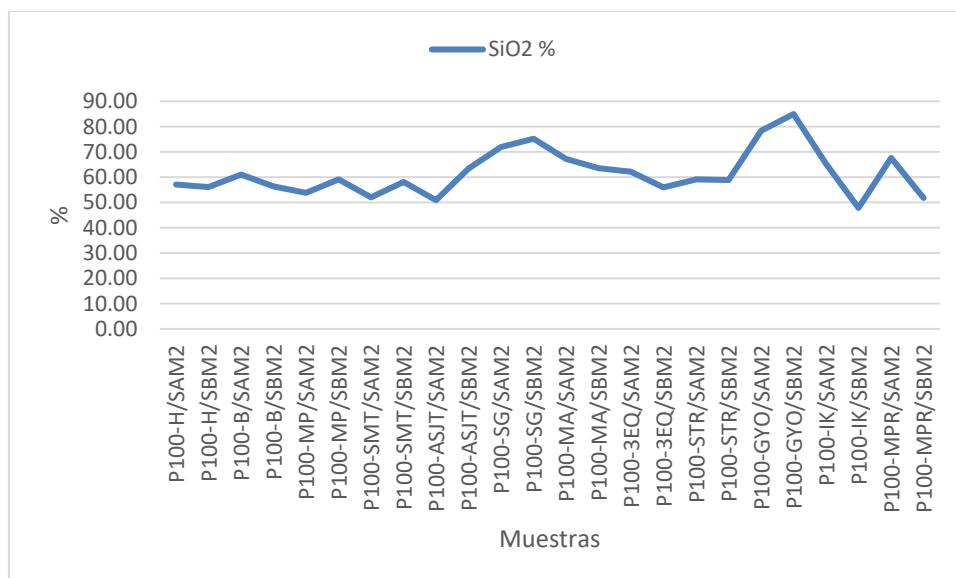


Figura 22. Dióxido de Sílice (SiO₂) en suelos profundos.

10. Dióxido de Titanio (TiO₂)

Los valores muestran una ligera mayor abundancia de dióxido de Titanio, en los niveles superficiales (Figura 23), respecto a los suelos profundos se observan que los valores (Figura 24), muestran contenidos menores en promedio.

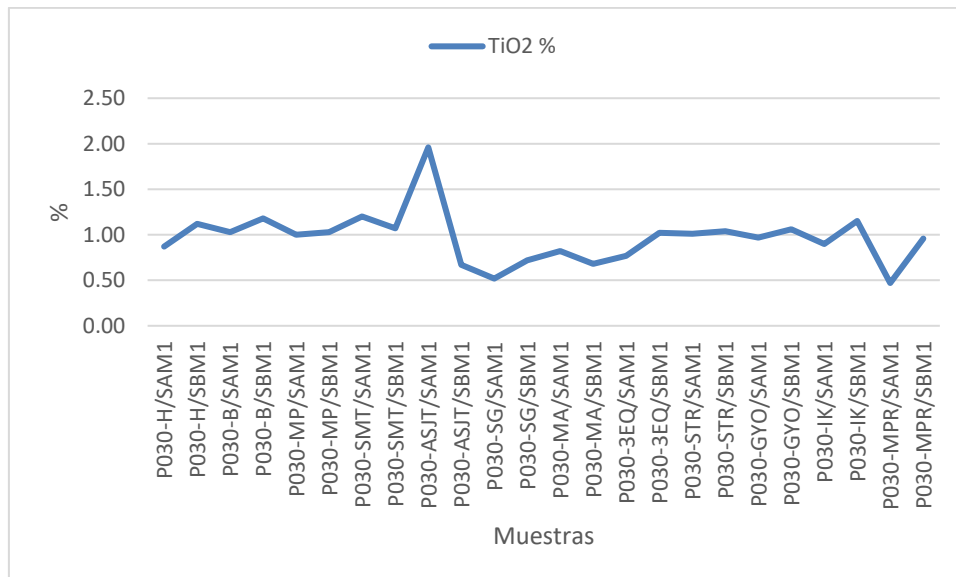


Figura 23. Dióxido de Titanio (TiO₂) en suelos superficiales.

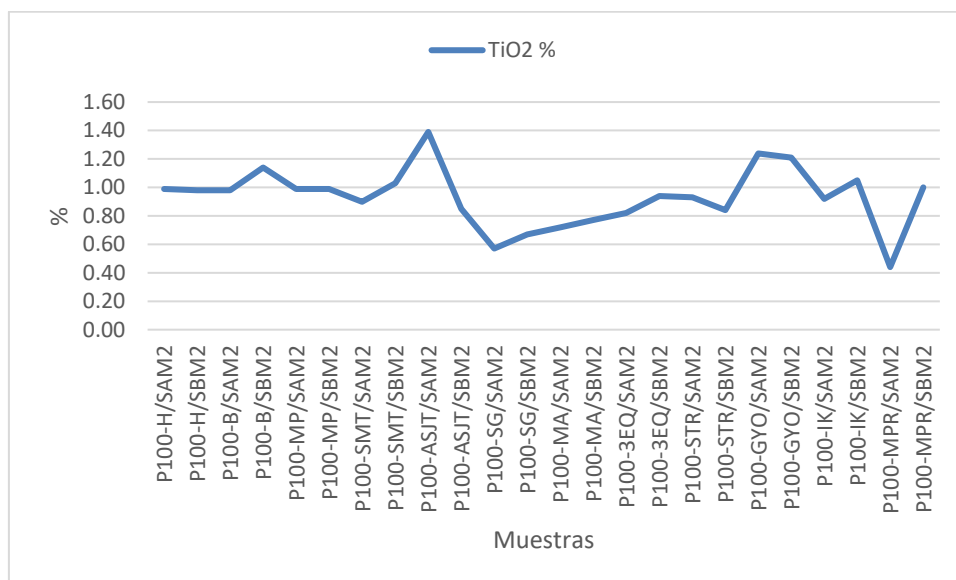


Figura 24. Dióxido de Titanio (TiO₂) en suelos profundos.

b.2. Elementos mayores – macroelementos primarios y secundarios

De las 48 muestras analizadas se observa (ver Cuadro 27), un incremento leve de Ca, K, Mg, Na, P; en las muestras tomadas a mayor profundidad.

11. Calcio (Ca)

Los valores de Ca muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 25), como para los suelos profundos (Figura 27), siendo valores medios para todas las muestras, con un ligero incremento en los niveles profundos, tal el caso de la muestra P100-MA/SAM2, con valor de 3.24%.

Cuadro 18. Elementos mayores macroelementos primarios y secundarios en suelos.

Elemento	Contenido promedio (%)	
	Suelo Superficial	Suelo profundo
Ca	0,33	0,39
K	1,29	1,81
Mg	0,49	0,67
Na	0,09	0,11
P	0,10	0,11

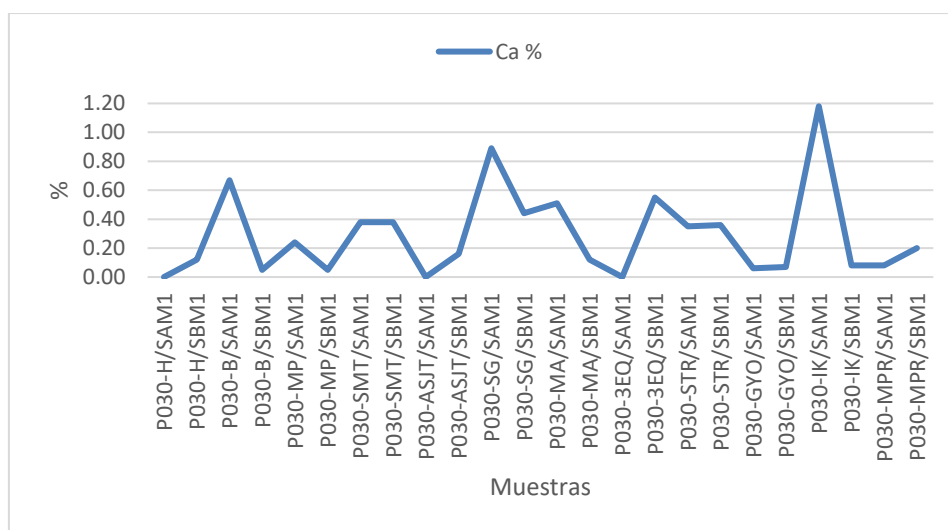


Figura 25. Calcio en suelos superficiales.

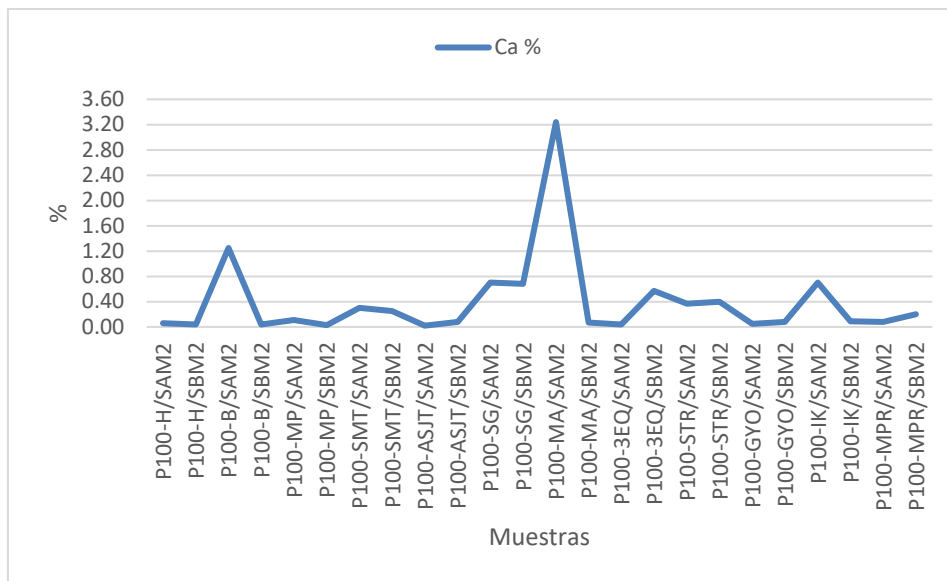


Figura 26. Calcio en suelos profundos.

12. Potasio (K)

Los valores de K muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 27), como para los suelos profundos (Figura 28), estando los valores entre medios a altos para todas las muestras, con un ligero incremento en los niveles profundos.

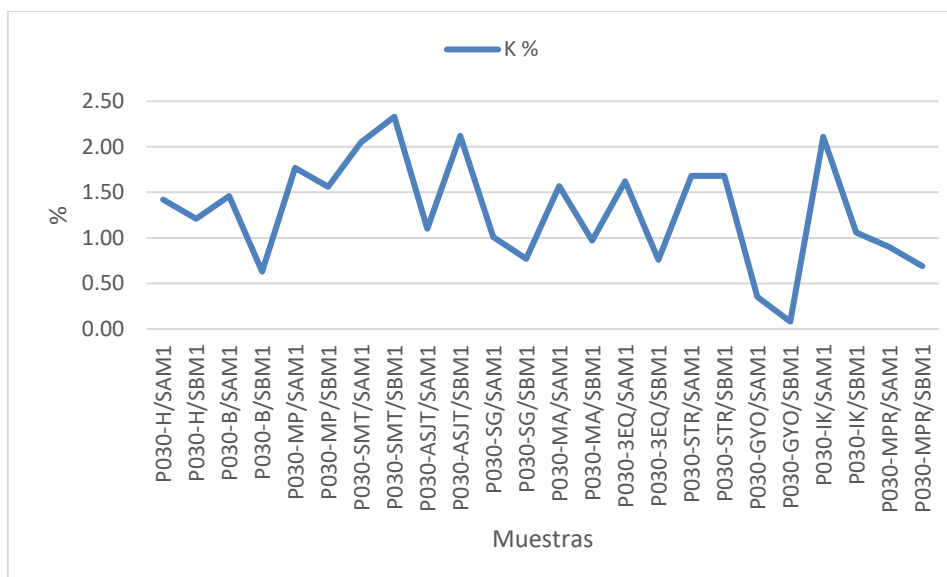


Figura 27. Potasio en suelos superficiales.

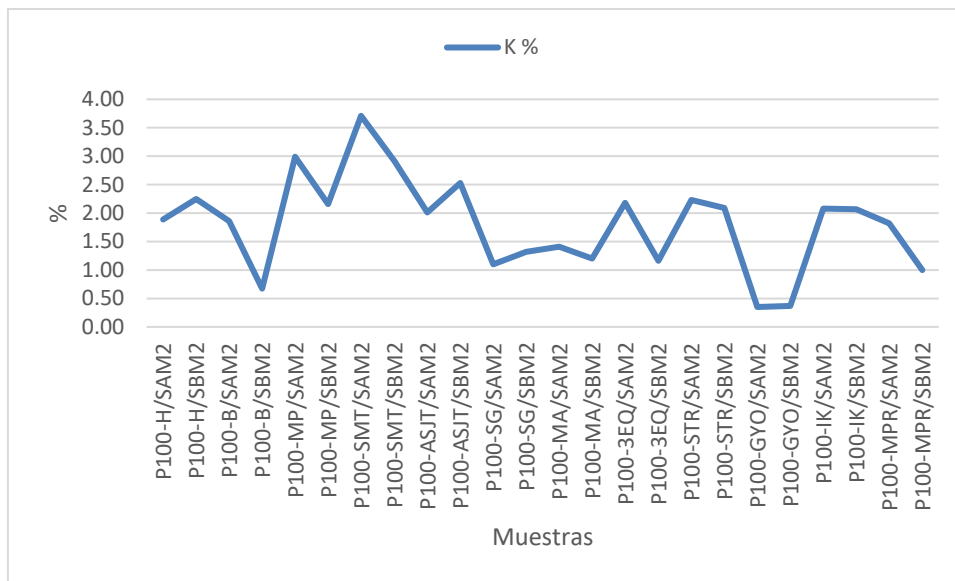


Figura 28. Potasio en suelos profundos.

13. Magnesio (Mg)

Los valores de Mg muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 29), como para los suelos profundos (Figura 30), estando los valores entre niveles bajos a medios para todas las muestras, con un ligero incremento en los niveles profundos.

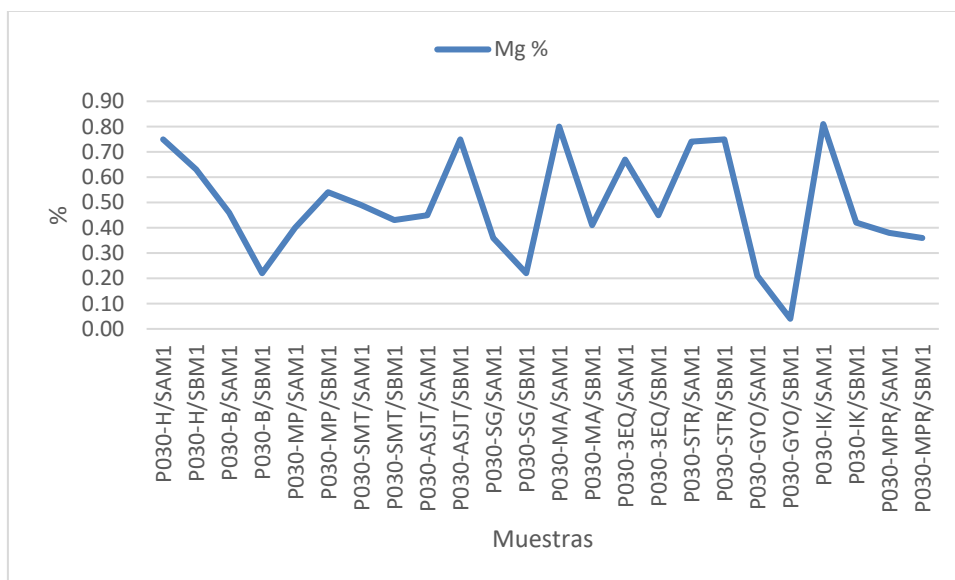


Figura 29. Magnesio en suelos superficiales.

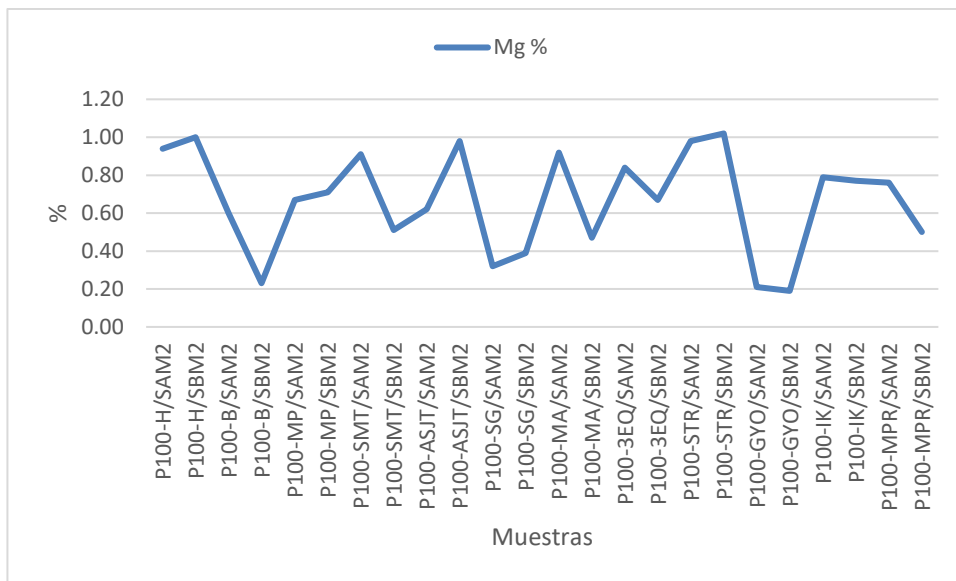


Figura 30. Magnesio en suelos profundos.

14. Sodio (Na)

Los valores de Na muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 31), como para los suelos profundos (Figura 32), encontrándose los valores entre niveles muy bajos para todas las muestras, con un ligero incremento en los niveles profundos.

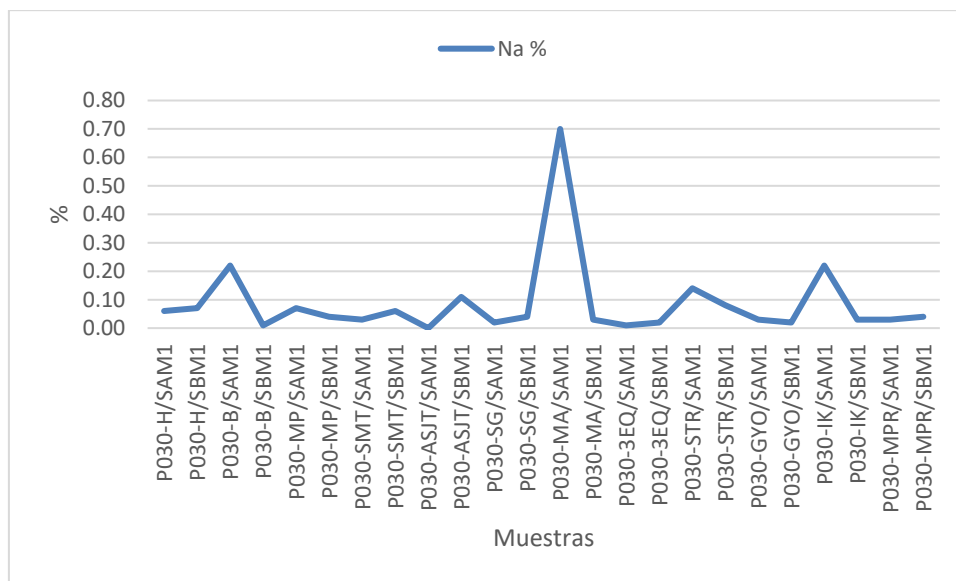


Figura 31. Sodio en suelos superficiales.

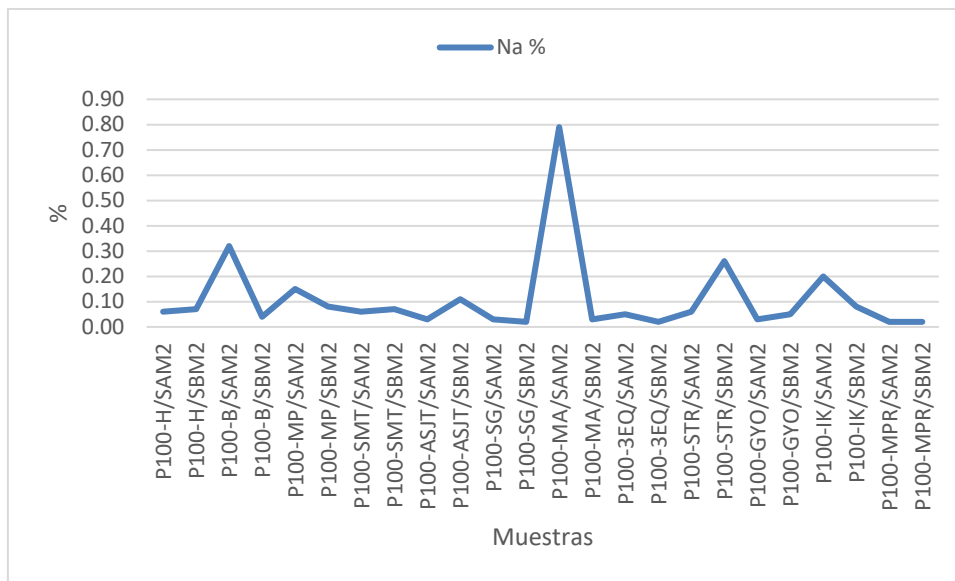


Figura 32. Sodio en suelos profundos.

15. Fósforo (P)

Los valores de P muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 33), como para los suelos profundos (Figura 34), siendo los valores muy bajos para todas las muestras.

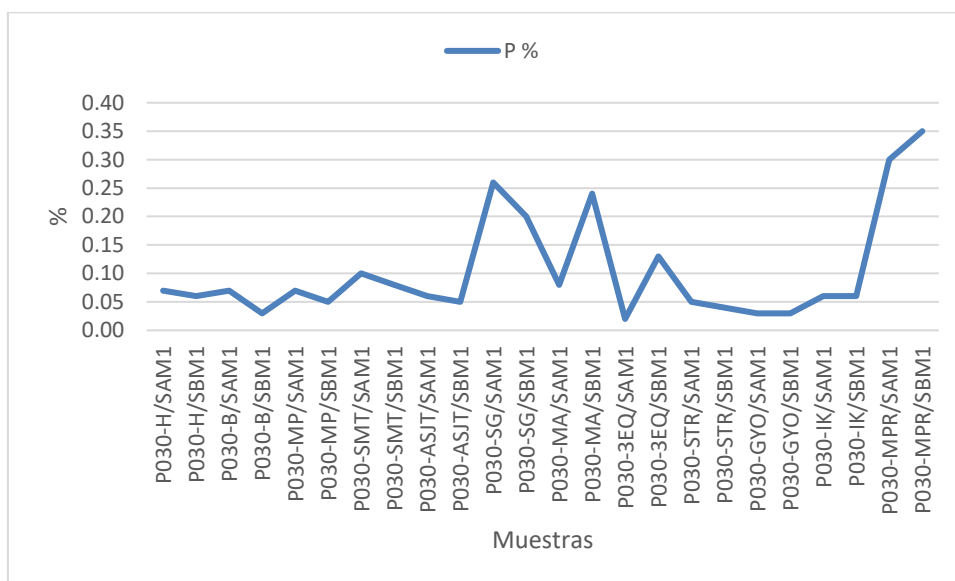


Figura 33. Fósforo en suelos superficiales.

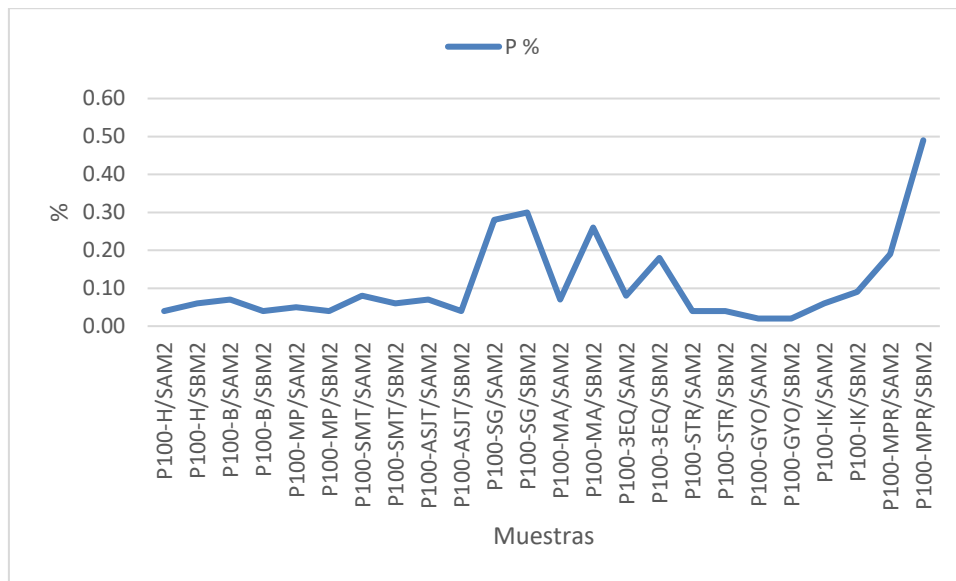


Figura 33. Fosforo en suelos superficiales.

b.3. Contenidos totales de los metales pesados en estudio

Los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Ba y Fe muestran mayores contenidos a niveles profundos del suelo (ver Cuadro 28), se puede asumir que esto se da a razón de la movilización y concentración de estos debido a procesos pedogenéticos que se puedan dar en estos tipos de suelos tropicales, a diferencia del Zr y Ti que disminuyen a nivel profundo.

Cuadro 19. Contenidos promedio de metales pesados en suelos estudiados.

Elemento	Contenido promedio (%)	
	Suelo Superficial	Suelo profundo
As	14,25	16,40
Cu	13,04	14,21
Cd	2,33	2,67
Pb	22,00	25,33
Zn	101,38	128,75
Co	8,96	10,04
Hg	0,11	0,13
Mo	4,25	4,55
Ni	25,91	36,63
Cr	57,46	73,92
Sr	166,13	186,33

Mn	0,07	0,09
Zr	440,92	363,71
Ba	223,75	291,54
Ti	0,58	0,56
Fe	3,15	4,01

Además, se obtuvieron en los resultados la presencia de otros metales pesados como Y, La, Li, Sc, Rb, V, Sb, Tl y Al (ver Cuadro 29) con promedios mayores a niveles profundos también asumimos que se dan como resultado de la movilización y concentración de estos a razón de los procesos pedogenéticos

Cuadro 20. Otros metales pesados en suelos estudiados.

Elemento	Contenido promedio (%)	
	Suelo Superficial	Suelo profundo
Y	32,38	40,92
La	40,24	45,15
Li	22,64	27,79
Sc	13,91	19,63
Rb	68,79	85,75
V	132,58	158,17
Sb	4,00	4,00
Tl	1,91	2,36
Al	5,92	7,99

b.3.1. Metales pesados normados por los ECA para suelos

A continuación, se describen los contenidos de metales pesados (ver Cuadro 28) acorde a los Estándares de Calidad para suelo, según su distribución vertical, para cada metal pesado estudiado.

a. Arsénico (As)

De los suelos superficiales y profundos se observan para ambos grupos que una muestra sobrepasa el valor de la ECA (50 ppm) para suelo vigente, siendo la muestras P030-3EQ/SBM1 y P100-3EQ/SBM2, con valores de 58 y 80 ppm respectivamente. (Figura 34 y 35).

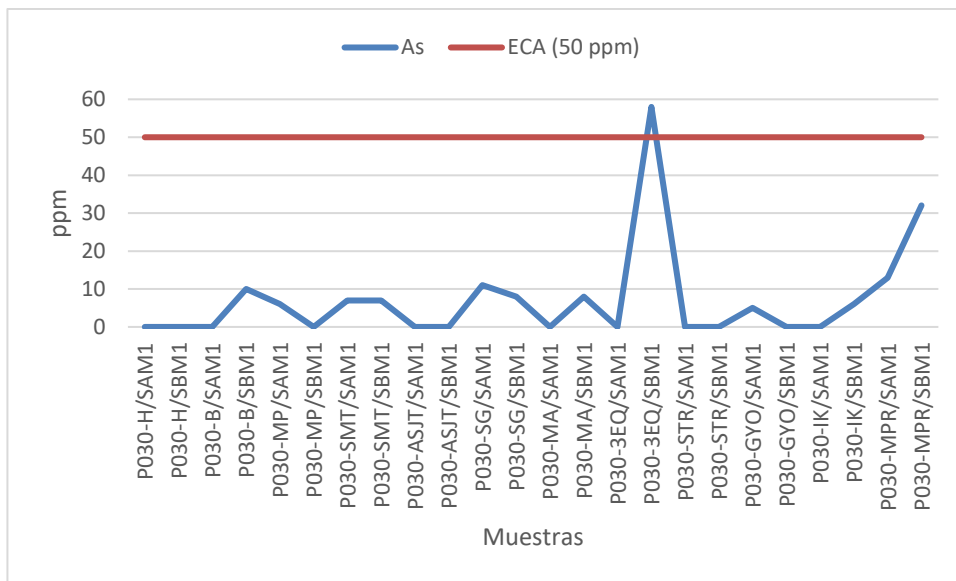


Figura 34. Arsénico en suelos superficiales.

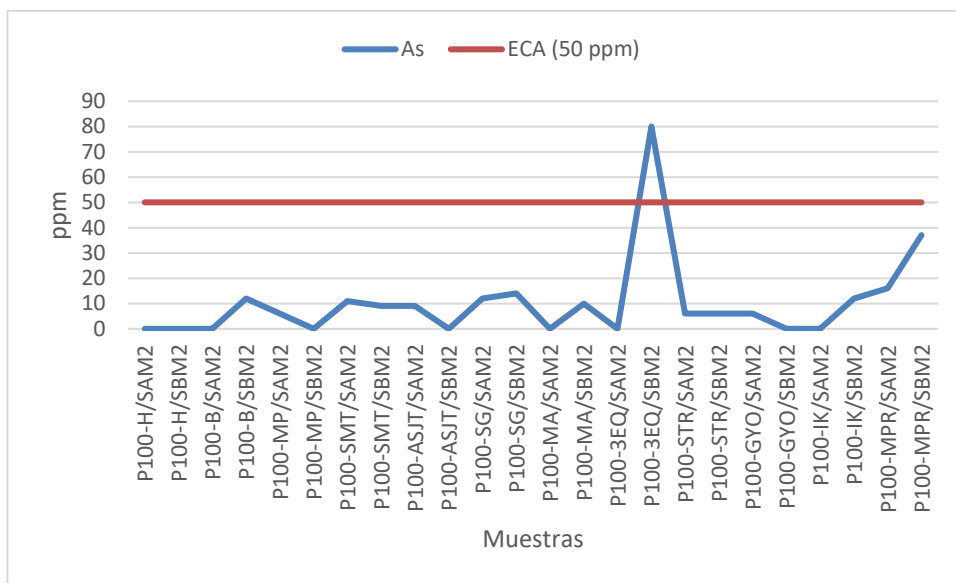


Figura 35. Arsénico en suelos profundos.

b. Cadmio (Cd)

Para los suelos superficiales se observan que 3 de las muestras sobrepasan el valor de la ECA para suelo vigente (1.40ppm), las muestras son P030-SG/SAM1, P030-SG/SBM1, y P030-3EQ/SBM1 con valores de 2 ppm, 3 ppm y 2 ppm respectivamente. (Figura 36).

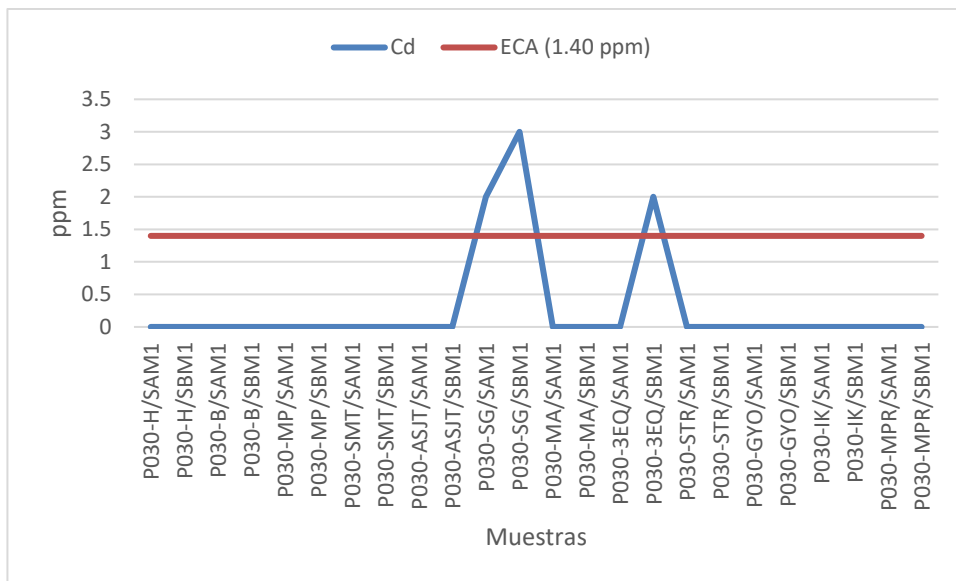


Figura 36. Cadmio en suelos superficiales.

Respecto a los suelos profundos se observan que 2 de las muestras sobrepasan el valor de la ECA para suelo vigente, las que son P100-SG/SAM2 y P100-3EQ/SBM2, con valores de 2 ppm y 5 ppm respectivamente. (Figura 37).

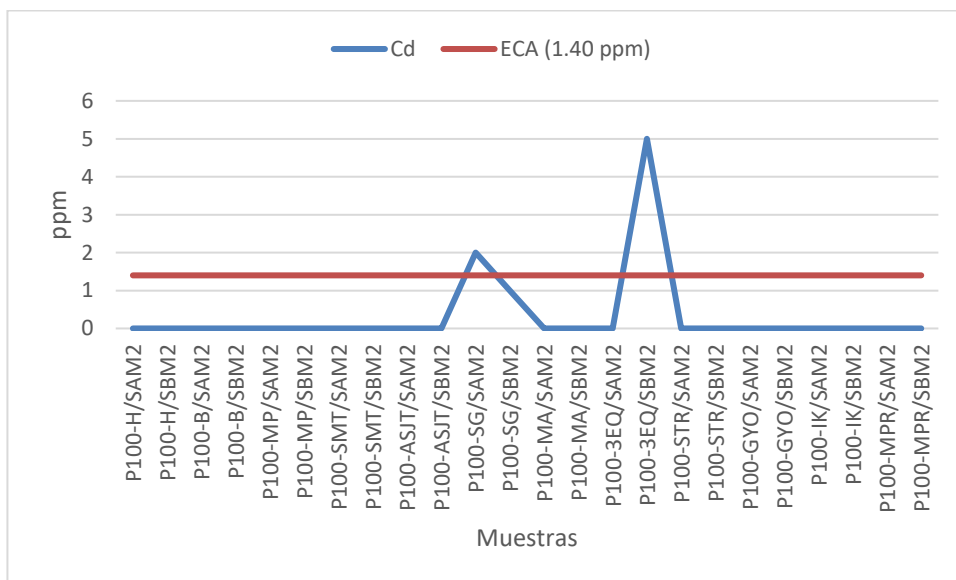


Figura 37. Cadmio en suelos profundo.

c. Plomo (Pb)

Para los suelos superficiales se observa que una de las muestras sobrepasa el valor de la ECA para suelo vigente (70 ppm), siendo la muestra P030-3EQ/SBM1 con valor de 98 ppm. (Figura 38).

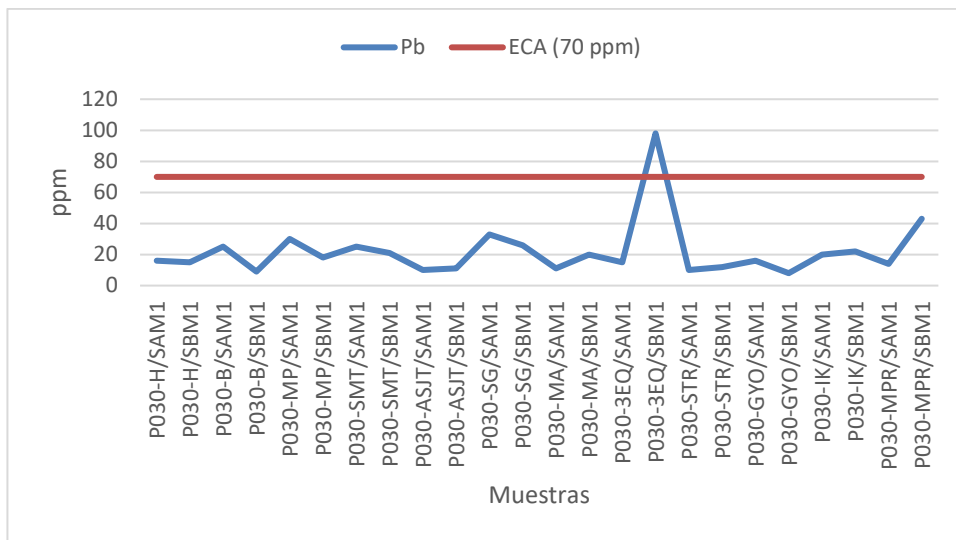


Figura 38. Plomo en suelos superficiales.

Incrementándose el valor de 128 ppm en la muestra P100-3EQ/SBM2 de los suelos profundos; esta muestra sobrepasa el valor de la ECA para suelo vigente. (Figura 39).

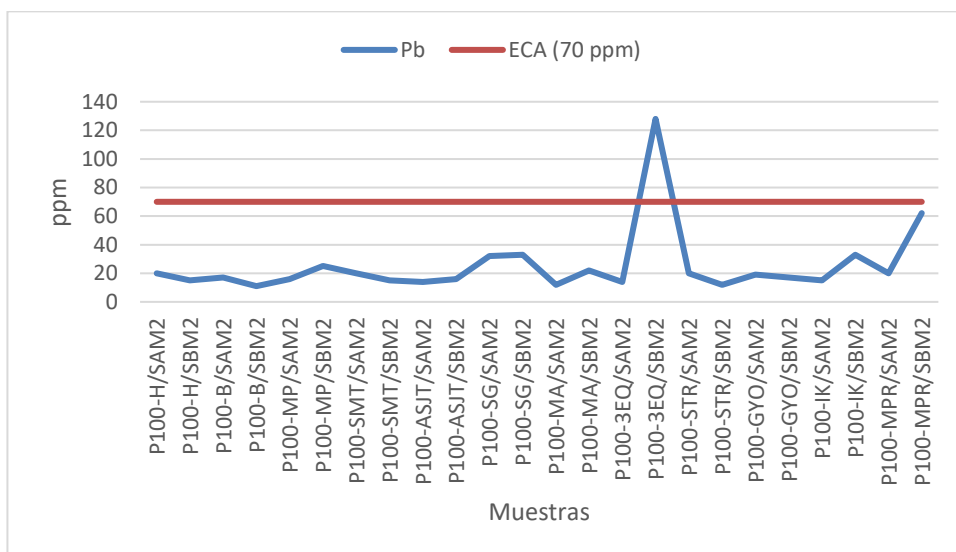


Figura 39. Plomo en suelos profundos.

d. Mercurio (Hg)

Para los suelos superficiales y profundos se observa que ninguna de las muestras sobrepasa el valor de la ECA para suelo vigente (6.6 ppm), ver figura 40 y 41.

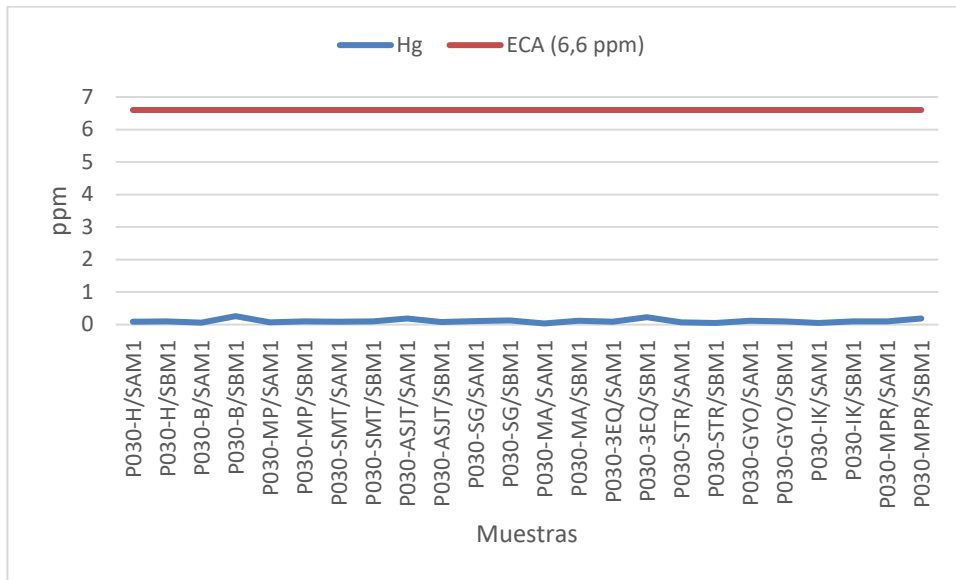


Figura 40. Mercurio en suelos superficiales.

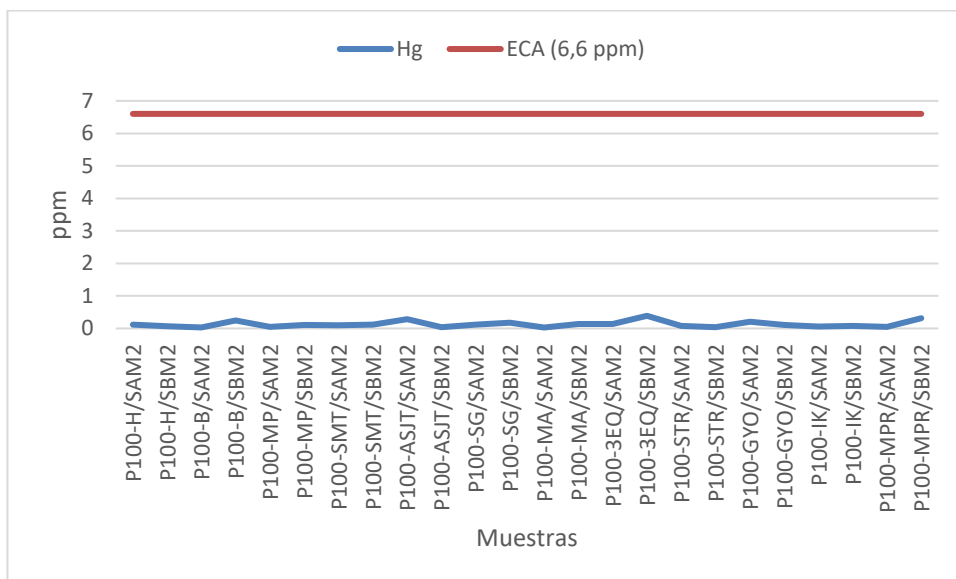


Figura 41. Mercurio en suelos profundos.

e. Bario (Ba)

Para los suelos superficiales y profundos se observa que ninguna de las muestras sobrepasa el valor de la ECA para suelo vigente (750 ppm), ver figura 42 y 43.

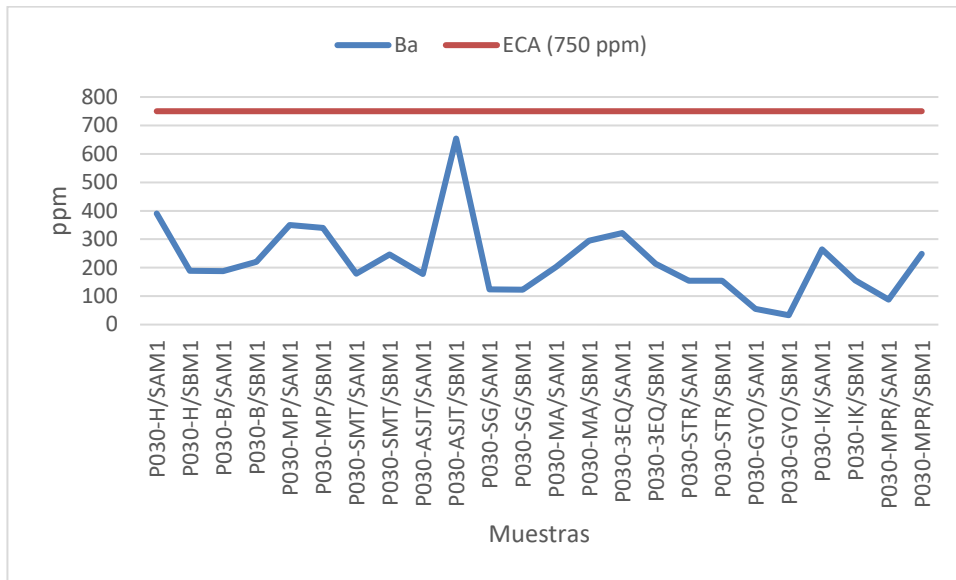


Figura 42. Bario en suelos superficiales.

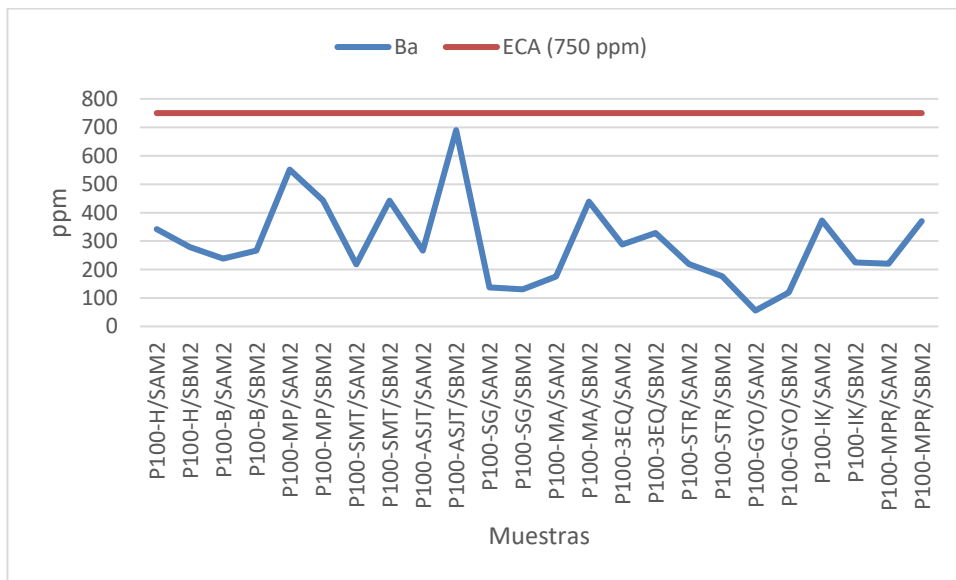


Figura 43. Bario en suelos profundos.

Con respecto a los metales pesados considerados en los ECA para suelos de uso agrícola se observa que en las muestras analizadas en su mayoría no superan los valores establecidos, salvo para la zonas de muestreo de San Gregorio tanto para las muestras

superficiales y profundas de suelo con cultivo de Cacao que superan el ECA de Cadmio. Por otro lado, en la Comunidad de Tres Esquinas se tiene valores que exceden el ECA para el Arsénico, Cadmio y Plomo en muestras de Bosque secundario que fueron Ex cavales hace más de 25 años para ambas profundidades. Referida carga metálica se debe a razones antropogénicas conociéndose que en ambas zonas se hizo uso excesivo de productos agroquímicos, sumándose también la acumulación a razón de lavado de suelos superficiales por ser la zona de precipitaciones considerables y haber existido deforestación de las partes altas. Respecto a los valores de mercurio y Bario no llegan a superar el ECA, se observaron que ocurre valores cercanos al ECA para Bario en la Comunidad de Alto San Juan de Tulumayo ubicado en zonas altas cercana a cultivos de Cacao con valores entre los 650 a 690 ppm para ambas profundidades (Figura 40 y 41).

Conociendo que los contenidos de materia orgánica no muy altos en las zonas de muestreo, pero se sabe que estos suelos tiene características texturales de clase arcillosas existe un contraste respecto al contenido de estos metales, siendo los valores del Bario consideración cercanos a concentraciones altas; se estarían cumpliendo debido a la presencia significativa de arcillas por las clases textural que obedecen los suelos en estudio, (Chira, 2021) mencionó que la movilidad del Ba es limitada en el suelo por su carácter litófilo, además de tener estrecha relación con el Na. Con respecto al mercurio este es fijado mayormente en la capa superficial del suelo por que se adhiere a la materia orgánica, óxidos de Fe, óxidos de Mn, y arcillas, por lo tanto, conociendo los contenidos de óxidos de Fe y Mn que son bajos (Figura 9 y 15) y los contenidos de materia orgánica bajos, lo que nos indican la razón de no observar contenidos considerables de Mercurio (Hg) en las capas superficiales de suelo estudiado (Figura 40).

b.3.2. Metales pesados No normados por los ECA para suelos

Acorde al Cuadro 28, se describen los contenidos de metales pesados que no han sido consideradas en la normativa vigente de Estándares de Calidad para suelo del Perú, pero si se estudian a nivel internacional como las Normas Canadiense, Holandesa, Española y de Norteamérica EPA, realizando un análisis descriptivo y comparativo de los elementos determinados en los suelos estudiados acorde a su distribución vertical para cada metal pesados estudiado mostrado en el Cuadro 28; los cuales son el Cu, Zn, Co, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ti y Fe.

a. Cobre (Cu)

En las figuras 44 y 45 se muestran el contenido de Cu en suelos profundos y superficiales dichos valores no sobrepasan el estándar canadiense (63ppm) ni estándar holandés (36ppm) DTIV “Dutch Target and Intervention Values” por lo que se deduce que los contenidos de Cu en suelos son bajos; solo existe un valor cercano al estándar holandés siendo la muestra P100-3EQ/SBM2 con 34 ppm. (Figura 45).

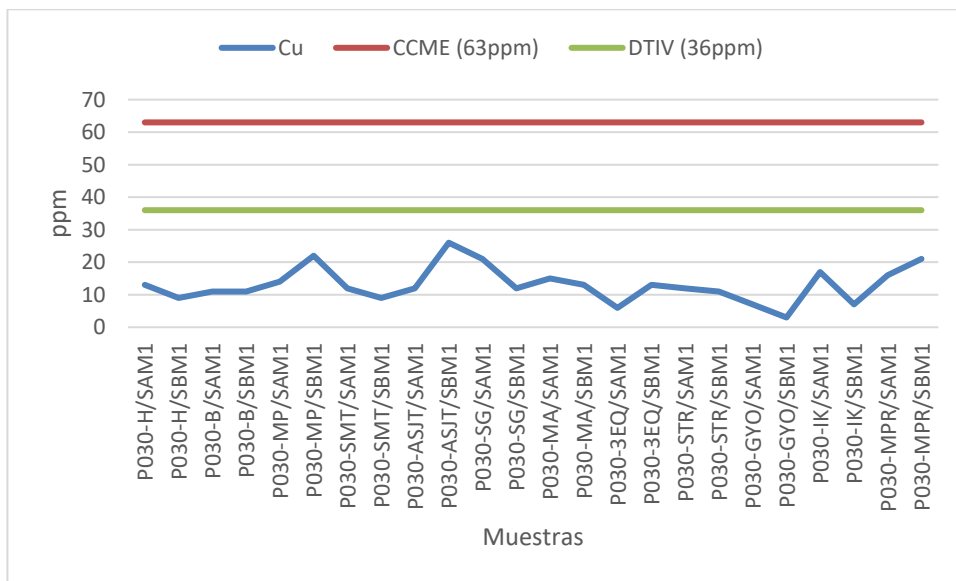


Figura 44. Cobre en suelos superficiales.

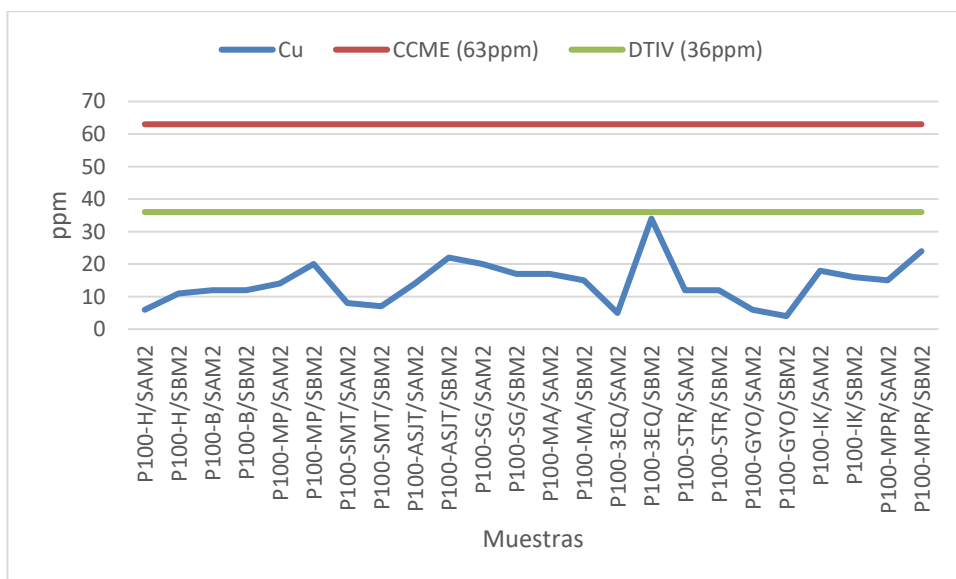


Figura 45. Cobre en suelos profundos.

b. Zinc (Zn)

En suelos superficiales 2 muestras (P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1) superan el estándar canadiense (200ppm), y 1 muestra (P030-MPR/SAM1) supera el estándar holandés (140ppm), se observa que los valores de Zn muestran una ligera similitud en ambos niveles; además de similar tendencia en su distribución tanto para los suelos superficiales (Figura 46), como para los suelos profundos (Figura 47), en general más del 87.5% de muestras no superan los estándares internacionales de Zn encontrándose en rangos normales de contenido en el suelos. Se puede asegurar que la mayor presencia de Zn en los niveles superficiales, están ligadas a abundancias de Pb, Cd, As, entre otros.

En los suelos profundos (Figura 47), se tienen 2 muestras (P100-3EQ/SBM2 y P100-MPR/SBM2) superan el estándar canadiense (200ppm), y 2 muestras (P100-SG/SBM2 y P100-MPR/SAM2) supera el estándar holandés (140ppm), contando con los contenidos más bajos para el estándar, coincidiendo con las tendencias del Pb, Cu y Cd. Por lo que el 83% de muestras no superan los estándares internacionales para el Zn; encontrándose en rangos normales de contenido en los suelos.

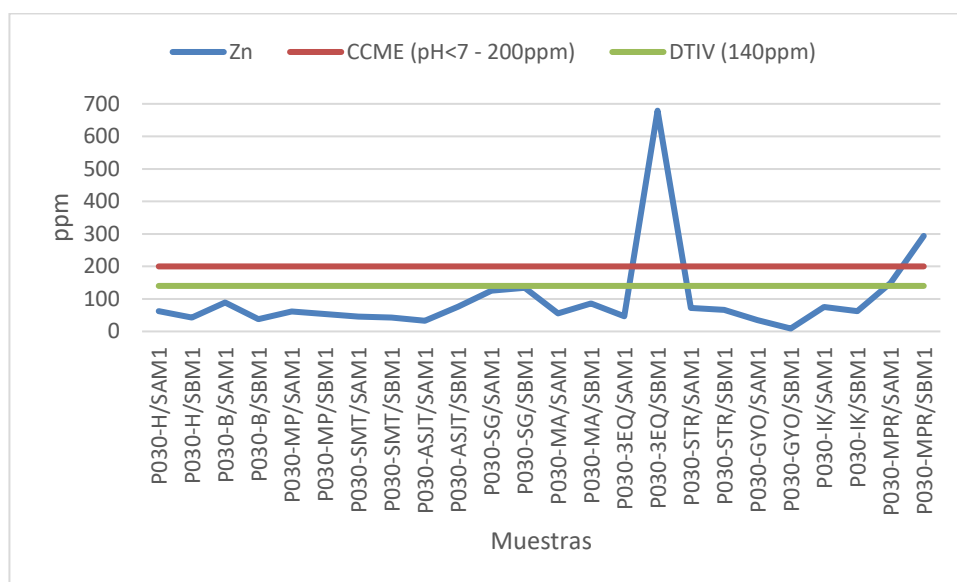


Figura 46. Zinc en suelos superficiales.

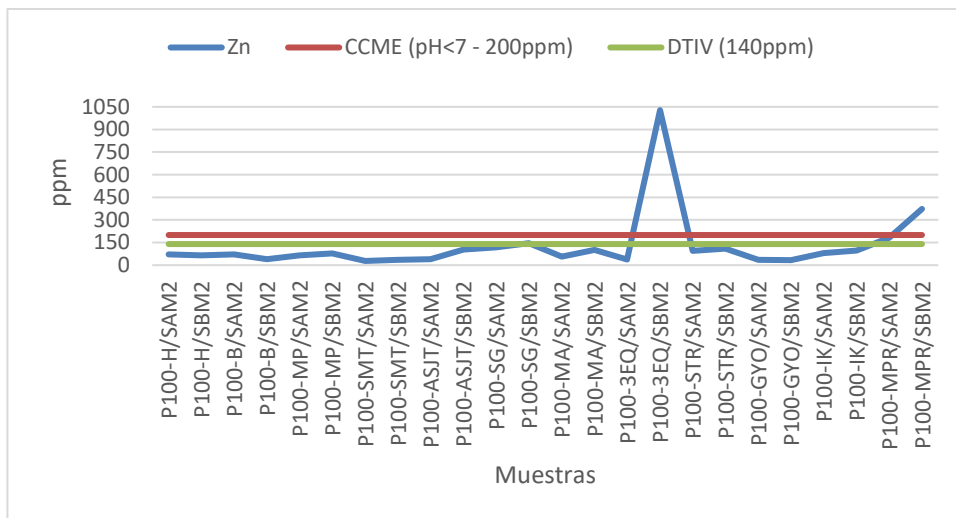


Figura 47. Zinc en suelos profundos.

c. Cobalto (Co)

En suelos superficiales el 50% de muestras superan el estándar holandés (9ppm) en concentración de Cobalto, ninguna muestra supera el estándar canadiense (40ppm), se observa que las concentraciones de cobalto muestran una similar tendencia en su distribución para ambos niveles (Figura 48 y 49). Por otra parte, en suelos profundos el 58% de muestras superan el estándar holandés en concentración de Cobalto, ninguna muestra supera el estándar canadiense (40ppm), deducimos que los contenidos de Co en estos suelos son bajos; solo existe en el grupo de suelos profundos un valor cercano al estándar canadiense siendo la muestra P100-ASJT/SBM2 con 31 ppm. (Figura 49).

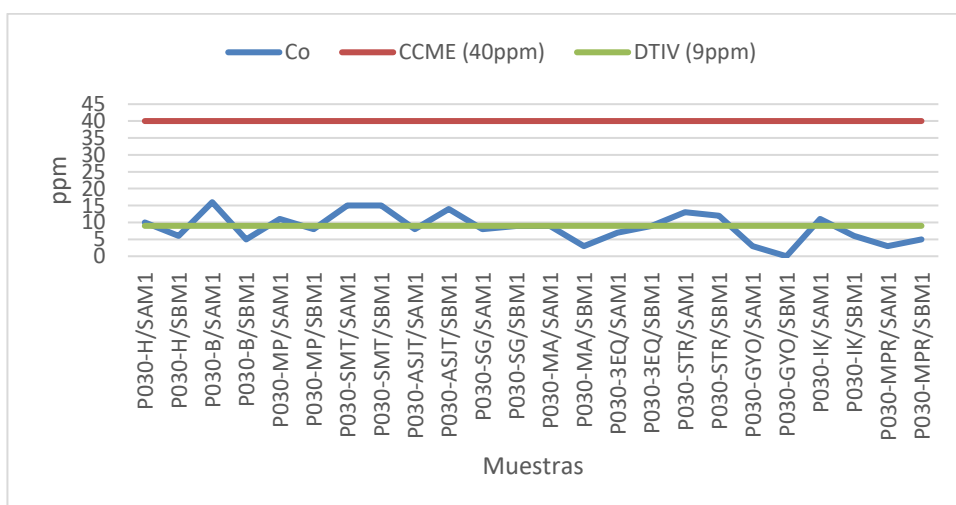


Figura 48. Cobalto en suelos superficiales.

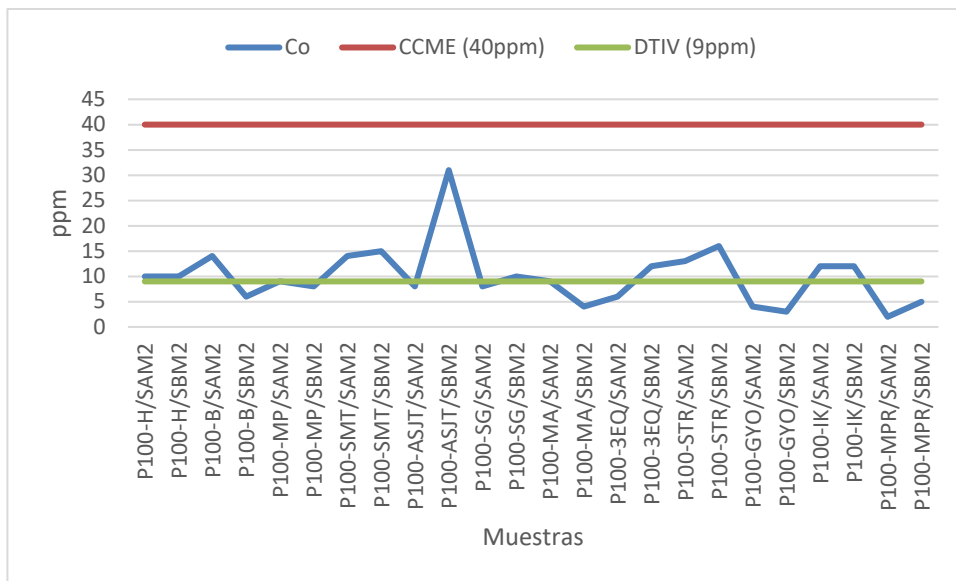


Figura 49. Cobalto en suelos profundos.

d. Molibdeno (Mo)

En suelos superficiales el 13% de muestras superan el estándar canadiense (5ppm) en concentración de Molibdeno, 20% de muestras superan el estándar holandés (3ppm) en concentración de Molibdeno (Figura 50).

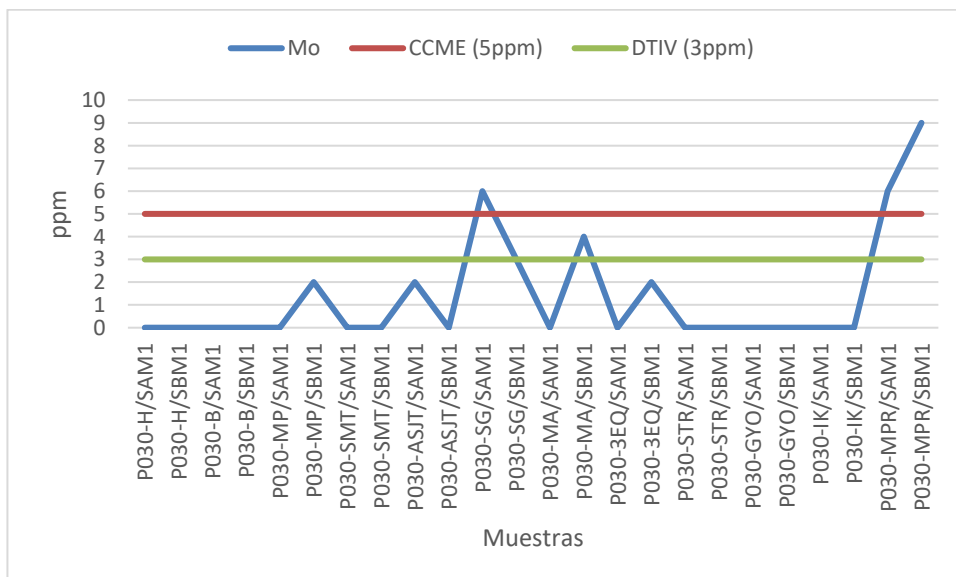


Figura 50. Molibdeno en suelos superficiales.

Por otra parte, en suelos profundos el 33% de muestras superan el estándar holandés y el 25% el estándar canadiense en concentración de Molibdeno. Se observa que

las concentraciones de Molibdeno muestran una ligera similitud de tendencia en su distribución para ambos niveles (Figura 50 y 51), deducimos que los contenidos de Mo en estos suelos se encuentran entre los niveles estándares de referencia; pudiendo existir valores cercanos a los considerados de investigación recomendable superando los 10 ppm establecidos por C.M.A.J.A, (1999) siendo el caso de la muestra P100-MPR/SBM2. (Figura 51).

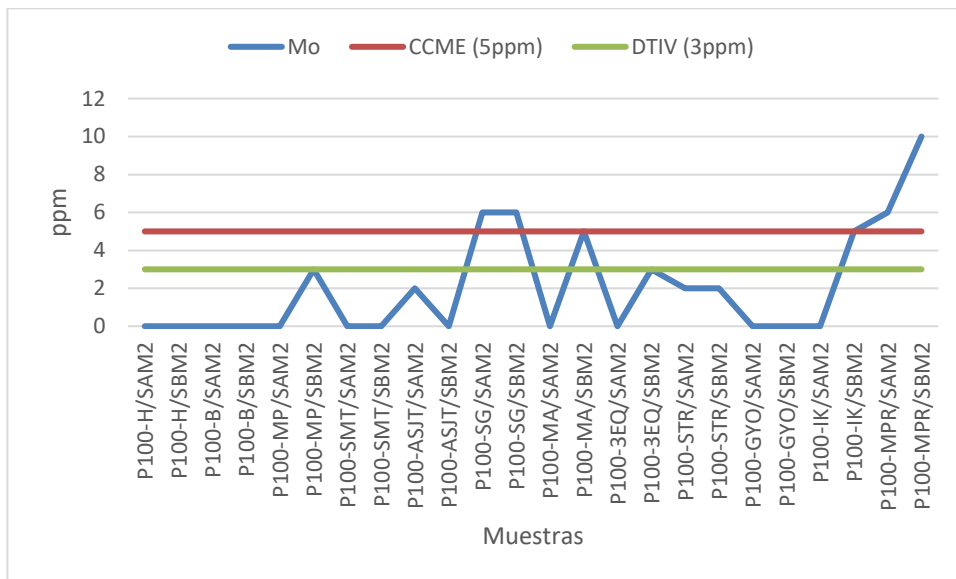


Figura 51. Molibdeno en suelos profundos.

e. Níquel (Ni)

En suelos superficiales el 4% de muestras superan el estándar canadiense (50ppm) en concentración de Níquel, y 21% de muestras superan el estándar holandés (35ppm) en concentración de Níquel (Figura 52). Respecto a los suelos profundos el 21% de suelos supera el estándar canadiense en concentración de Molibdeno y el 33% de muestras superan el estándar holandés. También observamos una ligera similitud de tendencia en su distribución de contenidos del Níquel para ambos niveles (Figura 52 y 53), deducimos que los contenidos de Ni en estos suelos se encuentran entre los niveles estándares de referencia; pudiendo existir valores cercanos a los considerados de nivel de investigación recomendable según otras normativas para el caso de las muestras de nivel superficial (P030-SG/SAM1; P030-3EQ/SBM1; P030-MPR/SBM1), y de nivel profundo (P100-H/SAM2; P100-ASJT/SAM2; P100-SG/SAM2; P100-SG/SBM2; P100-3EQ/SBM2; P100-MPR/SBM2) superando los 40 ppm establecidos por C.M.A.J.A, (1999) y de

intervención obligatoria para la muestra P100-IK/SBM2 cuyo contenido es de 159 ppm (Figura 53), superando los 80 ppm establecidos por C.M.A.J.A, (1999)

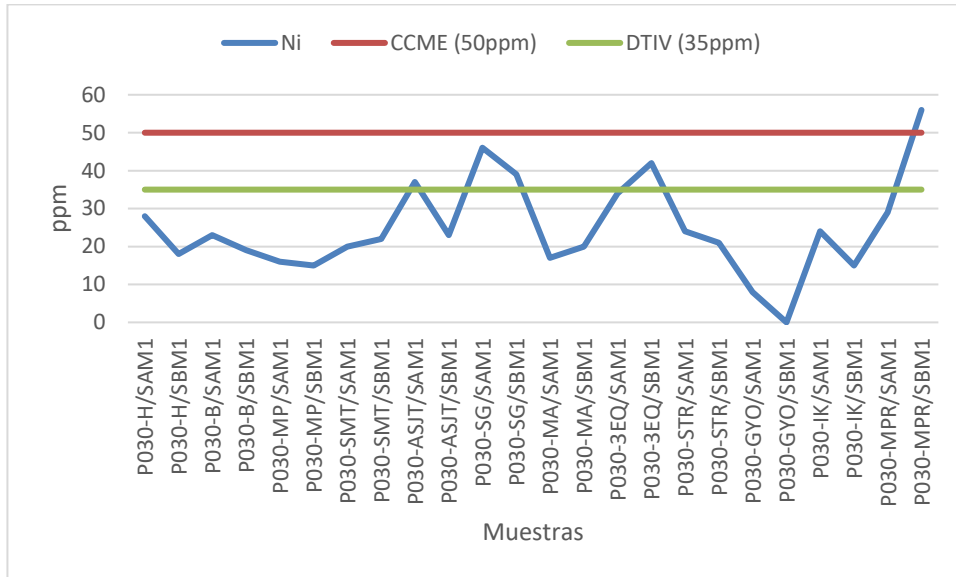


Figura 52. Níquel en suelos superficiales.

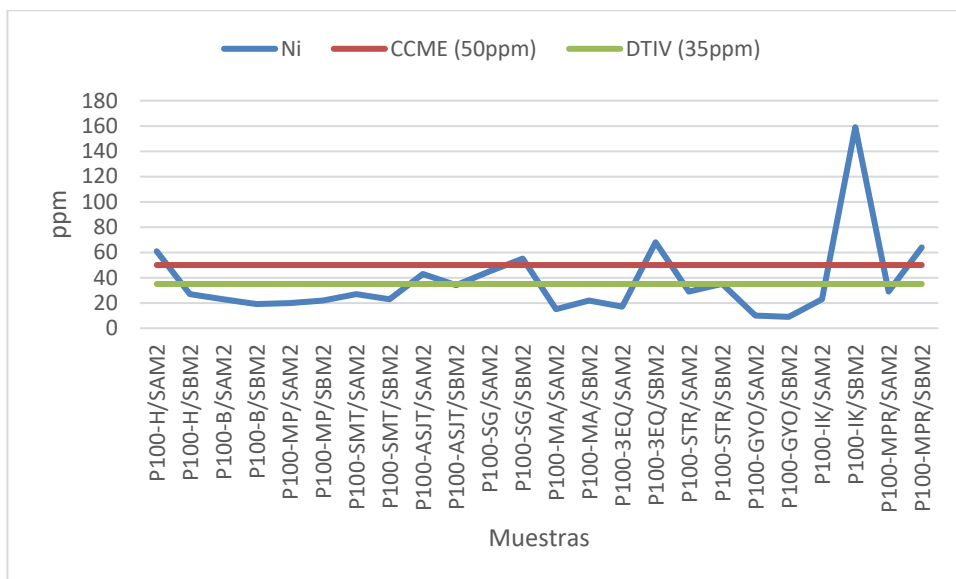


Figura 53. Níquel en suelos profundos.

f. Cromo (Cr)

Para los suelos superficiales el 21% de muestras superan el estándar canadiense (64ppm) en concentración de Cromo, y puntualmente 1 muestra supera el estándar holandés (100ppm) en concentración de Cromo (Figura 54), encontrándose entre rangos

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

de 100 a 250ppm establecidos por C.M.A.J.A, (1999) siendo considerados de nivel de investigación recomendable, este valor guarda relación con el contenido de Níquel alto en la misma muestra (P030-MPR/SBM1), además de estar en una zona con características de afloramientos de calizas; y formaciones de dolomías dentro del Grupo Pucará según el mapa geológico del distrito.

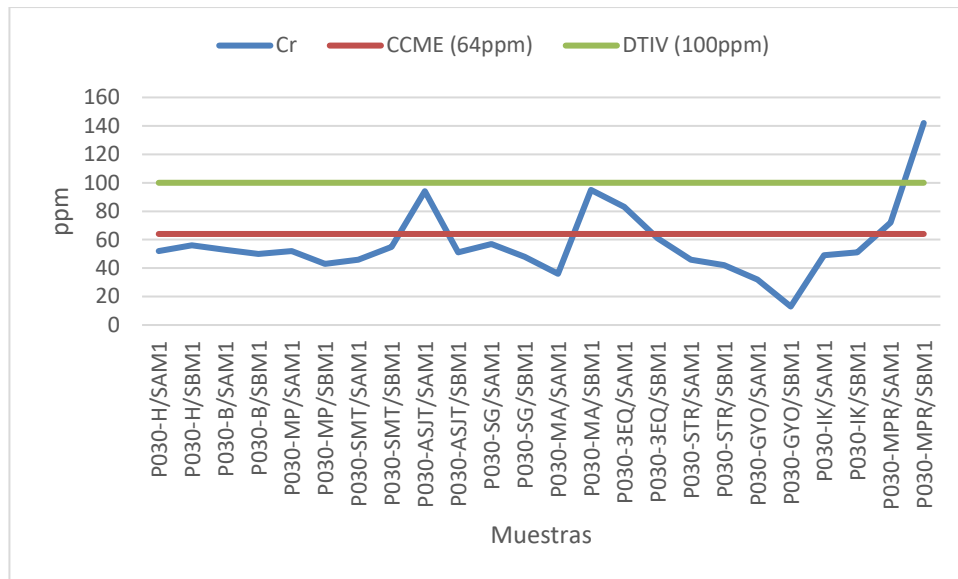


Figura 54. Cromo en suelos superficiales.

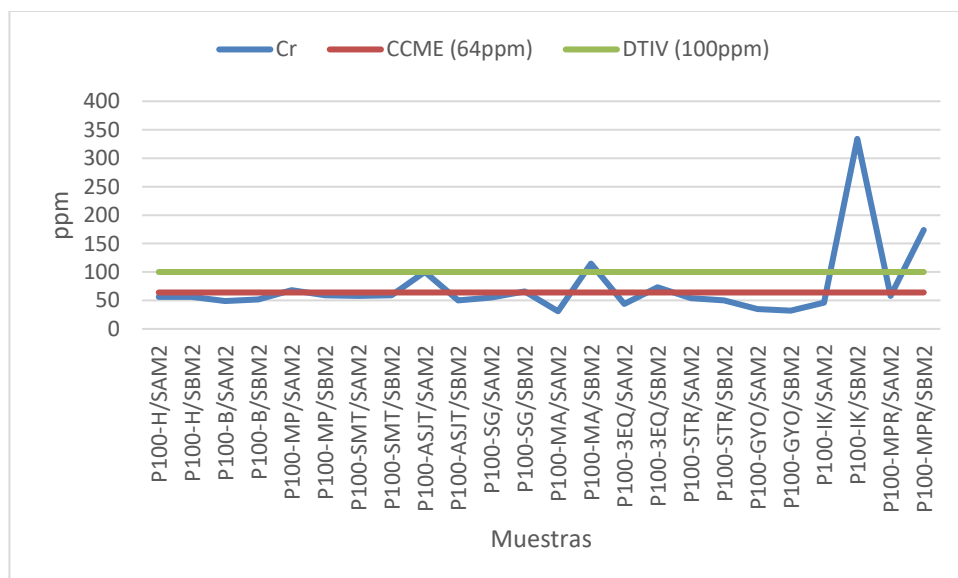


Figura 55. Cromo en suelos profundos.

Respecto a los suelos profundos el 29% de suelos supera el estándar canadiense en concentración de Cromo y el 17% de muestras superan el estándar holandés (Figura 55). Estos valores guardan relación con el contenido de Níquel en las mismas muestras (P100-ASJT/SAM2, P100-MA/SBM2, P100-IK/SBM2 P100-MPR/SBM2), observando que la muestra P100-IK/SBM2 se encuentra entre rangos de 250 a 450ppm establecidos por C.M.A.J.A, (1999), considerados como valores en el nivel de investigación obligatoria, además de estar en una zona con características de afloramientos de areniscas mayormente entre rosadas y/o blancas intercaladas con lutitas rojas o verdes y conglomerados rojizos cuyos grados de meteorización entre moderados y altos; estando dentro del Grupo oriente según el mapa geológico del distrito.

g. Estroncio (Sr)

Respecto al estroncio se toman en consideración valores de media mundial (220 ppm) reportado por Jiménez et al. (2010) y valores medios (210 ppm) en suelos cámbicos reportados por Kabata Pendias y Pendias, (2001), en tanto se observa que para los suelos superficiales el 17% de muestras superan el estándar medio mundial y canadiense, en concentración de Estroncio. También observamos una ligera similitud de tendencia en su distribución de contenidos del Estroncio para ambos niveles (Figura 56 y 57). Observándose que la muestra P030-SG/SBM1 presenta valores superiores a 1000 ppm (Figura 56) considerados en el Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), siendo el resto de las muestras consideradas en el Grupo II con valores entre 1 a 1000 ppm (Rivera, 2014).

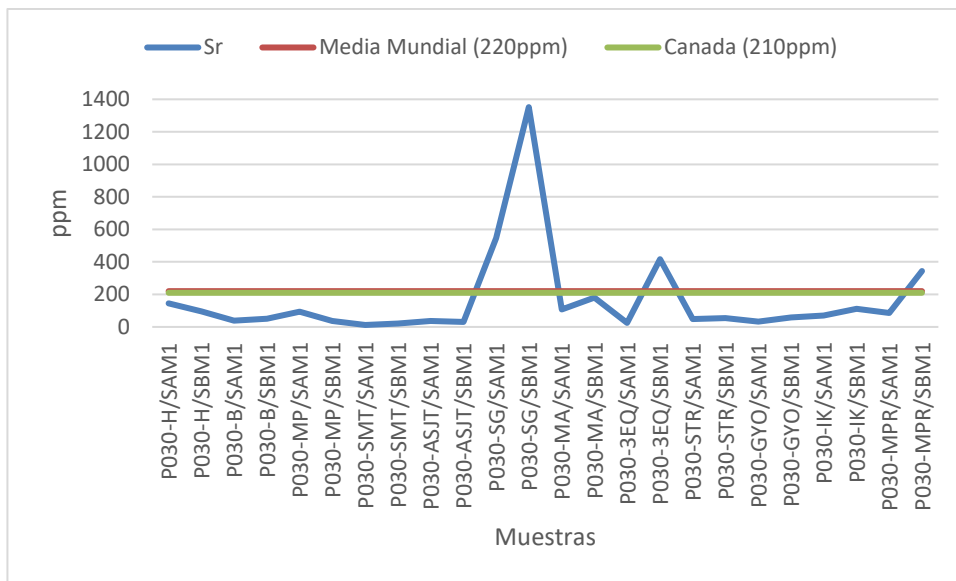


Figura 56. Estroncio en suelos superficiales.

Con respecto a los suelos profundos el 21% de muestras superan el estándar medio mundial y canadiense, en concentración de Estroncio. (Figura 57) Observándose que las muestras presentan valores considerados en el Grupo II de los elementos en la corteza terrestre, valores que no sobrepasan los 1000 ppm de concentración de Estroncio a estos niveles (Rivera, 2014).

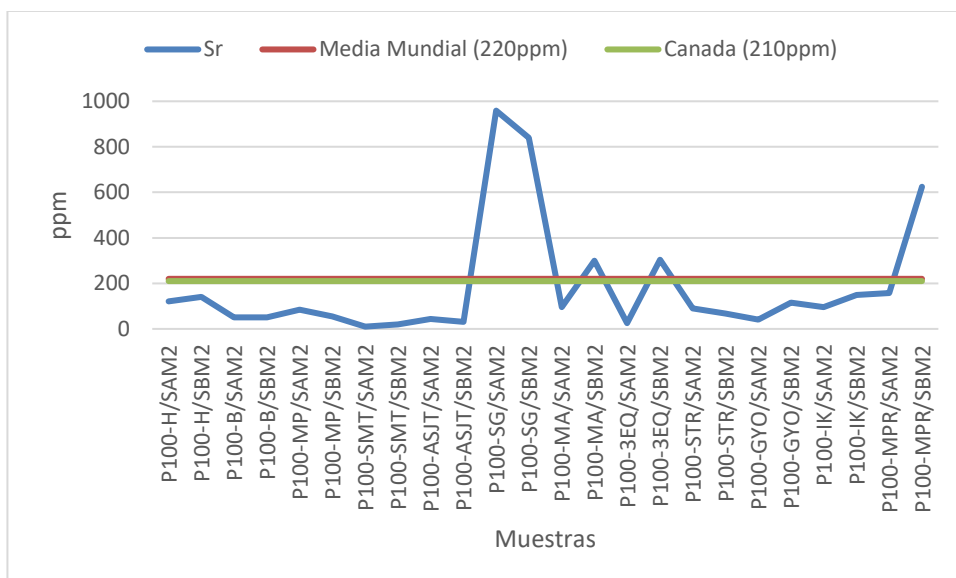


Figura 57. Estroncio en suelos profundos.

h. Manganeso (Mn)

Teniendo en consideración valores de media mundial (600ppm) para el Manganeso reportado por Lindsay (1979) en McLean y Bledsoe (1992) y valores medios (525ppm) en suelos cámbicos reportados por Kabata, (2001), en tanto se observa que para los suelos superficiales el 39% de muestras superan el estándar medio mundial y canadiense, en concentración de Manganeso.

No se observa similitud de tendencia en su distribución de contenidos del manganeso para ambos niveles (Figura 58 y 59). Observándose que la muestra P030-B/SAM1, P030-MP/SAM1, P030-ASJT/SBM1, P030-SG/SAM1, P030-SG/SBM1, P030-3EQ/SBM1, presenta valores superiores a 1000 ppm (Figura 58) considerados en el Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), siendo el resto de las muestras consideradas en el Grupo II con valores entre 1 a 1000 ppm (Rivera, 2014).

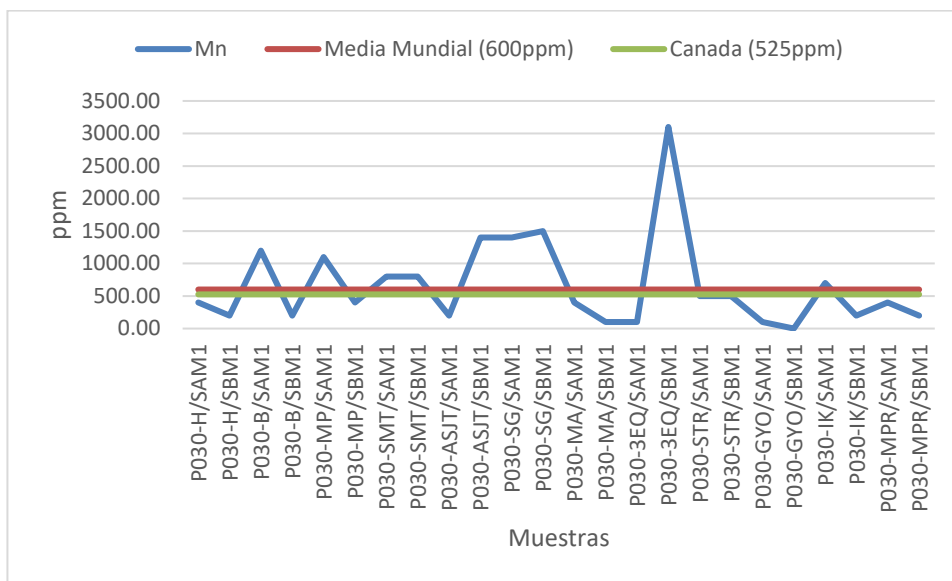


Figura 58. Manganeso en suelos superficiales.

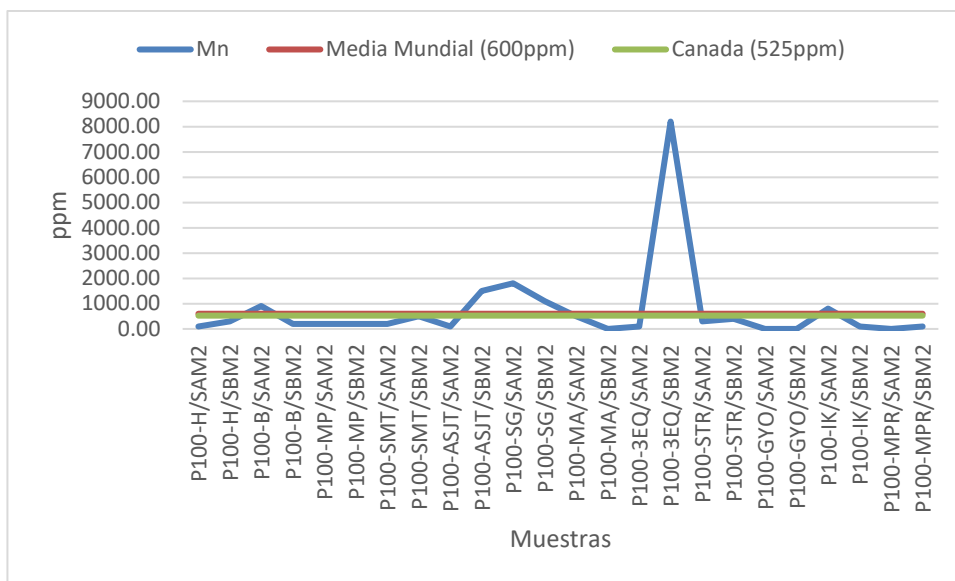


Figura 59. Manganeso en suelos profundos.

Con respecto a los suelos profundos el 20% de muestras superan el estándar medio mundial y 30% el canadiense, en concentración de manganeso (Figura 59). Observándose que las muestras P100-ASJT/SBM2, P100-SG/SAM2, P100-SG/SBM2, P100-3EQ/SBM2 presentan valores superiores a 1000 ppm (Figura 59) considerados en el Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), siendo el resto de las muestras consideradas en el Grupo II con valores entre 1 a 1000 ppm (Rivera, 2014).

i. Zirconio (Zr)

Para este elemento el valor medio mundial es de 160 ppm (Goldschmidt, 1937) citado por Rivera, (2014), valores medio para lutitas y esquistos (160ppm) Mendoza, et al., (2020), para Reimann et al., (1997) en calizas y dolomitas (20ppm), en sedimentos arcillosos entre 160 a 200ppm, el contenido medio de Zr calculado para varios suelos en EE.UU. es 224 ppm, para China 281 ppm según lo reportado por Kabata, (2001), en tanto se observa que para los suelos superficiales el 96% de muestras superan el estándar medio mundial y la media de EE.UU y China en concentración de Zirconio. Además, se observa una mayor concentración en los suelos superficiales con respecto a los profundos (Figura 60 y 61) correspondiendo a un 80% de las muestras, también se observa que las muestras en su totalidad son consideradas en el Grupo II de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), con valores entre 1 a 1000 ppm (Rivera, 2014).

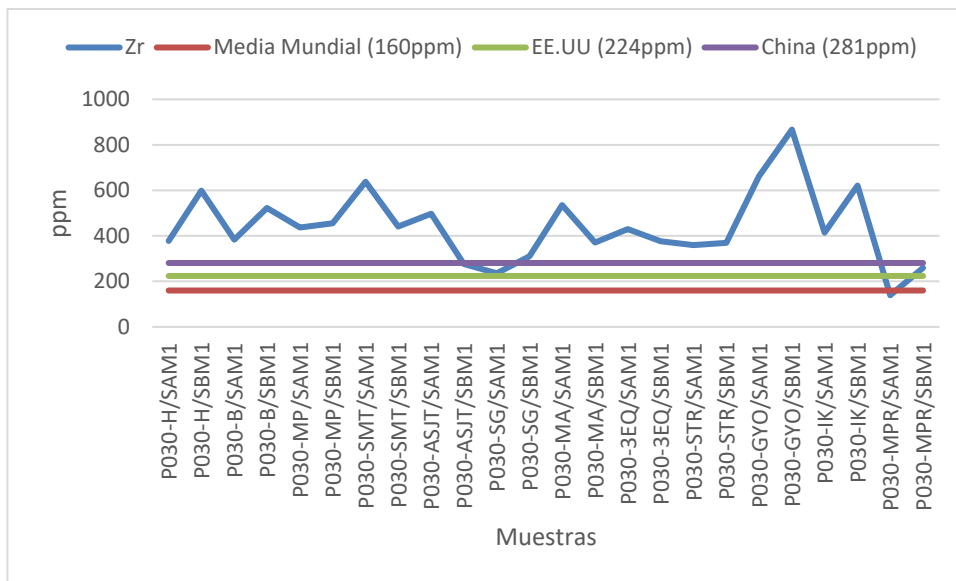


Figura 60. Zirconio en suelos superficiales.

En la Figura 61, se observa que para los suelos profundos el 100% de muestras superan el estándar medio mundial, y la media de EE.UU y China en concentración de Zirconio. siendo el total de muestras consideradas en el Grupo II de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), con valores entre 1 a 1000 ppm (Rivera, 2014).

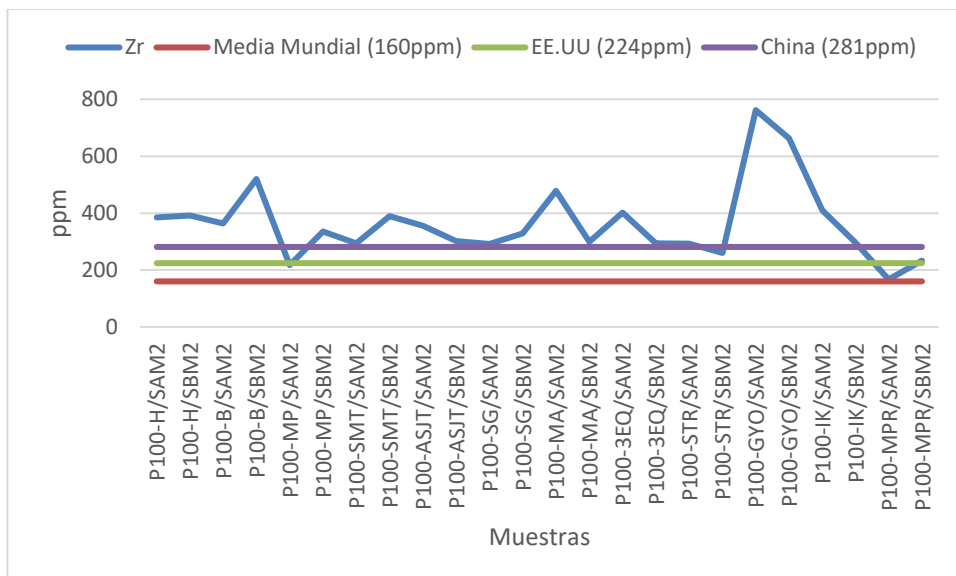


Figura 61. Zirconio en suelos profundos.

j. Titanio (Ti)

El valor medio mundial de Titanio en suelos es de 4400 ppm (Goldschmidt, 1937) citado por Rivera, (2014), valores medio para lutitas y esquistos (6000ppm) y calizas (400 mg/kg) y areniscas (1500ppm) según Mendoza, et al., (2020), para Kabata (2001) en calizas y dolomitas entre 300 a 400ppm y para areniscas entre 1500 a 3500ppm. El contenido medio de Ti calculado para varios suelos en EE.UU. es 3000 ppm, para Gran Bretaña 5600ppm según lo reportado por Kabata, (2001). Se observa para los suelos superficiales el 79% de muestras superan el estándar medio mundial; un 96% superan la media de EE.UU y un 62.5% superan el estándar de Gran Bretaña en concentración de Titanio. Observándose una mayor concentración en los suelos superficiales de uso agrícola con respecto a los profundos (Figura 62 y 63), entre ellos la muestra P030-ASJT/SAM1 con valor más alto de 11800 ppm (Figura 62); también se observa que las muestras en su totalidad son consideradas en el Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), con valores que sobrepasan los 1000 ppm (Rivera, 2014).

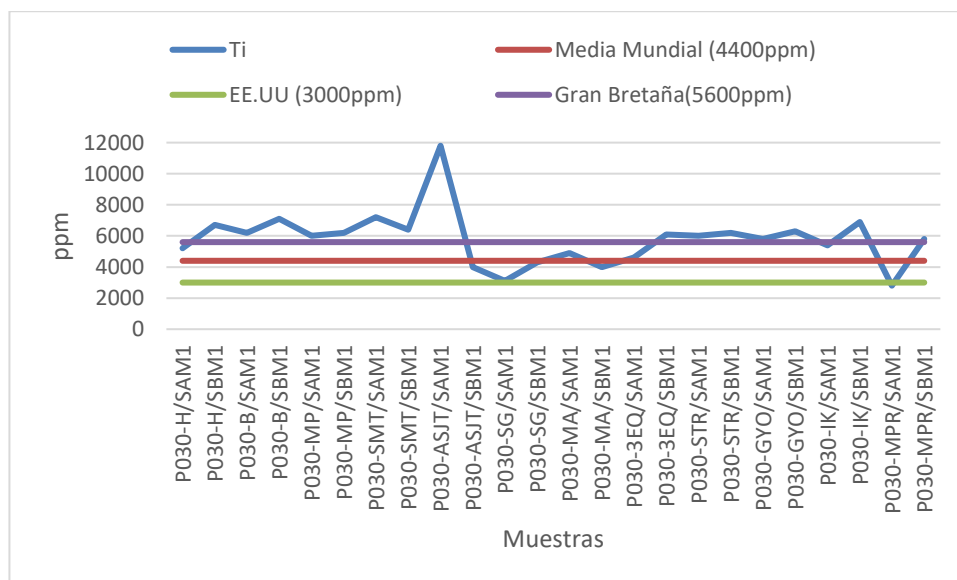


Figura 62. Titanio en suelos superficiales.

En la Figura 63, se observa que para los suelos profundos el 83% de muestras superan el estándar medio mundial, y el 96% la media de EE.UU y el 58% la media de Gran Bretaña en concentración de Titanio. siendo el total de muestras consideradas en el

Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), con valores que sobrepasan los 1000 ppm (Rivera, 2014).

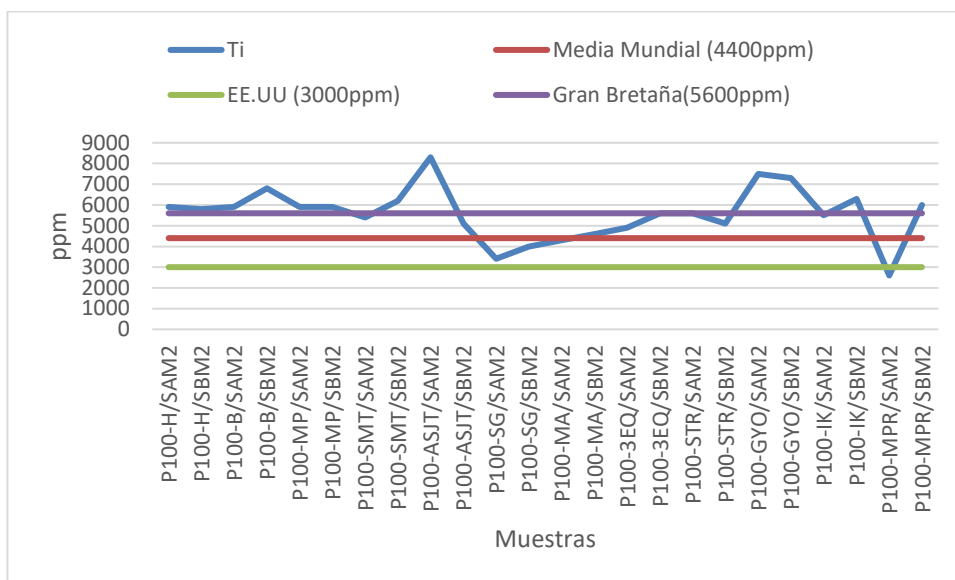


Figura 63. Titanio en suelos profundos.

k. Hierro (Fe)

Para este elemento según Bodek et al. (1988) el contenido de hierro en el suelo varía de 0.5 a 5%, siendo la media estimada de 3.8% (38000 ppm), valor de 50000 ppm (Goldschmidt, 1937) citado por Rivera (2014); por su parte Reimann et al., (2014) menciona que la abundancia media de Fe en la corteza continental superior es 3,09 % (30900 ppm), la tendencia de la concentración aumenta desde 0,50 % en caliza (5000 ppm), creciendo en arenisca 1,00 % (10000 ppm), esquistos 5,50 % (50500 ppm), y en rocas ultramáficas 9,40 % (90400 ppm) citado por Mendoza, et al., (2020), las rocas ultramáficas son de color oscuro ricos en magnesio y hierro. Kabata (2001) menciona que en calizas y dolomitas entre 0.4 a 1.0% (4000 a 10000 ppm) y para areniscas entre 1.0 a 3.0% (10000 a 30000 ppm) y sedimentos arcillosos entre 3.3 a 4.7% (30300 a 40700 ppm). Se observa para los suelos superficiales el 17% de muestras superan el estándar medio mundial; un 13% superan la media de EE.UU en concentración de Hierro (Figura 64). Observándose una mayor concentración de hierro en los suelos profundos (Figura 65) también se observa que las muestras en su totalidad son consideradas en el Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), con valores que sobrepasan los 1000 ppm (Rivera, 2014).

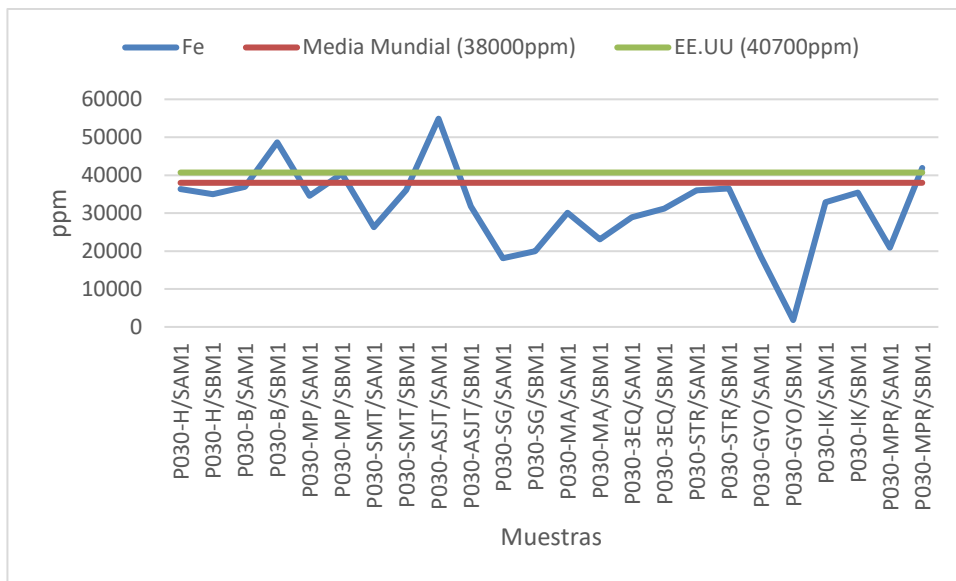


Figura 64. Hierro en suelos superficiales.

En la Figura 65, se observa que para los suelos profundos el 58% de muestras superan el estándar medio mundial, y la media de EE. UU en concentración de Hierro. Siendo el total de muestras consideradas en el Grupo I de los elementos en la corteza terrestre según Goldschmidt, (1952), con valores que sobrepasan los 1000 ppm (Rivera, 2014).

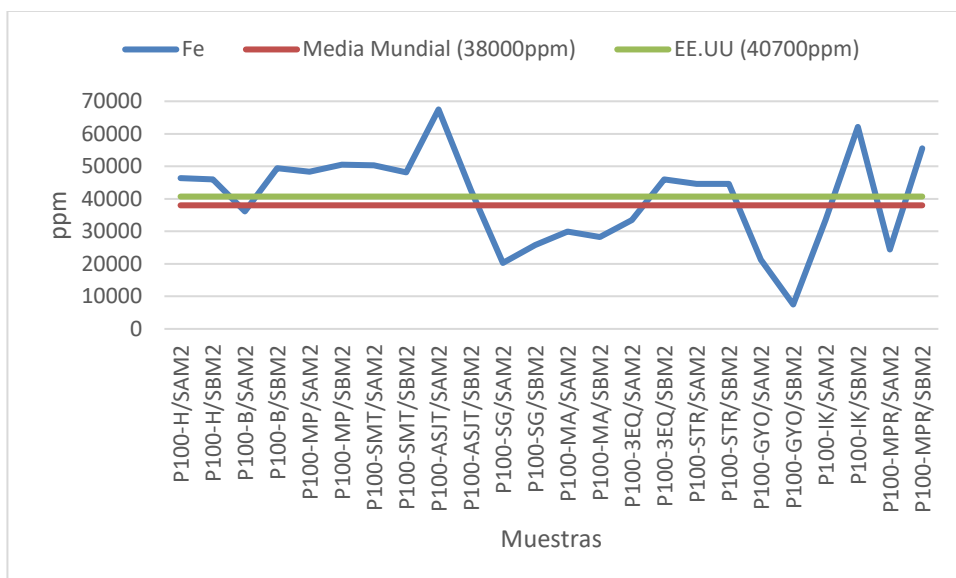


Figura 65. Hierro en suelos profundos.

A. Otros parámetros fisicoquímicos y biológico

I. Materia orgánica y Carbono Orgánico total determinado mediante LOI

En este estudio la determinación del porcentaje en peso de materia orgánica y carbonatos mediante el LOI está basado en un calentamiento secuencial de las muestras en un horno (Dean, 1974; Bengtsson y Enell, 1986), se obtuvieron los datos de materia orgánica (MO) mediante el método LOI a grado de calcinación de horno entre 950°C a 1000°C. Este método LOI tiene sus ventajas y limitaciones (Barrezueta-Unda et al., 2020), frente a otros métodos que calculan la MOS partiendo del carbono orgánico (CO). Luque, (2003) en su investigación asevero que con respecto al análisis del LOI y el TOC, le ha permitido conocer una correlación positiva muy alta entre ambos parámetros (Dabadie et al., 2018, Izquierdo y Arévalo, 2021). En consecuencia, utilizando únicamente la técnica del LOI es suficiente para determinar los valores del Carbono orgánico total (TOC) calculado, y carbono total (TC) (Dabadie et al., 2018; Izquierdo y Arévalo, 2021; Barrezueta-Unda et al., 2020) estos dos están unidos o ligados a la materia orgánica existente en los niveles superiores (Figura 66) explicando los mayores contenidos de materia orgánica respecto a los niveles profundos (Figura 67).

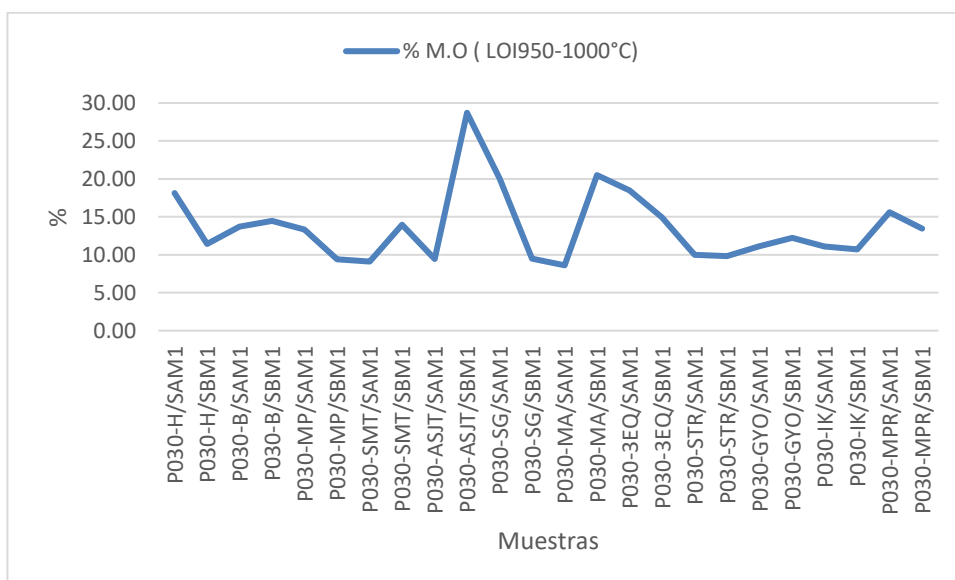


Figura 66. % M.O por LOI_{950-1000°C} suelos superficiales.

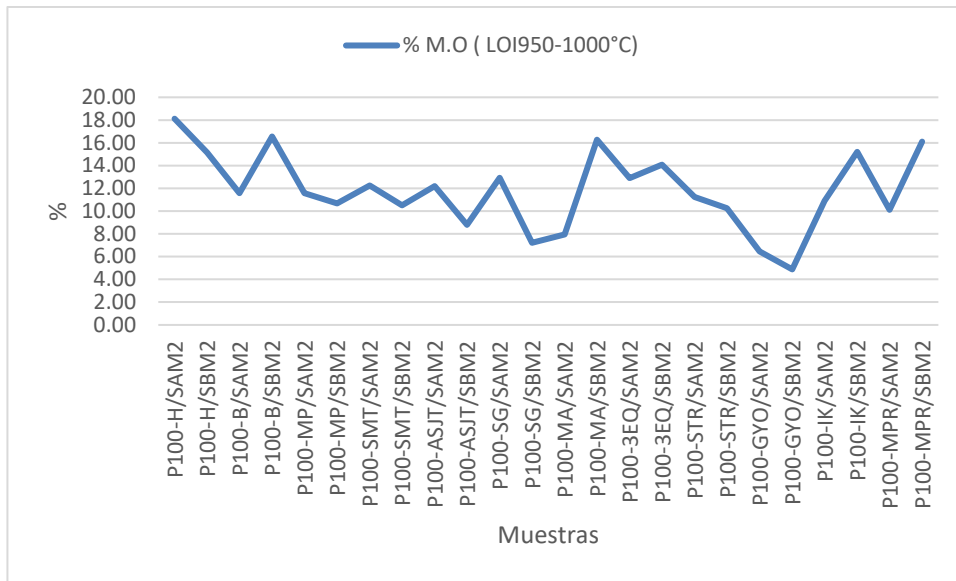


Figura 67. % M.O por LOI_{950-1000°C} en suelos profundos.

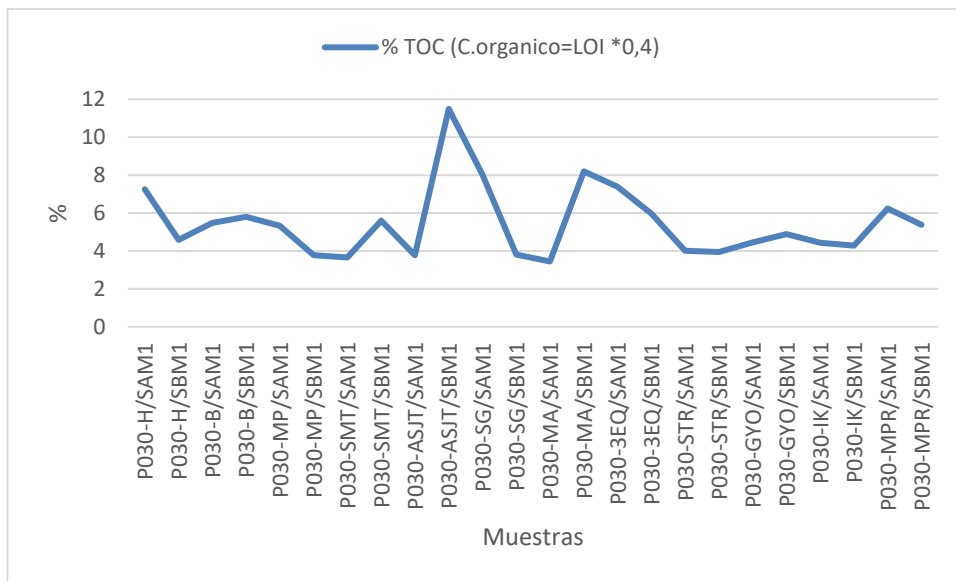


Figura 68. % TOC en suelos superficiales.

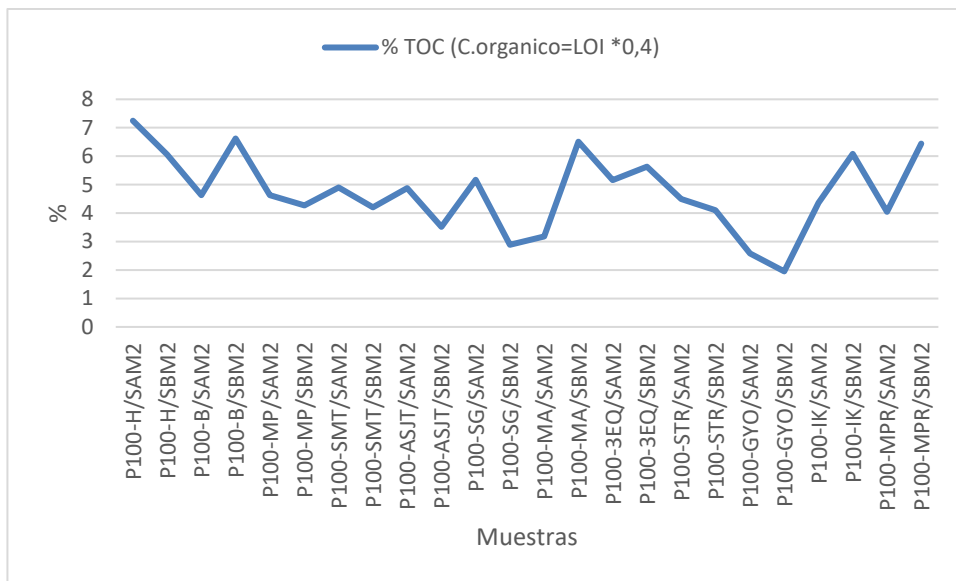


Figura 69. % TOC en suelos profundos.

Además, Luque, (2003) menciona que el contenido de materia orgánica (obtenido mediante el LOI) y el contenido en C (obtenido mediante técnicas químicas), (Barrezueta-Unda et al., 2020) deberían tener una correlación alta en ausencia de $C_{inorgánico}$. (Dabadie et al., 2018, Izquierdo y Arévalo, 2021). De esta forma, la cantidad de $C_{orgánico}$ puede ser estimado multiplicando la cantidad de materia orgánica (LOI) por un factor de conversión. Dicho factor de conversión se obtiene mediante el cociente $C_n/(CH_2O)_n$; este factor de conversión es $12/30 = 0.4$. (Luque, 2003) siendo este factor el más factible entre el TOC y el LOI.

Cuadro 21. Materia y carbono orgánicos total.

Elemento	Contenido promedio (%)	
	Suelo Superficial	Suelo profundo
% M.O por LOI _{950-100°C}	13,66	11,62
% TOC	5,46	4,65

Los valores obtenidos de concentración de la %MO y el %TOC en las muestras de suelo superficial son mayores respecto a las muestras de suelo profundo, en promedio de todos los suelo la disminución se aprecia en el cuadro 30, se observa también que

existe una similitud de tendencia en la distribución de los contenidos de MO y a la vez del TOC para ambos niveles (Figura 66, 67, 68 y 69), según los resultados estos contenidos de materia orgánica se encuentran entre los niveles de contenidos altos de %MO estos contenidos mayores del suelo superficial puede estar influenciada por la fuerte capacidad de adsorción de las arcillas presentes (Dabadie et al., 2018; Izquierdo y Arévalo, 2021; Barrezueta-Unda et al., 2020), sabiendo que la mayoría de las muestras presentan clases texturales de franco arcillosos y arcillosos. (Zeng et al., 2011) la MO del suelo es considerada un factor determinante para la biodisponibilidad de los metales pesados, ya que los contenidos altos de MO disminuyen la disponibilidad de los metales pesados, debido a la formación de complejos con sustancias húmicas del suelo. Debido a su naturaleza química según Lalas et al., (2018) los ácidos húmicos y fúlvicos tiende a complejar metales pesados. Entre los metales divalentes y la materia orgánica existe una reacción química conocida como la quelación. (Montalvo et al., 2018) menciona que los grupos de carboxilos e hidroxilo débilmente ácidos se asocian y forman complejos más estables, siendo estos asociados con grupos de carboxilos fuertemente ácidos.

Por otra parte, en términos de calidad al observar los valores de ácidos de pH y valores altos de materia orgánica, indicadores importantes en el análisis de calidad del suelo, Tang et al. (2023) investigaron factores que restringen la calidad de las tierras cultivadas y encontraron que la materia orgánica del suelo limitaba la calidad en áreas donde la acidez del suelo era notable. Los suelos con pH bajo, considerables asociados con la acumulación de materia orgánica, mostraron un contenido de materia orgánica que superaba el 3% en áreas de cultivo intensivo, lo que sugiere una relación inversa entre el pH y la capacidad de retención de nutrientes (Tang et al., 2023). Por su parte Hristov et al. (2021) analizaron la composición de la materia orgánica en suelos forestales de Bulgaria y encontraron que los suelos ácidos, específicamente aquellos con pH inferior a 5, acumulaban cantidades significativas de materia orgánica, habiendo revelado con este estudio que la acumulación de humus en estos suelos se debía a la lenta transformación de la materia vegetal en condiciones ácidas, lo que favorece la formación de compuestos orgánicos estables (Hristov et al., 2021); por otro lado Huang, (2024) realizó un estudio sobre la disponibilidad de cadmio en suelos con diferentes niveles de pH y materia orgánica. Sus resultados mostraron que los suelos ácidos ($\text{pH} < 6$) presentaban un contenido de materia orgánica superior al 4%, lo que influía en la movilidad de metales

pesados y en la capacidad de retención de nutrientes (Huang, 2024). Yan, (2023) evaluó la mejora de la fertilidad del suelo (eólico) mediante la aplicación de ácidos húmicos, demostró que la aplicación de estos compuestos aumentó el contenido de materia orgánica en suelos ácidos, lo que a su vez mejoró la disponibilidad de nutrientes; el estudio destacó cómo los suelos con pH bajo pueden beneficiarse de la adición de materia orgánica para mejorar su calidad (Yan, 2023). He et al., (2023) investigaron cómo la adición de nitrógeno afecta la degradación de la materia orgánica en suelos ácidos. Encontraron que la acidificación del suelo, provocada por la deposición de nitrógeno, resultó en una acumulación de carbono orgánico recalcitrante, lo que sugería que los suelos ácidos pueden retener más materia orgánica debido a la disminución de la actividad microbiana en condiciones de alta acidez (He et al., 2023). Kouelo et al., (2020) estudiaron la variación de las propiedades físicas y químicas del suelo bajo diferentes sistemas de cultivo. Con sus hallazgos mostraron que los suelos ácidos, especialmente aquellos con un pH inferior a 5.5, tenían un contenido de materia orgánica significativamente más alto en comparación con suelos más alcalinos, lo que sugiere que la acidez puede estar relacionada con la acumulación de materia orgánica en ciertos contextos agrícolas (Kouelo et al., 2020). Alphonse et al., (2019) estimaron las existencias de carbono orgánico en suelos cultivados y encontraron que los suelos ácidos presentaban un contenido de materia orgánica superior al 3.5%. Este estudio destaca cómo la acidificación del suelo puede estar asociada con prácticas agrícolas que favorecen la acumulación de materia orgánica (Alphonse et al., 2019). En otra investigación Tsioubri et al., (2020) investigaron la absorción de selenio en lechugas cultivadas en suelos ácidos y alcalinos. Con sus resultados mostraron que los suelos ácidos tenían un contenido de materia orgánica más alto, lo que facilitaba la disponibilidad de nutrientes y la absorción de selenio por las plantas (Tsioubri et al., 2020). Por su parte Finn et al., (2017) discutieron cómo la materia orgánica del suelo mejora la actividad biológica y la retención de agua en suelos ácidos. Sugiriendo con este estudio que, la alta materia orgánica en suelos ácidos puede ser un indicador de un sistema de suelo saludable, a pesar de su baja capacidad de pH (Finn et al., 2017) Por último Guo, (2021) estudió el estado de salud del suelo y la gestión de la materia orgánica, señalando que los suelos ácidos pueden acumular materia orgánica debido a la menor tasa de tratamiento en condiciones de alta acidez. Siendo este fenómeno decisivo para entender la dinámica del carbono en suelos ácidos (Guo, 2021). Por tanto, todos estos estudios, demuestran que los suelos ácidos

pueden presentar altos contenidos de materia orgánica debido a varios factores, incluyendo la acumulación de residuos vegetales, la reducción de la actividad microbiana y la interacción con prácticas de manejo del suelo, concluyendo que la relación entre la acidez y la materia orgánica es compleja y está influenciada por múltiples variables ambientales y prácticas agrícolas

2. Carbonatos (CaCO_3) determinado mediante LOI

Acorde a lo mencionado en el acápite anterior respecto a la determinación del porcentaje en peso de materia orgánica y carbonatos mediante el LOI se fundamenta en un calentamiento secuencial de las muestras en un horno. Después de someter a secado la muestra a peso constante, en nuestro estudio la materia orgánica ha experimentado primero una combustión entre los 500-550°C, provocando, con este primer paso, la formación de CO_2 y ceniza. Posteriormente en segunda fase la destrucción de los carbonatos a 950°C emite CO_2 , formándose óxidos. Asumiendo un peso de 44 g/mol para el dióxido de carbono y 60 g/mol para el contenido de carbonato tal como lo hizo (Luque, 2003), la pérdida de peso por LOI a 950°C, y multiplicado por 1.36, este resultado correspondería teóricamente (Bengtsson y Enell, 1986), como igual al peso del carbonato en la muestra original acorde con lo mencionado por Luque, (2003); dicho procedimiento de cálculos se ha seguido para obtener el contenido de carbonatos en este estudio (Figura 70 y 71). (Luque, 2003) también asevera que el LOI muestra una buena correlación con otros métodos de determinación del contenido en carbonatos citando a Dean, (1974)

Cuadro 22. Carbonatos (CaCO_3) determinado mediante LOI.

Elemento	Contenido promedio (%)	
	Suelo Superficial	Suelo profundo
$\text{CaCO}_3 = \text{LOI} * 1.36$	18,58	15,81

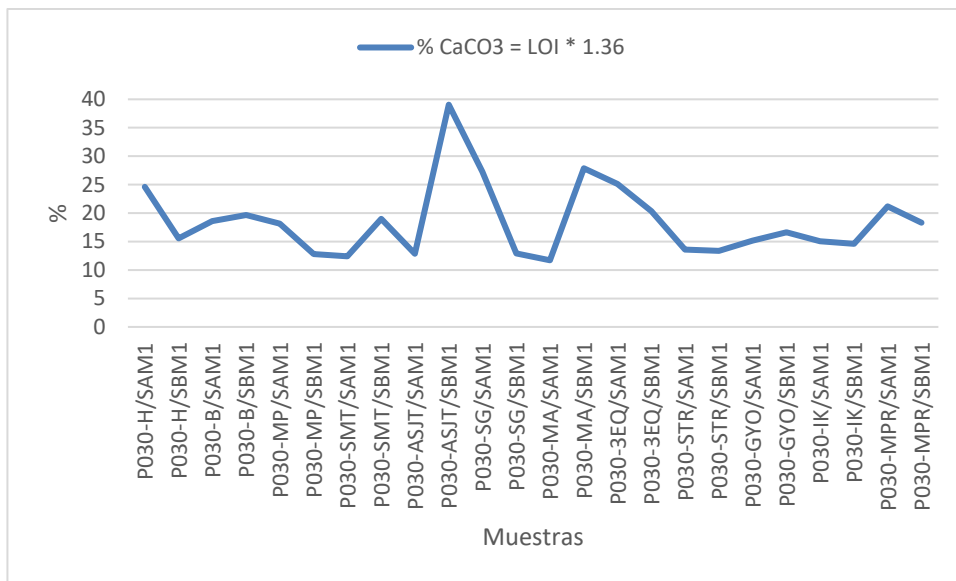


Figura 70. % CaCO₃ en suelos superficiales.

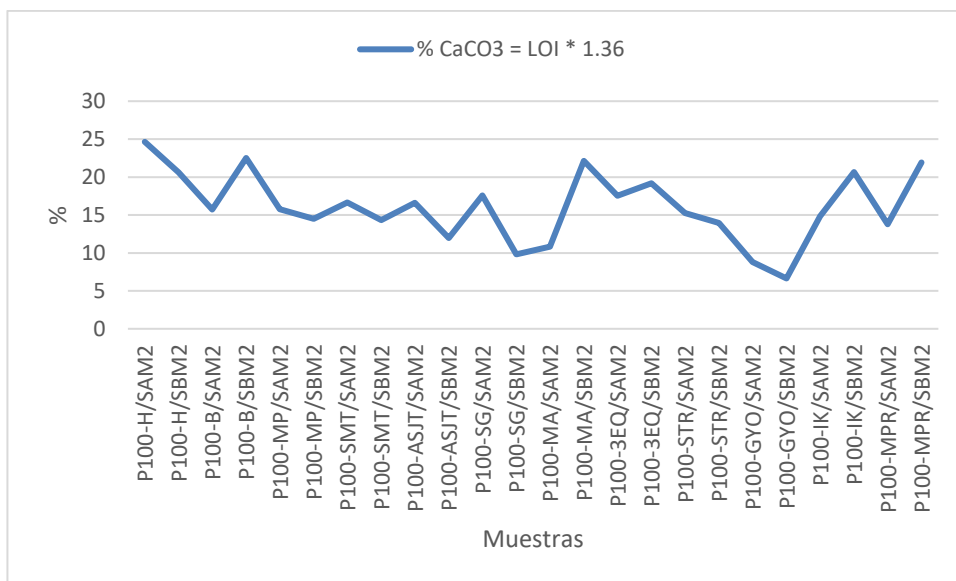


Figura 71. % CaCO₃ en suelos profundos.

Estos suelos estudiados en el distrito de Luyando, en base a los contenidos de CaCO₃ determinados se les puede denominar suelos Calcáreos. Según la FAO, (2024), los suelos calcáreos contienen frecuentemente más de 15% de CaCO₃ en el suelo que pueden ocurrir en distintas formas (pulverulento, nódulos, costras etc.). Los suelos con un alto contenido de CaCO₃ pertenecen al grupo de Suelos de Referencia (WRB) Calcisoles y a otros subgrupos cálcicos relacionados. Se encuentran en las zonas áridas de la tierra. (FAO, 2024). Los suelos calcáreos suelen ser pobres en el contenido de

materia orgánica y nitrógeno. Cabe mencionar que los carbonatos pueden influir en la movilidad de metales pesados en suelos con diferentes características, como los suelos estudiados del distrito de Luyando; por su parte Arévalo-Gardini et al., (2016) investigaron la presencia de metales pesados en suelos de plantaciones de cacao en Perú; habiendo encontrado que los suelos con altos niveles de carbonatos presentaban una menor movilidad de metales pesados como el plomo y el cadmio; por otra parte también sugirieron que la interacción entre carbonatos y materia orgánica puede influir en la retención de metales pesados en el suelo. González-Flores et al. (2017) evaluaron el efecto de la aplicación de biosólidos en el cultivo de maíz. Los resultados mostraron un aumento en la disponibilidad de metales pesados (Cu, Fe, Pb y Zn) en suelos con bajo contenido de carbonatos, lo que indica que la presencia de carbonatos puede limitar la movilidad de estos metales al formar complejos estables con la materia orgánica. Silva-Mori (2024) realizó un estudio sobre la fitorremediación en suelos contaminados con metales pesados, habiendo observado que la aplicación de enmiendas orgánicas en suelos con altos niveles de carbonatos mejoró la capacidad de las plantas para absorber metales pesados, sugiriendo que los carbonatos pueden influir en la biodisponibilidad de estos contaminantes. Astonitas et al. (2021) evaluaron el contenido de metales pesados en suelos periurbanos y encontraron que los suelos con mayor contenido de carbonatos presentaban menores concentraciones de metales pesados; esto se atribuyó a la capacidad de los carbonatos para actuar como un amortiguador, reduciendo la movilidad de los metales en el suelo. Por su parte Ordóñez-Araque et al. (2020) analizaron la contaminación por metales pesados en plantas de cacao y sus derivados; con resultados mostraron que los suelos con altos niveles de carbonatos tenían una menor concentración de metales pesados en las plantas, lo que sugiere que los carbonatos pueden reducir la absorción de estos metales a través de la formación de complejos con la materia orgánica. Cadavid-Velásquez et al. (2019) en su estudio de la contaminación por metales pesados en la bahía Cispatá, Colombia. Encontraron que la presencia de carbonatos en los sedimentos reducía la movilidad de metales pesados como el plomo y el cadmio, lo que sugiere que los carbonatos pueden actuar como un agente estabilizador en suelos contaminados. Lopez y Morales, (2022) estudiaron la fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados, destacando con su estudio, que los carbonatos pueden influir en la movilidad de metales pesados al modificar el pH del suelo, lo que a su vez afecta la solubilidad y disponibilidad de estos metales. Cortés et al. (2017) evaluaron la

toxicidad de metales pesados en suelos agrícolas de Colombia. Los resultados mostraron que los suelos con altos niveles de carbonatos presentaban una menor toxicidad, lo que se atribuye a la capacidad de los carbonatos para inmovilizar metales pesados en el suelo. Flores-Sánchez et al. (2017) estudiaron el efecto de enmiendas de estiércol en la estabilidad de agregados de un Aridisol; sus resultados indicaron que la adición de carbonatos mejoró la estabilidad de los agregados y redujo la movilidad de metales pesados en el suelo, sugiriendo que los carbonatos pueden tener un papel importante en la calidad del suelo. Por su parte Martínez y González (2017) analizaron la contaminación de suelos agrícolas por metales pesados en una zona minera, encontrando que los suelos con altos niveles de carbonatos presentaban una menor concentración de metales pesados, esto sugiere que los carbonatos pueden actuar como un agente de inmovilización en suelos contaminados. Muchos investigadores determinaron la influencia de los carbonatos (como estabilizadores) en la movilidad de los metales pesados como (Gondek et al., 2021) determino una menor concentración de metales en suelos con altos niveles de CaCO_3 ; siendo que metales como el plomo y el cadmio mostraron una movilidad reducida en suelos con un pH más alto. Murtić et al. (2021) en su investigación de suelos contaminados con metales pesados en Bosnia y Herzegovina, mostro que a medida que aumentaba el contenido de CaCO_3 y el pH del suelo, la movilidad de metales pesados como el cobre y el plomo disminuía. Motuzas et al. (2016) encontraron que, en suelos con un contenido significativo de carbonatos, la movilidad de metales como el plomo y el zinc era considerablemente menor. Ameh y Onuh (2020) estudiaron suelo contaminados con cobre y níquel, también mostraron que, en suelos con altos niveles de carbonatos, la movilidad de Cu y Ni fue notablemente menor. Khusainov et al. (2020) estudiaron suelos con diferentes niveles de metales pesados; demostrando que los suelos con un alto contenido de carbonatos presentaban una menor movilidad de metales pesados. Wasiu (2023) investigó el riesgo potencial para la salud humana debido a la movilidad de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con compost, demostrando que los metales en fracciones solubles y carbonatadas eran más móviles, lo que se relacionó con un pH más bajo y cambios en el potencial redox del suelo. Wang y cols. (2015) discutieron el papel crítico de los carbonatos del suelo en la acidificación y su impacto en la biodisponibilidad de metales pesados; encontraron con su estudio que los metales pesados unidos a sulfuros podían transformarse en la fase carbonatada en las capas superiores del suelo, lo que afectaba su movilidad. Kachova y Atanassova (2017)

mostraron que las condiciones redox y el pH del suelo influían en la movilidad de metales pesados, con un pH superior a 5 favoreciendo la inmovilización de metales como el plomo y el zinc. Ding et al. (2017) demostraron que la fuerte fijación de metales pesados por la materia orgánica y los óxidos del suelo dificultaba su disponibilidad para la absorción por las plantas. Żukowska et al. (2023) mostraron que los metales pesados estaban dentro de los rangos típicos de suelos no contaminados, lo que sugiere que los carbonatos pueden ayudar a estabilizar estos metales en el suelo.

Es claro que los carbonatos del suelo pueden influir significativamente en la movilidad de metales pesados, actuando como agentes estabilizadores y reduciendo la biodisponibilidad de estos contaminantes en suelos con diferentes características. Por lo tanto, conocer la interacción entre carbonatos y materia orgánica es crucial para lograr entender la dinámica de los metales pesados en el suelo.

6.2. Análisis estadístico: Relaciones estadísticas entre las propiedades y características de los suelos en estudio del distrito de Luyando

6.2.1. Correlaciones de metales pesados con parámetros fisicoquímicos

Previo al análisis de correlación se determinó los estadísticos descriptivos (ver Cuadros 31 y 32) de los parámetros fisicoquímicos y elementos traza considerados en el estudio, donde se observa que los valores medios de As, Cd y Pb superan los ECA tanto en los niveles superficiales como profundos.

Con el objetivo de conocer las relaciones entre los parámetros fisicoquímicos y los metales en estudio, se llevó a cabo el proceso de correlación, por lo que antes se realizó el análisis de normalidad de datos (ver Cuadro 33), habiéndose planteado la hipótesis nula H_0 = los datos de los parámetros en estudio tienen distribución normal, la hipótesis alterna H_a =los datos de los parámetros en estudio no tienen distribución normal.

Del Cuadro 33, se observa que en su mayoría las variables en estudio muestran una distribución Normal, siendo las únicas variables Cd, Zn, Co, Ba y %Ar las que presentan una distribución no normal en los suelos analizados.

Para el caso de los datos que presentan distribución No normal, se rechaza la hipótesis nula $H_0 = p < 0.05$ y aceptamos la hipótesis alterna $H_a = p > 0.05$, por lo que para esos datos se utilizó estadística no paramétrica, se decide realizar correlación de Spearman con el fin de correlacionar varianzas no paramétricas.

Cuadro 23. Estadísticos descriptivos – muestras de suelo del nivel superficial.

Parámetro/ elemento	N	Rango	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación	Varianza
As	12	53,0	5,0	58,0	14,25	15,56	242,21
Cu	24	23,0	3,0	26,0	13,04	5,43	29,43
Cd	3	1,0	2,0	3,0	2,33	0,58	0,33
Pb	24	90,0	8,0	98,0	22,00	18,29	334,35
Zn	24	670,0	9,0	679,0	101,38	135,47	18351,46
Co	23	13,0	3,0	16,0	8,96	3,96	15,68
Hg	24	0,23	0,035	0,26	0,11	0,055	0,003
Mo	8	7,0	2,0	9,0	4,25	2,55	6,48
Ni	23	48,0	8,0	56,0	25,9	11,5	132,8
Cr	24	129,0	13,0	142,0	57,5	25,5	650,1
Sr	24	1340,0	12,0	1352,0	166,1	285,9	81762,3
Mn	23	3000,0	100,0	3100,0	690,0	690,0	50,0
Zr	24	728,0	139,0	867,0	440,9	159,4	25393,8
Ba	24	621,0	33,0	654,0	223,8	129,4	16740,5
Ti	24	9000,0	2800,0	11800,0	5800,0	1600,0	300,0
Fe	24	53100,0	1800,0	54900,0	31500,0	10900,0	12000,0
%Ao	24	60,0	9,5	69,5	31,8	15,1	229,3
%Ar	24	42,0	21,4	63,4	42,9	11,9	142,9
%Lo	24	52,4	5,1	57,5	25,2	12,2	149,0
pH[1:1]	24	3,1	4,4	7,5	5,5	0,9	0,78
%MO_LOI	24	13,9	5,9	19,8	9,4	3,3	10,7
%TOC_LOI	24	8,0	3,4	11,5	5,5	1,9	3,6
%CaCO3	24	27,4	11,7	39,1	18,6	6,5	41,8
Al2O3	24	15,9	1,3	17,2	11,2	3,3	10,7
CaO	21	1,6	0,07	1,65	0,46	0,42	0,18
Fe2O3	24	7,6	0,26	7,85	4,51	1,6	2,5

K ₂ O	24	2,7	0,10	2,81	1,55	0,71	0,50
MgO	24	1,3	0,07	1,34	0,81	0,35	0,12
MnO	23	0,4	0,01	0,39	0,09	0,09	0,01
Na ₂ O	21	0,9	0,02	0,95	0,13	0,20	0,04
P ₂ O ₅	24	0,8	0,05	0,80	0,24	0,22	0,05
SiO ₂	24	32,7	50,4	83,1	65,7	6,8	45,9
TiO ₂	24	1,5	0,47	1,96	0,97	0,29	0,08

Cuadro 24. Estadísticos descriptivos – muestras de suelo del nivel profundo.

Parámetro/ elemento	N	Rango	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación	Varianza
As	15	74,0	6,0	80,0	16,4	19,17	367,54
Cu	24	30,0	4,0	34,0	14,2	6,89	47,56
Cd	3	4,0	1,0	5,0	2,7	2,08	4,33
Pb	24	117,0	11,0	128,0	25,3	24,37	594,06
Zn	24	1000,0	28,0	1028,0	128,8	204,40	41780,28
Co	24	29,0	2,0	31,0	10,0	5,94	35,26
Hg	24	0,36	0,03	0,39	0,13	,096	,009
Mo	11	8,0	2,0	10,0	4,6	2,46	6,07
Ni	24	150,0	9,0	159,0	36,6	30,89	954,76
Cr	24	303,0	31,0	334,0	73,9	63,08	3978,60
Sr	24	949,0	10,0	959,0	186,3	256,40	65739,71
Mn	20	8100,0	100,0	8200,0	900,0	1800,00	320,00
Zr	24	595,0	167,0	762,0	363,7	134,16	17998,22
Ba	24	634,0	56,0	690,0	291,5	146,79	21546,69
Ti	24	5700,0	2600,0	8300,0	5600,0	1300,0	200,0
Fe	24	60000,0	7500,0	67500,0	40100,0	14200,0	20300,0
%Ao	24	53,98	3,5	57,5	26,6	15,77	248,78
%Ar	24	69,0	13,4	82,4	46,9	16,84	283,52
%Lo	24	37,9	13,7	51,7	26,9	10,46	109,45
pH[1:1]	24	3,2	4,2	7,4	5,9	0,98	0,96
%MO_LO I	24	13,2	4,9	18,1	11,8	3,38	11,41
%TOC_L OI	24	5,3	1,9	7,3	4,7	1,35	1,83
%CaCO ₃	24	18,0	6,6	24,6	16,09	4,60	21,10
Al ₂ O ₃	23	15,7	6,3	22,0	14,96	4,33	18,76
CaO	23	4,5	0,03	4,5	0,56	0,97	0,94

Fe2O3	23	8,6	1,17	9,65	5,64	2,03	4,10
K2O	23	4,1	0,42	4,47	2,22	0,99	0,98
MgO	23	1,49	0,31	1,70	1,12	0,45	,19
MnO	22	1,04	0,01	1,05	0,11	0,22	0,05
Na2O	23	1,04	0,02	1,06	0,15	0,22	0,05
P2O5	23	0,63	0,05	0,68	0,22	0,19	0,04
SiO2	23	37,12	47,8	84,9	61,97	9,05	81,83
TiO2	23	0,95	0,44	1,39	0,93	0,22	0,046

Cuadro 25. Test de normalidad de datos en estudio de suelo superficial.

Parámetro/elemento	Shapiro-Wilk			Distribución
	Estadístico	gl	Sig.	
As	0,795	12	0,102	Normal
Cu	0,832	24	0,194	Normal
Cd	0,750	3	0,000	No Normal
Pb	0,822	24	0,169	Normal
Zn	0,762	24	0,027	No Normal
Co	0,750	23	0,000	No Normal
Hg	0,903	24	0,395	Normal
Mo	0,923	8	0,463	Normal
Ni	0,993	23	0,843	Normal
Cr	0,953	24	0,583	Normal
Sr	0,852	24	0,246	Normal
Mn	0,794	23	0,100	Normal
Zr	0,999	24	0,945	Normal
Ba	0,758	24	0,018	No Normal
Ti	0,987	24	0,780	Normal
Fe	0,856	24	0,257	Normal
%Ao	0,947	24	0,558	Normal
%Ar	0,759	24	0,019	No Normal
%Lo	0,998	24	0,924	Normal
pH[1:1]	0,953	24	0,582	Normal
%MO_LOI	1,000	24	0,966	Normal
%TOC_LOI	1,000	24	0,966	Normal
%CaCO3	1,000	24	0,966	Normal
Al2O3	0,838	24	0,208	Normal
CaO	0,925	21	0,471	Normal
Fe2O3	0,859	24	0,264	Normal

K ₂ O	0,798	24	0,110	Normal
MgO	0,985	24	0,769	Normal
MnO	0,786	23	0,081	Normal
Na ₂ O	0,964	21	0,637	Normal
P ₂ O ₅	1,000	24	1,000	Normal
SiO ₂	0,862	24	0,273	Normal
TiO ₂	0,987	24	0,780	Normal

Y para las muestras con distribución Normal se realiza correlación de Pearson.

Para las muestras del estrato profundo, se observa en el Cuadro 34, que en su mayoría las variables en estudio muestran una distribución Normal, siendo las únicas variables Pb, Mo y %Ar las que presentan una distribución no normal en los suelos analizados.

Cuadro 26. Test de normalidad de datos en estudio de suelo profundo.

Parámetro/elemento	Shapiro-Wilk			Distribución
	Estadístico	gl	Sig.	
As	0,772	15	0,049	Normal
Cu	0,878	24	0,317	Normal
Cd	0,923	3	0,463	Normal
Pb	0,758	24	0,017	No Normal
Zn	0,772	24	0,050	Normal
Co	1,000	24	1,000	Normal
Hg	0,900	24	0,387	Normal
Mo	0,750	11	0,000	No Normal
Ni	0,994	24	0,856	Normal
Cr	0,984	24	0,756	Normal
Sr	0,881	24	0,327	Normal
Mn	0,823	20	0,171	Normal
Zr	0,809	24	0,136	Normal
Ba	0,773	24	0,051	Normal
Ti	0,936	24	0,510	Normal
Fe	0,902	24	0,391	Normal
%Ao	0,970	24	0,668	Normal
%Ar	0,763	24	0,030	No Normal
%Lo	0,916	24	0,439	Normal
pH[1:1]	0,998	24	0,915	Normal
%MO_LOI	0,873	24	0,305	Normal
%TOC_LOI	0,873	24	0,305	Normal

%CaCO ₃	0,873	24	0,305	Normal
Al ₂ O ₃	0,888	23	0,347	Normal
CaO	0,837	23	0,206	Normal
Fe ₂ O ₃	0,901	23	0,388	Normal
K ₂ O	0,948	23	0,559	Normal
MgO	0,888	23	0,349	Normal
MnO	0,816	22	0,154	Normal
Na ₂ O	1,000	23	1,000	Normal
P ₂ O ₅	0,855	23	0,253	Normal
SiO ₂	0,875	23	0,308	Normal
TiO ₂	0,934	23	0,505	Normal

Se muestra el resultado de las correlaciones bivariadas entre pares de las variables de estudio, se han obtenido los coeficientes de correlación de Pearson (anexos A.E.1.Cuadro 93 y A.E.2. Cuadro 94), al existir los resultados con varias correlaciones, para nuestro análisis se consideran a aquellos con valores mayores a $p > 0.7$; cabe mencionar que las correlaciones fueron realizadas con el software SPSS, Versión libre 2023; obteniendo del análisis bivariado los siguientes resultados del análisis.

6.2.2. Análisis bivariado de las muestras de suelos

A. Análisis bivariado de las muestras de suelos superficiales

Correlaciones altas (>0.7): siendo las correlaciones más resaltantes las de **Cd-Ni(-)**, **%Lo**, **pH(-)**, **%MO(-)**, **%TOC(-)**; **%CaCO₃**; **Pb-Mn**, **MnO**; **Zn-Mn**, **MnO**; **Co-K₂O**; **Mo-Zr (-)**, **pH**; **P₂O₅**; **Ba-SiO₂(-)**; **Fe-Al₂O₃**, **Fe₂O₃**; **%MO-%TOC**, **CaCO₃**; **Al₂O₃-Fe₂O₃**, y **K₂O-MgO**. Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

$$Cd > Mo > Pb > Zn > Fe > \%MO > Co = Ba = Al_2O_3 = K_2O$$

Correlaciones muy altas (>0.9): siendo las correlaciones más resaltantes las de **As-Pb**, **Zn**; **Cd-Cr(-)**, **Sr**, **%Ar(-)**, **MgO(-)**, **Na₂O**; **SiO₂**; **Pb-Zn**; **Mn-MnO**; **Ti-TiO₂**; y **%MO-%TOC**, **%CaCO₃**.

Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

$$Cd > As > \%MO > Pb = Mn = Ti$$

Las correlaciones mostradas de los suelos superficiales explican el aporte metálico de origen geogénico, los producidos por los procesos pedogenéticos, antropogénicos y/o por agua de escorrentía superficial provenientes de las partes altas de subcuencas del distrito de Luyando afluentes de la cuenca del río Tulumayo y a su vez del Río Huallaga.

B. Análisis bivariado de las muestras de suelos profundos.

Correlaciones altas (>0.7): siendo las correlaciones más resaltantes las de **As-Cu**, Hg; **Cu-Pb**, Zn, Mn, MnO; **Cd-Co**, Ni, Ti, %MO,(-)%Lo, %TOC, %CaCO₃, Na₂O, TiO₂; **Pb-Mn**; **Mo-P₂O₅**, TiO₂(-); **Ni-Cr**; **Sr-P₂O₅**; **Zr-%Lo**; **%Ao-%Ar(-)**. Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

Cd>Cu>As>Mo>Pb=Ni=Sr=Zr=%Ar.

Correlaciones muy altas (>0.9): siendo las correlaciones más resaltantes las de **As-Cd**, Pb, Zn, Mn, MnO; **Cu-Cd**; **Cd-Pb**, Zn, Hg, Mo (-), Sr(-), Mn, Ba, Fe, Al₂O₃, CaO(-), Fe₂O₃, MgO, MnO, P₂O₅(-), SiO₂(-); **Pb-Zn**, MnO; **Zn-Mn**, MnO; **Mn-MnO**; **Ti-TiO₂**; **Fe-Al₂O₃**, Fe₂O₃, SiO₂(-); **%MO-%TOC**, %CaCO₃; **%TOC-CaCO₃**; **Al₂O₃-Fe₂O₃**, SiO₂(-); **CaO-SiO₂(-)**; **Fe₂O₃-SiO₂(-)**. Siguiendo el patrón de mayor a menor número de correlaciones como sigue:

Cd>As>Fe>Pb>Zn>%MO>Al₂O₃>Cu=Mn=Ti=CaO y Fe₂O₃.

Las correlaciones muestran similitud de dispersión con respecto a los datos de las muestras del nivel superficial, observándose altas y muy altas correlaciones con el Cd, As, Cu, Pb, Fe, %MO.

Las correlaciones mostradas de los suelos profundos también explican el aporte metálico de origen geogénico, como también los producidos por los procesos pedogenéticos y/o por agua de escorrentía subsuperficial provenientes de las capas superficiales de los suelos (lixiviaciones), y en menor injerencia de los procesos antropogénicos, por ser las muestras obtenidas a profundidades mayores a 100 cm del nivel superficial.

6.2.3. Análisis Multivariado de las muestras de suelos

Con el fin de conocer la existencia de relación entre los parámetros examinados, se procedió a realizar el análisis multivariado, para los suelos de los dos niveles en estudio superficial (Figura 72) y profundo (Figura 73), primero se realiza el **Análisis de Componentes Principales (ACP)**, con el fin de agrupar las variables analizadas en un menor número de factores o componentes a fin de reconocer las posibles relaciones entre estas; transformado las variables analizadas en nuevos componentes los cuales están basadas en las correlaciones establecidas entre las variables iniciales y explica la mayoría de la varianza observada; con lo que se llega a reconocer clústeres que permiten establecer las relaciones de los elementos aportados según su origen ya sea geogénica, antrópica y o por agua de escorrentía superficial o subsuperficial, que ocurra en el área de estudio.

A. Análisis factorial de los suelos superficiales.

En el Cuadro 35. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos de metales pesados y propiedades fisicoquímicas de los suelos superficiales, donde se observan seis componentes identificados con correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente. Del análisis de componentes principales se tiene que el 83% de la varianza se logran explicar a través de los seis factores (C1, C2, C3, C4, C5 y C6).

El primer componente (C1) explica el 23% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de Ni, Zn, Zr, As, Pb, Mn, Cu, Cd, Sr, Ti, Mo, Cr, y factores fisicoquímicos como P₂O₅, MnO, TOC, MO, CaCO₃, TiO₂, y la Ar_% de manera específica.

El segundo componente (C2) explica el 19% de la varianza donde se incluyen SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, K₂O, MgO, Ar_% y los contenidos de metales Fe, Ba, Co que muestran mayores coeficientes de carga.

El tercer componente (C3) explica el 14% de la varianza, donde interviene principalmente los metales el As, Fe, Hg, Ti, y características fisicoquímicas como TOC, MO, CaCO₃, Fe₂O₃, TiO₂ y Ar_%.

El cuarto componente (C4) explica el 12% de la varianza e incluye el contenido CaO como variable de mayor peso, seguido de MnO, Na₂O, K₂O, MgO y los contenidos de metales Mn y Co con un mayor coeficiente de carga en este componente.

El quinto componente (C5) explica el 10% de la varianza e incluye el contenido pH [1:1] como variable de mayor peso, seguido de P₂O₅, %Lo, Ao_% y los contenidos de metales Mo y Cr con un mayor coeficiente de carga en este componente.

Por último, el sexto componente (C6) explica un 5% de la varianza donde las variables principales es Ao_% y participación de metales Zn, As y Pb con un menor factor de carga.

Cuadro 27. ACP entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas en suelos superficiales.

Variable	Componentes principales					
	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Ni_ppm	0,770	0,102	0,322	-0,009	0,279	-0,178
Zn_ppm	0,744	-0,101	0,412	0,237	-0,105	0,316
Zr_ppm	-0,743	-0,314	0,168	-0,003	-0,272	0,260
P2O5_%	0,704	-0,259	0,044	-0,175	0,561	-0,153
As_ppm	0,699	-0,108	0,500	0,122	-0,068	0,342
Pb_ppm	0,693	-0,107	0,423	0,328	-0,159	0,323
MnO_%	0,681	-0,001	0,081	0,539	-0,442	0,106
Mn_ppm	0,681	-0,011	0,091	0,544	-0,429	0,123
Cu_ppm	0,574	0,423	-0,217	0,037	0,208	-0,234
Cd_ppm	0,569	-0,479	0,133	0,326	-0,199	-0,293
%TOC_LOI	0,552	0,265	-0,516	-0,465	-0,257	0,208
%MO_LOI	0,552	0,265	-0,516	-0,465	-0,257	0,208
%CaCO3	0,552	0,265	-0,516	-0,465	-0,257	0,208
Sr_ppm	0,547	-0,480	0,121	0,212	-0,001	-0,374
SiO2_%	-0,322	-0,887	0,054	0,199	0,102	-0,144
Al2O3_%	-0,119	0,843	0,372	0,038	0,059	0,008
Fe2O3_%	-0,094	0,798	0,522	-0,002	0,117	-0,060
Fe_ppm	-0,094	0,798	0,522	-0,002	0,117	-0,060
Ba_ppm	0,262	0,734	-0,341	-0,155	-0,242	0,081
K2O_%	-0,100	0,720	-0,354	0,419	-0,016	-0,154
MgO_%	-0,064	0,679	-0,347	0,366	0,114	0,005
Hg_ppm	0,353	-0,081	0,734	-0,367	-0,167	0,124
Ti_ppm	-0,514	0,249	0,721	0,030	-0,110	0,084

TiO ₂ _%	-0,518	0,244	0,718	0,031	-0,113	0,089
CaO_%	0,306	-0,010	-0,173	0,743	0,154	-0,070
Co_ppm	0,045	0,591	-0,116	0,591	-0,230	-0,239
Na ₂ O_%	-0,201	0,153	-0,299	0,524	0,292	0,064
pH[1:1]	0,051	0,071	-0,258	0,435	0,637	0,212
Mo_ppm	0,591	-0,180	0,055	-0,343	0,637	-0,153
%Lo_%	0,033	-0,186	-0,101	-0,148	-0,606	-0,343
Cr_ppm	0,463	0,286	0,332	-0,403	0,529	0,071
Ao_%	-0,194	-0,152	-0,211	0,271	0,504	0,590
Ar_%	0,214	0,378	0,369	-0,195	-0,014	-0,399
Autovalor	7,618	6,169	4,754	3,886	3,210	1,733
Varianza explicada	23%	19%	14%	12%	10%	5%

B. Análisis clúster de los suelos superficiales

Cluster 1: As-Zn-Pb-Mn-MnO-Cd-Sr-Hg-Mo-P₂O₅-Ni-Cr-MO-TOC-CaCO₃-Cu-Ba.

Define una fuerte asociación primigenia entre As-Zn-Pb, los que se van asociando a Mn-MnO progresivamente estos se asocian a Cd-Sr para luego asociarse al Hg; A la vez se observa la asociación de Mo-P₂O₅ su relación favorece la concentración de Mo por el efecto ácido de P₂O₅ y la asociación entre Ni-Cr que se considera como Asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas emplazadas en cabeza de cuenca. También se observa la asociación fuerte entre MO-TOC-CaCO₃ siendo esto los que acuñan la relación de elementos que abundan en la zona superficial y demás elementos como el Cu; y Ba siendo un elemento mayor de carácter alcalino, relacionado al carbono orgánico total y al Hg, fuertemente ligados a la materia orgánica, y los óxidos de Mn y Fe los que tiene una alta adsorción de los metales, siendo esta asociación correspondida con la del clúster 2 con el Al₂O₃ (Figura 72).

Cluster 2: Co-K₂O-MgO- pH-CaO -Na₂O-%Ao

Define una fuerte asociación del Co y los elementos alcalinos K₂O y MgO, provenientes de la degradación de feldspatos alcalinos y periclasa (producto del metamorfismo de rocas sedimentarias dolomíticas que abundan en el distrito). Por otra parte, la asociación de pH-CaO (producto alcalino de la calcinación de roca caliza o dolomías) es alta; además se asocian progresivamente al Na₂O y contenido de Arena.

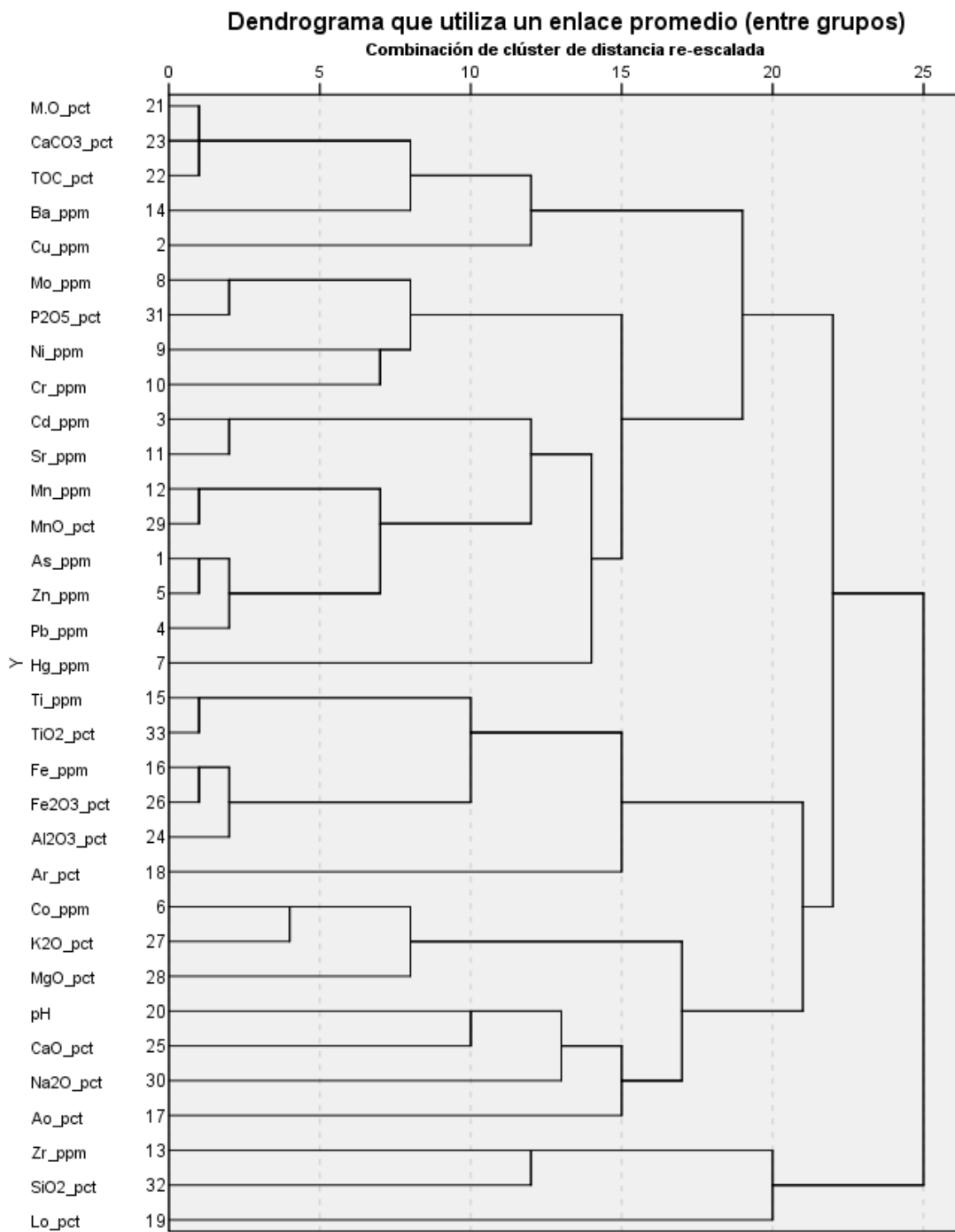


Figura 72. Dendrograma del análisis clúster de metales y parámetros fisicoquímicos de los suelos superficiales.

Clúster 3: Zr-SiO₂-%Lo.

Define una fuerte asociación del Zr ligado a los sedimentos siliciclásticos superficiales (rocas sedimentarias clásticas compuestas de cuarzo o silicatos, como feldespatos y micas rocas con base de arenisca) progresivamente se asocian con el contenido de Limo (%Lo)

Cluster 4: Ti- TiO₂-Fe-Fe₂O₃-Al₂O₃-%Ar

Define una fuerte asociación del Ti con el TiO₂ que se presenta en la naturaleza (como rutilo, anatasa y brookita), en la naturaleza son comunes los minerales de silicato (composición similar a la titanita, CaTiO(SiO₄) o ilmenita, FeTiO₂). También se observa fuerte asociación entre Fe, óxidos de Fe (Fe₂O₃) y Alúmina (Al₂O₃), considerados agentes reductores en medios neutros a alcalinos. Se conoce que, en condiciones reductoras, los iones Fe²⁺ se adhieren a superficies de los minerales de Ti, seguido de la oxidación a Fe³⁺, esto puede conducir a la formación de pseudorutilo (Fe₂Ti₃O₉). Por ser limitada la solubilidad del Ti en los suelos, las concentraciones absolutas se elevan en el horizonte superior de los suelos, a razón de haberse perdido algunos silicatos estratificados de dimensiones la arcilla por el proceso de meteorización. Los contenidos totales de Ti, como del Zr en el suelo, fueron utilizados en muchos estudios de formación del suelo, como estudios de formación de perfiles específicamente su continuidad. Por último, Ti-TiO₂-Fe-Fe₂O₃-Al₂O₃ se asocian con la Arcilla (%Ar).

C. Análisis factorial de los suelos profundos

En el Cuadro 36. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos de metales pesados y propiedades fisicoquímicas de los suelos profundos, donde se observan seis componentes identificados con correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente. Del análisis de componentes principales se tiene que el 84% de la varianza se logran explicar a través de los seis factores (C1, C2, C3, C4, C5 y C6). El primer componente (C1) explica el 26% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de As, Pb, Zn, Cu, Zr, Ni, Cd, Mn, Cr, Fe, Hg, Mo, y factores fisicoquímicos como P₂O₅, TOC, CaCO₃, MnO, Al₂O₃, Fe₂O₃, y P₂O₅ de manera específica. El segundo componente (C2) explica el 21% de la varianza donde se incluyen

los contenidos de metales As, Pb, Zn, Cd, Mn, Fe, Sr, Mg, por último, Hg y Ba que muestran considerables valores de coeficiente de carga, y factores fisicoquímicos como SiO₂, MnO, Al₂O₃, K₂O, Fe₂O₃, y por último P₂O₅

Cuadro 28. ACP entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas en suelos profundos.

Variable	Componentes principales					
	C1	C2	C3	C4	C5	C6
As_ppm	0,761	0,549	0,077	0,246	-0,013	0,006
Pb_ppm	0,756	0,571	0,059	0,233	-0,040	0,036
Zn_ppm	0,737	0,553	-0,035	0,324	0,004	-0,024
Cu_ppm	0,708	0,375	-0,334	0,106	0,247	0,126
SiO ₂ _%	-0,708	0,662	-0,084	-0,047	0,046	-0,092
%TOC_LOI	0,684	-0,319	0,214	-0,321	-0,042	-0,133
%MO_LOI	0,684	-0,319	0,214	-0,321	-0,042	-0,133
%CaCO ₃	0,684	-0,319	0,214	-0,321	-0,042	-0,133
Zr_ppm	-0,635	0,247	0,533	0,251	0,079	0,187
Ni_ppm	0,620	-0,071	0,092	-0,230	-0,147	0,432
Cd_ppm	0,613	0,581	-0,005	0,467	-0,037	-0,084
MnO_%	0,585	0,566	-0,102	0,540	0,019	-0,079
Mn_ppm	0,582	0,565	-0,100	0,543	0,016	-0,082
Cr_ppm	0,526	-0,212	0,192	-0,406	-0,067	0,464
Al ₂ O ₃ _%	0,576	-0,740	0,180	0,122	-0,055	0,039
K ₂ O_%	0,147	-0,728	-0,363	0,209	-0,152	-0,220
Fe_ppm	0,631	-0,659	0,223	0,120	0,042	0,176
Fe ₂ O ₃ _%	0,632	-0,659	0,223	0,119	0,042	0,175
Sr_ppm	0,264	0,615	-0,161	-0,546	-0,044	0,025
MgO_%	0,217	-0,580	-0,550	0,273	-0,140	0,003
TiO ₂ _%	-0,057	-0,262	0,833	0,333	0,152	0,196
Ti_ppm	-0,068	-0,257	0,831	0,336	0,139	0,201
Lo_%	-0,421	0,350	0,687	-0,008	0,114	-0,037
Hg_ppm	0,531	0,445	0,587	0,043	0,135	0,010
pH[1:1]	0,115	-0,239	-0,531	-0,102	0,347	0,052
Mo_ppm	0,413	0,377	-0,106	-0,743	-0,018	0,116
P ₂ O ₅ _%	0,457	0,477	-0,145	-0,637	0,021	0,031
Co_ppm	0,154	-0,349	-0,376	0,483	0,003	-0,056
Ar_%	0,115	-0,083	-0,215	0,160	-0,896	0,031
Ao_%	0,158	-0,146	-0,226	-0,167	0,880	-0,006
Ba_ppm	0,354	-0,425	-0,214	0,126	0,518	-0,403
CaO_%	-0,170	0,210	-0,540	0,194	0,097	0,619
Na ₂ O_%	-0,282	-0,110	-0,524	0,261	0,167	0,616

Autovalor	8,644	6,838	4,573	3,690	2,233	1,676
Varianza explicada	26%	21%	14%	11%	7%	5%

El tercer componente (C3) explica el 14% de la varianza, donde interviene principalmente los metales Zr, Ti y Hg, además las características fisicoquímicas como MgO, TiO₂, Lo_%, pH, CaO y Na₂O.

El cuarto componente (C4) explica el 11% de la varianza incluye el contenido P₂O₅ como variable de mayor peso, seguido de MnO y los contenidos de metales Mn, Sr, Mo con mayor carga, y Co, Cd, Sr, Mo con un valor considerable del coeficiente de carga en este componente.

El quinto componente (C5) explica el 7% de la varianza e incluye el contenido de Arcilla (Ar_%) como variable de mayor coeficiente de carga, seguido de la arena (Ao_%) y el contenido del metal pesado Ba.

Por último, el sexto componente (C6) explica un 5% de la varianza donde las variables principales son Cao y Na₂O y participación considerable por su coeficiente de carga los metales Ni, Cr y Ba.

D. Análisis clúster de los suelos profundos

Cluster 1: As-Zn-Pb-Mn-MnO-Cd-Cu-Hg- Mo-P₂O₅-Sr - Ba-pH-Ao%-K₂O-MgO-Co- Ni-Cr- Fe- Fe₂O₃- Al₂O₃ - TOC-CaCO₃-MO.

Define una fuerte asociación primigenia entre As-Zn-Pb, los que se van asociando a Mn-MnO-Cd progresivamente estos se asocian a Cu-Hg, cabe mencionar que al igual que los óxidos de Fe, los óxidos de manganeso tienen alta adsorción de metales; a la vez se observa la asociación de Mo-P₂O₅-Sr su relación favorece la concentración de Mo y Sr por el efecto ácido de P₂O₅, otra asociación es la de Ba contenido de Ao% y el pH, la asociación entre Ni-Cr que se considera como asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas emplazadas en cabeza de cuenca. La fuerte asociación de Fe con óxido de hierro (Fe₂O₃) estos tienen una fuerte adsorción de los metales, a su vez se asocian con la alúmina (Al₂O₃), también existe la asociación fuerte entre TOC-CaCO₃-MO favoreciendo la relación existente entre los elementos encontrados y otros ligados a la materia orgánica. (Figura 73).

Clúster 2: Zr-SiO₂-Lo%-%-Ti-TiO₂

Define una fuerte asociación del Zr ligado a los sedimentos siliciclásticos superficiales (rocas sedimentarias clásticas compuestas de cuarzo o silicatos, como feldspatos y micas rocas con base de arenisca) progresivamente se asocian con el contenido de Limo (%Lo), por otra parte, se observa la asociación del Ti con el TiO₂ al igual que Ti-TiO₂-Fe-Fe₂O₃-Al₂O₃ se asocian con la Arcilla (%Ar).

Cluster 3: CaO-Na₂O-%Ar

Define una fuerte asociación del CaO (producto alcalino de la calcinación de roca caliza o dolomías) es alta con el Na₂O son elementos alcalinos; y progresivamente se asocian con el contenido de Arcilla.

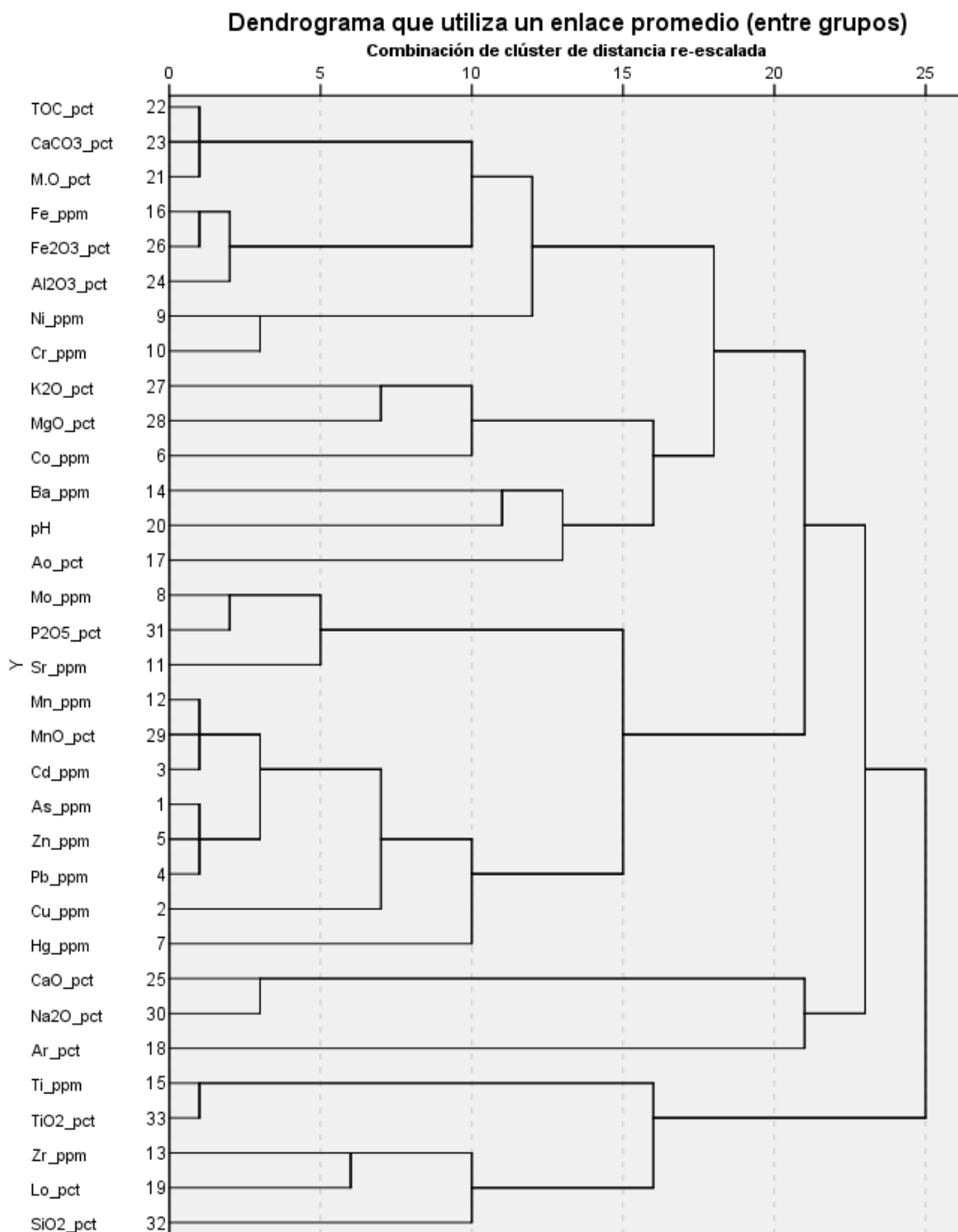


Figura 73. Dendrograma del análisis clúster de metales y parámetros fisicoquímicos de los suelos profundos.

6.3. Determinación y propuestas de los Niveles de fondo y de Referencia en los suelos del distrito de Luyando, Provincia de Leoncio Prado

La determinación de los niveles de fondo de metales pesados en suelos es un aspecto crítico en la evaluación de la calidad del suelo y la identificación de áreas contaminadas. Los niveles de fondo se refieren a las concentraciones naturales de metales pesados en el suelo, que pueden variar significativamente dependiendo de factores geológicos, climáticos y antropogénicos. Comprender estos niveles es esencial para establecer un umbral que permita declarar un suelo como contaminado, lo que a su vez es fundamental para implementar estrategias de remediación adecuadas como parte de una gestión sostenible del recurso suelo.

Por ejemplo, la contaminación por metales pesados, como el Pb, Cd y As, representa un riesgo significativo para la salud humana y el medio ambiente, y su acumulación en suelos agrícolas puede afectar la producción de alimentos y la calidad de los ecosistemas (Chira-Fernández, 2021). Otro ejemplo, es que conocer los niveles de fondo se vuelve necesario para identificar la contaminación antropogénica en áreas urbanas (Astonitas et al., 2021).

Siendo de importancia establecer los niveles de fondo para evaluar la contaminación del suelo (Chira-Fernández, 2021). Por tanto, para entender la importancia de la determinación de los niveles de fondo, se debe saber que en contexto de llegar a poder declarar al suelo de una determinada área de estudio como contaminada por metales pesados es imprescindible la identificación previa de los contenidos normales de los metales en estudio que se encuentren en los suelos, producto de los procesos naturales de alteración de minerales contenidos en las rocas, estos contenidos reciben el nombre de “niveles de fondo”. Holmgren, (1993); Sánchez-Camazano et al., (1998); De Miguel et al., (2002). Siendo claro que conocer las concentraciones de metales en los suelos, que se traslucen a su vez en la concentración en los cultivos, dicha información se vuelve crucial para la seguridad alimentaria (Quispe, 2023).

En esta investigación se ha tenido en cuenta que dicha presencia de los metales pesados en estudio puede deberse a un origen natural o antrópico, entendiéndose que los niveles de fondo representan los contenidos de metales pesados presentes en el suelo con procedencia del material originario (Kabata Pendías y Pendías et al., (2010); Salminen y Gregorauskiene, 2000).

Además, es necesario entender que cuando se habla del nivel de fondo, estos pueden variar por la existencia de diferentes suelos, incluso la variación se puede dar dentro de un mismo tipo de suelo, variaciones que se dan a razón del tipo de material originario, las características edáficas que más predominen, su localización fisiográfica y/o ubicación geográfica, como el uso que se le dé en una determinada región o localidad (Mico, 2005; Kabata, 2001; entre otros).

Entendiendo lo mencionado, se aclara que para futuros trabajos de investigación se debe advertir que los valores de fondo no siempre serían uniformes para una determinada región u área de estudio con similares características geográficas considerando incluso las geológicas u geomorfológicas, por lo que se debe establecer bien clara la escala del nivel de estudio de los suelos, ya sea a nivel micro, meso o de macrozonificación, haciendo hincapié a la naturaleza del suelo y su uso como ya se había mencionado (Mico, 2005, Callaba y Chacón, 2002).

Muchos autores (Quiroz, 2012; Mico, 2005, Peris, 2007; De Miguel et al., 2002, etc. mencionaron que, en suelos agrícolas, los niveles de fondo representan “concentraciones totales” de metales pesados en el suelo, de forma sistemática en el medio natural y que no han sido influenciadas por actividades humanas contaminantes, de carácter puntual o localizado. Por lo que se vuelve necesario realizar el monitoreo de los niveles de fondo (López y Morales, 2022); (Martinez-Robaina et al., 2021), ya que las acciones antropogénicas incrementan las concentraciones de metales pesados, teniendo como propósito prevenir la acumulación de metales pesados en las plantas y/o cultivos agrícolas (Martinez-Robaina et al., 2021).

En este estudio por ser inédita la investigación, los niveles de fondo a determinarse en los suelos agrícolas y de bosque naturales de estudio, se deben entender como niveles de contaminación base, sin considerar la contaminación de origen antrópico (urbano-

industrial), llegando a proponer a escala local a través del estudio de área específica del distrito de Luyando.

Siendo este estudio de niveles de fondo de los suelos del distrito de Luyando en términos generales, de muestras tomadas de suelos agrícolas y de bosque naturales, parten de la idea de que el nivel de fondo hace referencia a una contaminación base, debida a prácticas agrícolas no intensivas, siendo en el caso del distrito que existen aún practicas ancestrales y/o de cultivos no convencionales en algunos casos. Al determinarse los niveles de fondo, se cuenta con una herramienta para determinar los niveles de referencia, considerando que de establecerse estos valores nos permitirán llegar a diferenciar los suelos naturales de uno alterado con respecto a las concentraciones normales, en tanto teniendo en cuenta los procesos de contaminación son necesarias establecer estos valores de referencia (De Miguel et al., 2002) también conocidos como valores de referencia genéricos, definidos a partir de los niveles de fondo en función de la variabilidad espacial del contenido de metales pesados en un ámbito geográfico. En conclusión, determinar los niveles de fondo de metales pesados en suelos es esencial para identificar la contaminación y desarrollar estrategias de remediación efectivas en casos de contaminación. Por tanto, se destacan la importancia de conocer las concentraciones naturales de metales pesados, además de conocer cómo las actividades humanas en el distrito ejercen alteración de estos niveles, los que afectarían la salud del suelo y la seguridad alimentaria (Quispe, 2023) por los productos agrícolas (Trujillo et al., 2020) obtenidos en el distrito. Por lo tanto, esto conllevaría a implementar estrategias de remediación (Aquino y Valencia, 2022), como la fitorremediación (Silva-Mori, 2024) y el uso de enmiendas, esto puede ser crucial para la restauración de suelos contaminados y mitigar los riesgos asociados con los metales pesados.

6.3.1. Cálculo de Niveles de Fondo por Métodos estadísticos descriptivos

Concentraciones de los metales pesados en el suelo

En el Cuadro siguiente 37 y 38, se muestran las concentraciones totales de metales pesados, determinadas en los suelos de estudio, diferenciándose la profundidad de muestreo.

Las concentraciones de fondo se encuentran entre los valores mínimos y máximos de la población de muestreo, descartando los valores discordantes; dichos valores discordantes podrían estar dándose por el tipo de uso de suelos principalmente en el área de estudio del distrito de Luyando, se podría aseverar que en los suelos agrícolas se pueden dar debido a una contaminación puntual por uso excesivo de productos agroquímicos y/o fertilizantes. Detectar los valores discordantes en la población muestreada de los suelos es imprescindible para llegar a establecer los niveles de fondo aplicando la metodología de la estadística descriptiva, por tanto, para identificar valores discordantes, acorde al método empleado se llegó a realizar los diagramas de caja, método propuesto por la ISO/DIS 19258 (2004), y ha sido utilizado por muchos investigadores.

En los Cuadros 37 y 38 se puede observar que las concentraciones totales de los metales pesados muestran la misma tendencia para ambos niveles de mayor a menor, respecto a la media de cada metal estudiado, para ambos niveles de profundidad como sigue:

Fe>Ti>Mn>Zr>Ba>Sr>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>Co>As>Mo>Cd>Hg.

Identificación de valores discordantes

Respecto a la identificación de valores discordantes, en consideración acorde al método utilizado el de diagrama de cajas y bigotes (boxplot) (Saldaña, 2020; Micó Llopis, 2005); se llegó a identificar valores atípicos (anómalos), aclarando que; si los valores superan 1.5 veces el percentil p75 en el diagrama son representados con un círculo (o); y para valores extremos que superen 3 veces el percentil p75 en el diagrama se representan con un asterisco (*), resumiendo dichos extremos (inferior y superior) en el diagrama (línea o bigote) establecen el límite de prolongación de datos, para considerar valores atípicos o anómalos el valor identificado se debe encontrar fuera de este rango.

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Cuadro 29. Contenidos totales de metales pesados de suelo agrícola y de bosque, muestreado a nivel superficial de 0-30 cm.

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SAM1	-	13	-	16	62	10	0,092	-	28	52	145	400	378	391	5200	36300
P030-H/SBM1	-	9	-	15	43	6	0,098	-	18	56	95	200	599	189	6700	35000
P030-B/SAM1	-	11	-	25	89	16	0,063	-	23	53	38	1200	384	188	6200	36900
P030-B/SBM1	10	11	-	9	38	5	0,26*	-	19	50	50	200	523	221	7100	48700
P030-MP/SAM1	6	14	-	30	61	11	0,068	-	16	52	93	1100	437	350	6000	34600
P030-MP/SBM1		22	-	18	54	8	0,094	2	15	43	36	400	455	340	6200	40400
P030-SMT/SAM1	7	12	-	25	46	15	0,085	-	20	46	12	800	638	179	7200	26300
P030-SMT/SBM1	7	9	-	21	43	15	0,096	-	22	55	20	800	441	247	10000	36100
P030-ASJT/SAM1	-	12	-	10	33	8	0,184	2	37	94*	37	200	497	178	11800*	54900*
P030-ASJT/SBM1	-	26*	-	11	76	14	0,075	-	23	51	30	1400	277	654*	4000	31800
P030-SG/SAM1	11	21	2	33	125	8	0,104	6	46	57	546*	1400	236	124	3100	18100
P030-SG/SBM1	8	12	3	26	134	9	0,131	3	39	48	1352*	1500	310	123	4300	20000
P030-MA/SAM1	-	15	-	11	55	9	0,035	-	17	36	108	400	535	203	4900	30100
P030-MA/SBM1	8	13	-	20	86	3	0,118	4	20	95*	181	100	371	295	4000	23100
P030-3EQ/SAM1	-	6	-	15	47	7	0,088	-	34	83*	24	100	430	322	4600	28900
P030-3EQ/SBM1	58*	13	2	98*	679*	9	0,23*	2	42	61	416*	3100*	377	214	6100	31200
P030-STR/SAM1	-	12	-	10	72	13	0,069	-	24	46	49	500	360	154	6000	36000
P030-STR/SBM1	-	11	-	12	66	12	0,053	-	21	42	54	500	370	154	6200	36500
P030-GYO/SAM1	5	7	-	16	35	3	0,116	-	8	32	32	100	662	55	5800	18500
P030-GYO/SBM1	-	3	-	8	9	-	0,097	-	-	13*	59		867*	33	6300	1800*
P030-IK/SAM1	-	17	-	20	75	11	0,051	-	24	49	71	700	415	264	5400	32900
P030-IK/SBM1	6	7	-	22	62	6	0,094	-	15	51	111	200	621	155	6900	35400
P030-MPR/SAM1	13	16	-	14	149	3	0,096	6	29	72	85	400	139	88	2800	20900
P030-MPR/SBM1	32*	21	-	43	294*	5	0,19*	9	56*	142*	343*	200	260	249	5800	41900

Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque), (*) indica valor discordante.

Cuadro 30. Contenidos totales de metales pesados suelo agrícola y de bosque, muestreado a nivel profundo de 100 cm a más.

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P100-H/SAM2	-	6	-	20	72	10	0,118	-	61	56	121	100	385	342	5900	46400
P100-H/SBM2	-	11	-	15	66	10	0,071	-	27	56	141	300	392	279	5800	46000
P100-B/SAM2	-	12	-	17	71	14	0,031	-	23	49	51	900	363	239	5900	36100
P100-B/SBM2	12	12	-	11	40	6	0,248	-	19	52	50	200	520	267	6800	49400
P100-MP/SAM2	6	14	-	16	66	9	0,049	-	20	68	84	200	217	551	5900	48300
P100-MP/SBM2	-	20	-	25	78	8	0,108	3	22	59	55	200	335	443	5900	50500
P100-SMT/SAM2	11	8	-	20	28	14	0,100	-	27	58	10	200	294	218	5400	50300
P100-SMT/SBM2	9	7	-	15	36	15	0,114	-	23	59	19	500	389	442	6200	48100
P100-ASJT/SAM2	9	14	-	14	39	8	0,287	2	43	100*	43	100	355	267	8300*	67500
P100-ASJT/SBM2	-	22	-	16	103	31*	0,039	-	34	50	31	1500	302	690*	5100	42700
P100-SG/SAM2	12	20	2	32	119	8	0,120	6	45	55	959*	1800	291	137	3400	20300
P100-SG/SBM2	14	17	1	33	146	10	0,177	6	55	66	840*	1100	329	131	4000	25800
P100-MA/SAM2	-	17	-	12	56	9	0,032	-	15	31	96	500	478	176	4300	29900
P100-MA/SBM2	10	15	-	22	101	4	0,138	5	22	115*	300	-	299	439	4600	28300
P100-3EQ/SAM2	-	5	-	14	37	6	0,135	-	17	44	26	100	402	288	4900	33500
P100-3EQ/SBM2	80*	34*	5	128*	1028*	12	0,389*	3	68	73	304	8200*	294	329	5600	46000
P100-STR/SAM2	6	12	-	20	95	13	0,077	2	29	54	90	300	292	219	5600	44600
P100-STR/SBM2	6	12	-	12	109	16	0,042	2	35	50	67	400	260	177	5100	44600
P100-GYO/SAM2	6	6	-	19	35	4	0,208	-	10	35	41	-	762*	56	7500	21300
P100-GYO/SBM2	-	4	-	17	34	3	0,108	-	9	32	116	-	663*	119	7300	7500
P100-IK/SAM2	-	18	-	15	80	12	0,058	-	23	46	96	800	410	372	5500	33500
P100-IK/SBM2	12	16	-	33	97	12	0,080	5	159*	334*	149	100	297	225	6300	62100
P100-MPR/SAM2	16	15	-	20	181	2	0,048	6	29	58	158	-	167	221	2600*	24400
P100-MPR/SBM2	37*	24	-	62*	373*	5	0,318*	10	64	174*	625*	100	233	370	6000	55500

Nota: (-) valor no detectado L.D; P100 (profundidad de muestreo mayor a 100 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque) (*) indica valor discordante.

Los Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en los suelos superficiales y profundos; respectivamente para cada metal estudiado; se llega a interpretar lo siguiente; concordando con (Bakieva et al., 2010, Saldaña, 2020), el diagrama de cajas y bigotes muestra que la región sombreada de la caja contiene los casos centrales en un 50%, y se restringe en el extremo inferior por el percentil 25 y en para el extremo superior por el percentil 75 del grupo de datos analizados; se conoce y observa que la mediana está representada por la línea intermedia sobre la región sombreada, en tanto del análisis de cajas y bigotes de los contenidos de metales pesados en los suelos superficiales y profundos se tiene:

Identificación de valores discordantes en los suelos superficiales:

De los anexos, de diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en los suelos superficiales se tiene:

Para el Arsénico (Figura a); y el Zinc (Figura e); se tienen dos (02) valores discordantes extremos para ambos metales, que provienen de las muestras P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1.

Para los metales Cobre (Figura b), Níquel (Figura i), Manganeso (Figura l), Zirconio (Figura m), Bario (Figura n), muestran un (01) valor anómalo que provienen de las muestras P030-ASJT/SBM1, P030-MPR/SBM1, P030-3EQ/SBM, P030-GYO/SBM1, P030-ASJT/SBM1. Para el Plomo (Figura d), se tienen un (01) valor discordante extremo que provienen de la muestra P030-3EQ/SBM1. En similar condición el Titanio (Figura o); con un (01) valor discordante extremo que provienen de la muestra P030-ASJT/SAM1.

Con respecto al Mercurio (Figura g), se tienen un (01) valor discordante extremo que proviene de la muestra P030-B/SBM1; además se muestra dos (02) valores anómalos que provienen de las muestras P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1.

Respecto al Cromo (Figura j), se tienen un (01) valor discordante extremo que proviene de la muestra P030-MPR/SBM1; y se observa cuatro (04) valores anómalos que provienen de las muestras P030-ASJT/SAM1, P030-MA/SBM1, P030-3EQ/SAM1 y P030-GYO/SBM1.

De la Figura k, respecto al Estroncio, se tienen tres (03) valores discordantes extremos que provienen de las muestras P030-SG/SAM1, P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1; y se tiene un (01) valor anómalo que provienen de la muestra P030-MPR/SBM1. Por último, respecto al Hierro en la Figura p, se muestra dos (02) valores anómalos que provienen de las muestras P030-ASJT/SAM1 y P030-GYO/SBM1.

Identificación de valores discordantes en los suelos profundos:

De los anexos, de diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en los suelos profundos se tiene:

Para el Arsénico (Figura a.1); Plomo (Figura d.1), al Zinc (Figura e.1); se tienen dos (02) valores discordantes extremos para ambos que provienen de las muestras P100-3EQ/SBM2 y P100-MPR/SBM2.

Para el Cobre (Figura b.1); se tienen un (01) valor discordante extremo que proviene de la muestra P100-3EQ/SBM2, también valor extremo para el Níquel (Figura i.1) que provienen de la muestra P100-IK/SBM2; y para Manganeso (figura l.1) que provienen de la muestra P100-3EQ/SBM2.

Con respecto a los metales Cobalto (Figura f.1), y Bario (Figura n.1), muestran un (01) valor anómalo que proviene de las muestras P100-ASJT/SBM2 respectivamente. Para el Mercurio (Figura g.1) y se tienen dos (02) valores anómalos que provienen de las muestras para el mercurio P100-3EQ/SBM2 y P100-MPR/SBM2, y para el Titanio (Figura o.1); provienen de las muestras P100-ASJT/SAM2 y P100-MPR/SAM2.

Respecto al Cromo (Figura j.1), se tienen dos (02) valores discordantes extremos que proviene de la muestra P100-IK/SBM2 y P100-MPR/SBM2; y dos (02) valores anómalos que provienen de las muestras P100-ASJT/SAM2 y P100-MA/SBM2.

De la Figura k.1, respecto al Estroncio, se tienen tres (03) valores discordantes extremos que provienen de las muestras P100-SG/SAM2, P100-SG/SBM2 y P100-MPR/SBM2. Por último, para el Zirconio (Figura m.1), muestran un (01) valor anómalo y un discordante extremo que provienen de las muestras P100-GYO/SAM2 y P100-GYO/SBM2 respectivamente.

Por tanto, del análisis de los diagramas de cajas y bigotes (boxplot), se llega a la conclusión que existe una gran variabilidad en la distribución espacial de estos metales en los suelos superficiales y profundos.

Relaciones estadísticas entre los contenidos totales de metales pesados

El establecimiento de las relaciones que se presenten entre los metales pesados estudiados es necesario para conocer los coeficientes de correlación entre los contenidos totales de los metales pesados, estos pueden mostrar una misma procedencia ya sea de origen natural o antrópica. El coeficiente de Pearson aplica a los metales pesados que tengan una distribución normal; y de Spearman, cuando uno de estos metales no tiene una distribución normal (Micó Llopis, 2005).

En el Cuadro 39, se muestran los coeficientes de correlación de los contenidos totales de los metales en suelos superficiales, donde la correlación para el As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Zr, Ba, Ti, Fe están dadas por el coeficiente de Pearson ya que las poblaciones de datos siguieron una distribución **Normal** sin considerar los valores discordantes, para el caso de los metales Cd y Mn las correlaciones están dada por coeficiente de Spearman ya que su población mostro distribución **No normal**.

En el Cuadro 39, se observa que existe metales pesados altamente correlacionados entre sí, con una elevada significación ($P < 0,01$) para los pares de elementos; resultados que nos llevan a intuir que el aumento del contenido de un metal estaría relacionado con el aumento de los demás metales, mostrando posiblemente un común comportamiento en el suelo (Saldaña, 2020; Micó Llopis, 2005) como también u originarse de fuentes similares (Lv et al., 2015). Recalcando que el Cadmio muestra correlaciones positivas perfectas con cinco metales como son los pares Mn–Cd ($r=1,00$), Hg–Cd ($r=1,00$), Zn–Cd ($r=1,00$), Pb–Cd ($r=1,00$), Cd–As ($r=1,00$). Mico (2005) encontró la correlación típica y ampliamente conocida entre el Cd y el Zn; por su parte Bak et al. (1997) y Jinadasa et al. (1997) también determinaron una correlación alta para estos metales, sugirieron que el origen común es por la aplicación de fertilizantes fosfatados, ya que estos conforman estos productos, pero como impurezas (Adriano, 2001).

Por otra parte, se resalta la correlación entre los pares Ti–Zr ($r=0,717$) positiva considerable y el Ti–Zn ($r=-0,744$) negativa considerable; por otro lado, para los pares

Zr–Zn ($r=-0,809$) y Zr–As ($r=-0,791$) negativa considerable y para Mn–Co ($r=0,755$) positiva considerable, para los demás pares Fe–Ti ($r=0,658$), Zr–Cr ($r=-0,584$), Zr–Ni ($r=-0,593$), Zr–Cu ($r=-0,545$), son considerados en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda.

Las correlaciones altamente significativas estarían indicando una competencia de los metales por ocupar las posiciones de cambio en las partículas coloidales del suelo (Saldaña, 2020; Mico, 2005, Estévez et al., 1998); entre los metales con mayor afinidad a los coloides del suelo en gran proporción quedan adsorbidos a estos entre estos Mn, Zn, Pb, Fe, Ti; por otra parte, los metales de menor afinidad como Cd, Cu, Hg y Zr estarían persistiendo en sus formas móviles. También se observó altas correlaciones de elementos considerables tanto positivas y negativas según corresponda, con elevada significación ($P<0,05$); siendo para los pares Zr–Mo ($r=-0,748$), Cr–As ($r=0,785$) y Cu–As ($r=0,717$). Chen et al. (1999) mencionaron que, para la elevada correlación encontrada entre metales, que los procesos similares controlarían las interrelaciones con los componentes (físicoquímicos) del suelo. Para los demás pares son consideradas como correlaciones medias tanto positivas y negativas según corresponda como los pares de Fe–Ba ($r=0,476$), Fe–Hg ($r=-0,542$), Fe–Zn ($r=-0,548$), Ti–Ni ($r=-0,522$), Ti–As ($r=-0,652$), Mn–Zn ($r=0,522$), Cr–Ni ($r=0,554$), Cr–Zn ($r=0,572$), Ni–Zn ($r=0,538$), Ni–As ($r=0,651$), Zn–Pb ($r=0,451$), Zn–Cu ($r=0,531$), Zn–As ($r=0,696$), Pb–Cu ($r=0,505$).

Cuadro 31. Correlaciones entre las concentraciones totales de metales pesados en suelos superficiales, descartando valores discordantes de los suelos (nivel superficial de 0-30 cm).

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,717 ^a	1														
	p	0,019															
Cd	r	-1,000 ^{**b}	-0,866 ^b	1,000													
	p		0,333														
Pb	r	-0,197 ^a	0,505 ^{*a}	-1,000 ^{**b}	1												
	p	0,586	0,017														
Zn	r	0,696 ^{*a}	0,531 ^{*a}	1,000 ^{**b}	0,451 ^{*a}	1											
	p	0,025	0,013		0,035												
Co	r	-0,301 ^a	-0,063 ^a	0,500 ^b	0,010 ^a	-0,093 ^a	1										
	p	0,397	0,782	0,667	0,965	0,689											
Hg	r	0,102 ^a	-0,126 ^a	1,000 ^{**b}	0,005 ^a	-0,021 ^a	-0,432 ^a	1									
	p	0,793	0,597		0,983	0,929	0,057										
Mo	r	0,907 ^a	0,516 ^a	-0,277 ^b	0,752 ^a	0,786 ^a	-0,553 ^a	-0,534 ^a	1								
	p	0,093	0,191	0,821	0,051	0,064	0,155	0,275									
Ni	r	0,651 ^{*a}	0,245 ^a	-0,822 ^b	0,220 ^a	0,538 ^{*a}	0,048 ^a	0,390 ^a	0,164 ^a	1							
	p	0,041	0,285	0,386	0,337	0,012	0,833	0,089	0,725								
Cr	r	0,785 ^{*a}	0,167 ^a	-0,954 ^b	0,214 ^a	0,572 ^{*a}	-0,080 ^a	0,211 ^a	0,626 ^a	0,554 ^{*a}	1						
	p	0,012	0,508	0,194	0,394	0,013	0,744	0,416	0,259	0,014							
Sr	r	0,131 ^a	0,160 ^a	. ^c	0,103 ^a	0,300 ^a	-0,443 ^a	-0,029 ^a	0,494 ^a	-0,105 ^a	0,210 ^a	1					
	p	0,757	0,514		0,665	0,199	0,057	0,908	0,506	0,669	0,434						
Mn	r	0,247 ^b	0,308 ^b	1,000 ^{**b}	0,342 ^b	0,522 ^{*b}	0,755 ^{**b}	-0,279 ^b	-0,046 ^b	0,349 ^b	0,229 ^b	-0,267 ^b	1,000				
	p	0,492	0,174		0,119	0,015	0,000	0,234	0,921	0,121	0,360	0,269					

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Zr	r	-0,791** ^a	-0,545** ^a	0,029 ^a	-0,241 ^a	-0,809** ^a	-0,023 ^a	0,051 ^a	-0,748* ^a	-0,593** ^a	-0,584** ^a	-0,129 ^a	-0,406 ^b	1			
	p	0,006	0,009	0,982	0,280	0,000	0,916	0,830	0,033	0,004	0,009	0,599	0,061				
Ba	r	-0,250 ^a	0,329 ^a	-0,508 ^a	0,201 ^a	-0,128 ^a	0,143 ^a	-0,186 ^a	-0,201 ^a	-0,091 ^a	0,017 ^a	0,291 ^a	-0,132 ^b	-0,020 ^a	1		
	p	0,486	0,125	0,661	0,371	0,579	0,527	0,432	0,633	0,694	0,946	0,227	0,569	0,931			
Ti	r	-0,652* ^a	-0,371 ^a	-0,115 ^a	-0,072 ^a	-0,744** ^a	0,276 ^a	-0,218 ^a	-0,298 ^a	-0,522* ^a	-0,344 ^a	-0,324 ^a	-0,280 ^b	0,717** ^a	0,068 ^a	1	
	p	0,041	0,090	0,927	0,751	0,000	0,215	0,356	0,516	0,015	0,149	0,177	0,219	0,000	0,763		
Fe	r	-0,130 ^a	0,038 ^a	-0,379 ^a	-0,105 ^a	-0,548* ^a	0,223 ^a	-0,542* ^a	0,082 ^a	-0,360 ^a	-0,059 ^a	-0,132 ^a	-0,253 ^b	0,162 ^a	0,476* ^a	0,658** ^a	1
	p	0,719	0,871	0,752	0,649	0,012	0,318	0,017	0,862	0,109	0,810	0,603	0,269	0,472	0,029	0,001	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. (a) Coeficiente de Pearson. (b) Coeficiente de Spearman.

Para el caso de las correlaciones de Zn y Cu su correlación puede darse a una posible procedencia antrópica, como también la correlación Pb-Cu y Cd entre otros (Mico 2005), también menciona que el Pb muestra baja a escasa correlación con metales de origen litogenico como níquel, cromo, hierro, cobalto, manganeso entre otros.

En el Cuadro 40. se muestran los coeficientes de correlación de los contenidos totales de los metales en suelos profundos, donde la correlación para el As, Cu, Cd, Zn, Mo, Cr, Zr, Ba, Ti, Fe están dadas por el coeficiente de Pearson ya que las poblaciones de datos siguieron una distribución Normal sin considerar los valores discordantes, para el caso de los metales Pb, Co, Hg, Ni, Sr y Mn las correlaciones están dadas por el coeficiente de Spearman ya que su población mostro distribución No normal.

Del Cuadro 40. se observa que existe metales pesados altamente correlacionados entre sí, con una elevada significación ($P < 0,01$) para los pares de elementos. Recalcando que el Cadmio muestra correlaciones positivas perfectas con cuatro metales como son los pares Cd-As ($r=1,00$), Cd-Cu ($r=1,00$), Pb-Cd ($r=1,00$), Mn-Cd($r=1,00$) y dos correlaciones negativas perfectas los pares Zn-Cd ($r=-1,00$) y Hg-Cd ($r=-1,00$); también se resalta la correlación entre los pares Mo-As ($r=0,893$) y Mo-Cu ($r=0,769$) siendo positivas considerables; para los pares Zr-Cu ($r=0,588$), Zn-Pb($r=0,503$), Ni-Zn($r=0,603$), Cr-Ni($r=0,656$) correlaciones positivas medias, para los pares Zr-Zn ($r=-0,624$), Ti-Zn ($r=-0,632$), Ti-Mn($r=-0,665$) y Fe-Mn($r=-0,694$), son considerados en rangos de correlación negativas medias.

Con respecto a las correlaciones de elementos, con elevada significación ($P < 0,05$); se observó para los pares en general correlaciones medias tanto positivas como negativas correspondientemente siendo para los pares Hg-Co ($r=-0,493$), Mo-Pb ($r=0,726$), Mo-Zn ($r=0,71$), Sr-Zn ($r=0,540$), Mn-Zn ($r=0,490$), Mn-Co ($r=0,471$), Zr-Cr ($r=-0,538$), Ba-Cr ($r=0,525$), Ti-Cu ($r=-0,458$), Fe-Cr ($r=0,556$), Fe-Ba ($r=0,465$).

Para el caso de los metales pesados a niveles profundos de suelos , que presenta correlaciones medias o menores como Hg, Co, Mo, Pb, Zn, Sr, Mn, Zr, Cr, Ba, Ti, Cu y Fe en su mayoría son de origen litogénico para el caso de las muestras de suelos agrícolas, también se puede atribuir la procedencia de origen antrópico (productos industriales) al Cd, Zn, Cu, Cr (Kabata-Pendias,2001) procedente de la aplicación de fertilizantes

fosfatados que fueron transportados a través del perfil del suelo, en el caso del Cd y Zn donde ambos elementos suelen formar parte como impurezas (Adriano, 2001), el As, Cu, Cr, Pb, Mn, Zn, por uso de pesticidas, y eliminación de desechos (incineración, etc.) para el As, Cd, Cu, Hg, Ni, Mo, Pb, Zn (Kabata-Pendias,2001).

De los resultados se puede mencionar que los aportes antrópicos (actividades agrícolas) en el área de estudio; sin descartar que estos altos contenidos sean procedentes de parcelas donde el afloramiento lítico ha sido característico y los suelos profundos presentes estén en desarrollo, como el caso de la muestra P100-3EQ/SBM2 la cual reportó elevadas concentraciones de arsénico, cobre, cadmio, plomo, zinc, cobalto, mercurio, níquel, cromo, estroncio, zirconio, bario. Como también las muestras P100-ASJT/SAM2 (Cr y Ti); P100-ASJT/SBM2 (Co y Ba); P100-SG/SAM2 (Sr y Zn); P100-SG/SBM2 (Sr, Zn; Zr, Ba); P100-MA/SBM2 (Cr, Sr, Zr y Ba), P100-GYO/SAM2 (Zr); P100-GYO/SBM2 (Zr); P100-IK/SAM2 (Zr y Ba); P100-IK/SBM2 (Ni, Cr, Zr y Ba), P100-MPR/SAM2 (Zn, Sr, Zr, Ba y Ti) y P100-MPR/SBM2 (As, Pb, Zn, Hg, Cr, Sr, Zr y Ba).

Para el caso de los suelos de bosque natural solo se podría considerar de origen litogénico, a razón de la formación de suelos dados por los procesos pedogenéticos.

Cuadro 32. Correlaciones entre las concentraciones totales de metales pesados en suelos profundos, descartando valores discordantes de los suelos (nivel profundo >100 cm).

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,485 ^a	1														
	p	0,093															
Cd	r	-1,000 ^{***a}	1,000 ^{***a}	1													
	p																
Pb	r	0,492 ^b	0,278 ^b	-1,000 ^{**b}	1,000 ^b												
	p	0,088	0,210														
Zn	r	0,524 ^a	,588 ^{**a}	-1,000 ^{**a}	,513 ^{*a}	1											
	p	0,066	0,004		0,015												
Co	r	-0,338 ^b	0,046 ^b	0,500 ^b	-0,091 ^b	0,134 ^b	1,000 ^b										
	p	0,259	0,834	0,667	0,687	0,554											
Hg	r	0,154 ^b	-0,252 ^b	-1,000 ^{**b}	0,148 ^b	-0,263 ^b	-0,493 ^{*b}	1,000 ^b									
	p	0,615	0,259		0,510	0,236	0,020										
Mo	r	0,893 ^{***a}	0,769 ^{**a}	-0,971 ^a	0,726 ^{*a}	0,711 ^{*a}	-0,593 ^a	-0,118 ^a	1								
	p	0,003	0,009	0,154	0,027	0,032	0,055	0,762									
Ni	r	0,345 ^b	0,397 ^b	0,500 ^b	0,325 ^b	0,603 ^{**b}	0,353 ^b	-0,001 ^b	0,317 ^b	1,000 ^b							
	p	0,272	0,067	0,667	0,151	0,004	0,098	0,997	0,373								
Cr	r	0,350 ^a	0,269 ^a	0,626 ^a	0,423 ^a	0,411 ^a	0,178 ^a	-0,008 ^a	0,200 ^a	0,656 ^{***a}	1						
	p	0,321	0,266	0,569	0,072	0,080	0,454	0,975	0,667	0,002							
Sr	r	0,234 ^b	0,250 ^b		0,357 ^b	0,540 ^{*b}	-0,284 ^b	-0,193 ^b	0,618 ^b	0,188 ^b	0,119 ^b	1,000 ^b					
	p	0,489	0,287		0,122	0,014	0,211	0,414	0,103	0,428	0,638						
Mn	r	0,155 ^b	0,319 ^b	1,000 ^{**b}	0,112 ^b	0,491 ^{*b}	0,471 ^{*b}	-0,393 ^b	0,088 ^b	0,028 ^b	-0,161 ^b	-0,082 ^b	1,000 ^b				
	p	0,669	0,183		0,659	0,039	0,042	0,107	0,836	0,911	0,552	0,764					

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Zr	r	0,026 ^a	-0,301 ^a	-0,640 ^a	-0,392 ^a	-0,624 ^{**a}	0,006 ^a	0,351 ^a	-0,464 ^a	-0,326 ^a	-0,538 ^{*a}	-0,272 ^a	-0,086 ^a	1			
	p	0,937	0,186	0,557	0,087	0,003	0,977	0,129	0,151	0,149	0,021	0,260	0,726				
Ba	r	-0,204 ^a	0,209 ^a	0,977 ^a	-0,190 ^a	-0,114 ^a	0,096 ^a	-0,149 ^a	0,055 ^a	0,074 ^a	0,525 ^{*a}	0,188 ^a	-0,431 ^a	-0,084 ^a	1		
	p	0,503	0,351	0,137	0,409	0,624	0,664	0,518	0,873	0,743	0,021	0,427	0,074	0,718			
Ti	r	-0,413 ^a	-0,458 ^{*a}	0,873 ^a	-0,315 ^a	-0,632 ^{**a}	-0,206 ^a	0,243 ^a	-0,110 ^a	-0,328 ^a	-0,233 ^a	-0,196 ^a	-0,665 ^{**a}	0,135 ^a	0,037 ^a	1	
	p	0,207	0,037	0,324	0,176	0,003	0,358	0,302	0,778	0,147	0,337	0,420	0,003	0,571	0,873		
Fe	r	-0,236 ^a	0,198 ^a	0,902 ^a	-0,123 ^a	-0,226 ^a	0,318 ^a	0,144 ^a	-0,258 ^a	0,353 ^a	0,556 ^{*a}	-0,171 ^a	-0,694 ^{**a}	0,017 ^a	0,465 ^{*a}	0,164 ^a	1
	p	0,437	0,364	0,285	0,584	0,312	0,130	0,524	0,444	0,098	0,011	0,460	0,001	0,939	0,025	0,466	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. a. Coeficiente de Pearson. b. Coeficiente de Spearman.

6.3.2. Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados

Este análisis se realiza con el fin de identificar los componentes principales para los metales pesados, además el porcentaje de varianza el cual explica cada componente; identificándose así a los componentes que nos muestren la mayor varianza en los suelos de estudios para ambos niveles de profundidad (superficial y profundo) en el distrito de Luyando, provincia de Leoncio Prado región Huánuco.

En el Cuadro 41. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos de metales pesados de los suelos superficiales, donde se observan cinco componentes identificados con correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente. Del análisis de componentes principales se tiene que el 87.95% de la varianza se logran explicar a través de los cinco factores (C1, C2, C3, C4, C5).

El primer componente (C1) explica el 35.4% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de los metales Zn, Ni, As, Pb, Mn, Zr, Cd, Sr, Cu, Cr, Hg, y Mo, siendo los 4 primeros metales de mayor carga, siendo estos contenidos de metales pesados relacionados principalmente al origen natural, en tanto su movilidad estaría controlada por el material originario. También se puede observar que este componente incluye el Cd, Cu y Pb, también se intuye que su procedencia es debida a la actividad antrópica. Mico, (2005) en el análisis de componentes determino metales (Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn) contenidos en su primer componente, por su parte Facchinelli et al. (2001) realizo el análisis de componentes principales habiendo encontrado en su primer componente que incluyo contenidos totales de Co, Cr y Ni, que se relacionados al origen litogénico.

El segundo componente (C2) explica el 16.6% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Ba, Fe, Cu, Cr que muestran mayores coeficientes de carga.

El tercer componente (C3) explica el 14.8% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Fe, Ti y Hg, siendo el segundo de mayor carga.

El cuarto componente (C4) explica el 13.7% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Mn, Cr, Mn y Co, siendo los dos últimos los de mayor coeficiente de carga en este componente.

Por último, el quinto componente (C5) explica el 7.4% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Cd y Sr con un mayor coeficiente de carga en este componente.

Cuadro 33. ACP de los contenidos totales de metales en suelos superficiales

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Zn_ppm	0,865	-0,186	0,204	0,228	-0,305
Ni_ppm	0,844	0,248	0,069	-0,185	0,276
As_ppm	0,835	-0,176	0,344	0,151	-0,337
Pb_ppm	0,816	-0,246	0,188	0,332	-0,268
Mn_ppm	0,697	-0,216	-0,247	0,606	-0,053
Zr_ppm	-0,644	-0,508	0,386	0,136	-0,088
Cd_ppm	0,643	-0,494	-0,322	0,046	0,456
Sr_ppm	0,622	-0,392	-0,320	-0,153	0,514
Ba_ppm	0,071	0,686	-0,229	0,350	-0,183
Fe_ppm	0,040	0,661	0,512	0,323	0,320
Cu_ppm	0,454	0,620	-0,368	0,009	-0,093
Cr_ppm	0,516	0,529	0,380	-0,421	0,051
Ti_ppm	-0,275	0,046	0,768	0,335	0,356
Hg_ppm	0,510	-0,125	0,676	-0,073	0,120
Co_ppm	0,006	0,357	-0,319	0,730	0,236
Mo_ppm	0,568	0,227	-0,024	-0,716	-0,089
Autovalor	5,662	2,659	2,362	2,198	1,190
Varianza explicada	35,4	16,6	14,8	13,7	7,4

En el Cuadro 42. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos de metales pesados de los suelos profundos, donde se observan cuatro componentes identificados con correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente. Del análisis de componentes principales se tiene que el 84.1% de la varianza se logran explicar a través de los cinco factores (C1, C2, C3, C4).

El primer componente (C1) explica el 39.9% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de los metales Pb, As, Zn, Cd, Mn, Cu, Hg, Ni, Sr y Mo, siendo los 7 primeros metales los de mayor carga, siendo estos contenidos de metales pesados

relacionados principalmente al origen natural, en tanto su movilidad estaría controlada por el material originario. También se puede observar que este componente incluye el Cd, Cu y Pb, y en menor medida el Mo, también se intuye que su procedencia es debida a la actividad antrópica.

El segundo componente (C2) explica el 16.3% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Cr, Zr, Ni, Fe y Ba que muestran mayores coeficientes de carga.

El tercer componente (C3) explica el 15.1% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Fe, Sr, Mo, Co, Ba, Ti, con valores de mayor carga.

Por último, el cuarto componente (C4) explica el 12.8% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Hg, Cr, Zr, Co y Ti, siendo el último el de mayor coeficiente de carga en este componente.

Cuadro 34. ACP de los contenidos totales de metales en suelos profundos.

Variable	Componentes principales			
	1	2	3	4
Pb_ppm	0,967	-0,162	0,049	0,070
As_ppm	0,953	-0,196	0,078	0,074
Zn_ppm	0,948	-0,214	0,120	-0,053
Cd_ppm	0,861	-0,384	0,183	-0,096
Mn_ppm	0,844	-0,357	0,254	-0,212
Cu_ppm	0,834	0,164	0,035	-0,269
Hg_ppm	0,657	-0,274	0,038	0,526
Cr_ppm	0,324	0,717	-0,096	0,502
Zr_ppm	-0,399	-0,658	0,053	0,448
Ni_ppm	0,499	0,616	-0,056	0,363
Fe_ppm	0,210	0,597	0,573	0,313
Sr_ppm	0,483	0,069	-0,722	-0,098
Mo_ppm	0,481	0,387	-0,702	0,088
Co_ppm	0,033	0,322	0,594	-0,475
Ba_ppm	0,100	0,405	0,536	-0,385
Ti_ppm	-0,161	-0,139	0,544	0,742
Autovalor	6,380	2,613	2,416	2,040
Varianza explicada	39,9	16,3	15,1	12,8

6.3.3. Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados

Clúster de los contenidos totales de metales pesados en suelos superficiales.

Cluster 1: Pb-Zn-As-Cu-Mo-Hg.

Define una fuerte asociación primigenia entre Pb-Zn-As, los que se van asociando a Cu-Mo progresivamente estos se asocian al Hg (Figura 74); que se considera como Asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas emplazadas en cabeza de cuenca del distrito.

Como se observó en el análisis clúster (figura 72) de metales y parámetros fisicoquímicos el Mo se asociaba al P_2O_5 dicha relación favorecía las concentraciones de molibdeno debido al efecto ácido de P_2O_5 y la asociación entre níquel y cromo, que se considera como asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas.

También se observó asociaciones fuertes entre la materia orgánica, carbono total y carbonatos estableciendo las relaciones de elementos y metales como el Cu, Hg y Ba contenidos en la zona superficial del suelo; se conoce que el bario como elemento mayor de carácter alcalino está relacionado al carbono orgánico total y al Hg, fuertemente ligados a la materia orgánica, y los óxidos de Mn y Fe los que tiene una alta adsorción de los metales, siendo esta asociación correspondida con el cluster 2 que cuenta con la alúmina (Al_2O_3) en la Figura 72.

Cluster 2: Zr-Fe-Ba-Cd-Ni-Sr

Este clúster según la Figura 74; define una fuerte asociación primigenia entre Zr-Fe que se van asociando al Ba; y progresivamente al par Cd-Ni que se asocian al Sr; que se considera como asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas emplazadas en cabeza de cuenca. La asociación del Zr al Fe ligado a los sedimentos siliciclásticos superficiales y óxidos de Fe (rocas sedimentarias clásticas compuestas de cuarzo o silicatos, como feldespatos y micas rocas con base de arenisca) estos guardan relación con la composición granulométrica del suelo.

Pero por ser suelos superficiales pueden estar ligadas a condicionantes de aporte antropogénico a razón de las concentraciones de Bario además de la fuerte asociación con

sedimentarias dolomíticas que abundan en el distrito). Respecto al Titanio su solubilidad en el suelo es muy limitada, por lo que se genera un aumento de las cantidades absolutas en horizontes superiores luego de la pérdida de unos silicatos estratificados del tamaño de una arcilla a razón de la meteorización, cabe mencionar que el Ti y los óxidos en los suelos se asocian fuertemente con la partícula granulométrica de la Arcilla.

Clúster de los contenidos totales de metales pesados en suelos profundos.

Cluster 1: Pb-Zn-As-Cu-Mo-Hg.

Define una fuerte asociación primigenia entre Pb-Zn-As, similar al clúster 1 de suelos superficiales (figura 74) los que se van asociando a Cu-Mo progresivamente estos se asocian al Hg (Figura 75); que se considera como asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas emplazadas en cabeza de cuenca.

Cluster 2: Zr-Fe-Ba-Cd-Ni-Sr

Este clúster según la Figura 75; define una fuerte asociación primigenia entre Zr-Fe que se van asociando al Ba; y progresivamente al par Cd-Ni que se asocian al Sr; que se considera como asociación litófila a razón de la degradación de rocas máficas. La asociación del Zr al Fe ligado a los sedimentos siliciclásticos superficiales y óxidos de Fe (rocas sedimentarias clásticas compuestas de cuarzo o silicatos, como feldespatos y micas rocas con base de arenisca) estos guardan relación con la composición granulométrica del suelo.

En este caso por ser suelos profundos están ligadas a condicionantes de aporte litogenico, relacionados a los óxidos de Mn y Fe los que tiene una alta adsorción de los metales, siendo esta asociación correspondida con la del cluster 1 y 3; además con la Alumina (Al_2O_3) referido en el análisis cluster de la Figura 73, como también existe asociación fuerte entre TOC- $CaCO_3$ -MO ya que establecen considerable relación de metales y elementos determinados a nivel profundo, como también los elementos ligados a la materia orgánica vistos en la figura 73.

Clúster 3: Co-Mn-Cr-Ti.

Define una fuerte asociación primigenia entre Co-Mn que se van asociando al Cr; y progresivamente al Titanio (Figura 75) similar al Dendograma de la figura 73; que se considera que la asociación de los metales con el Co es fuerte, además se asocian con elementos alcalinos provenientes de la degradación de feldespatos alcalinos y periclasa (producto del metamorfismo de rocas sedimentarias dolomíticas que abundan en el distrito). Respecto al Titanio se encontraría en su forma insoluble o en proceso de degradación pedogenica.

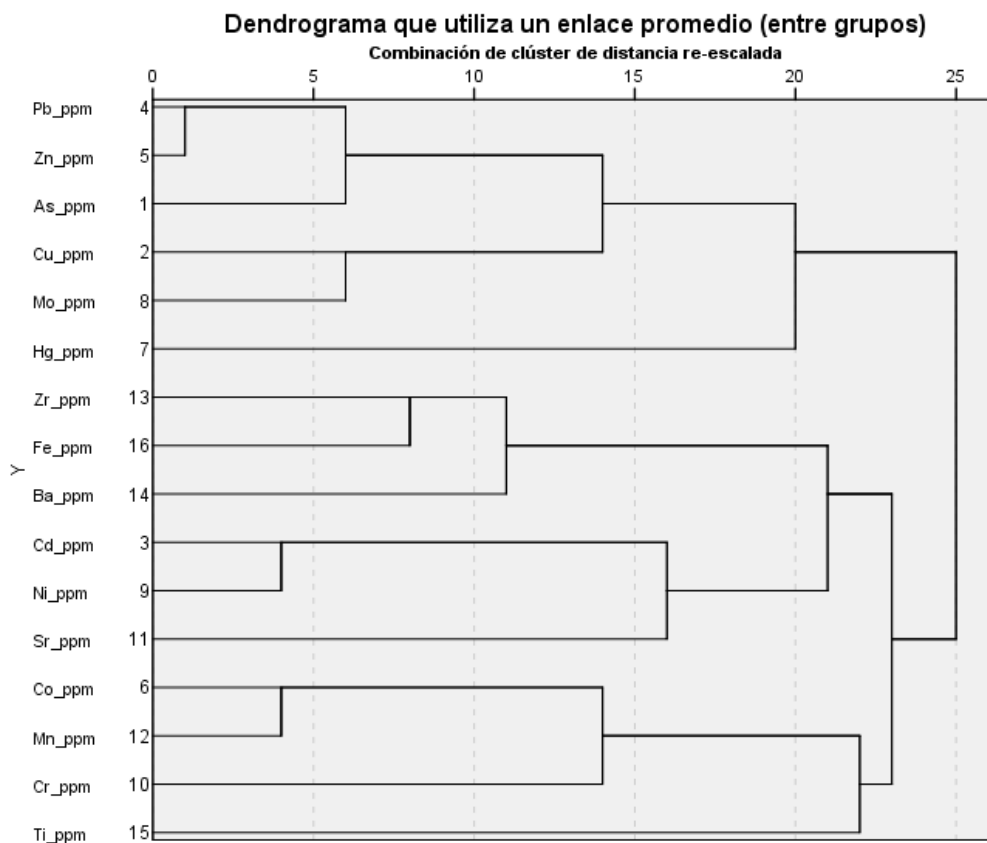


Figura 75. Dendrograma del análisis cluster de contenidos totales de metales pesados en suelos profundos.

6.3.4. Niveles de Fondo.

Determinación de los Niveles de Fondo por métodos estadísticos descriptivos en los suelos del distrito de Luyando.

En los Cuadros 43 y 44; se muestran los parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas y de bosque natural, para ambos niveles de estudio; sin considerar los valores discordantes, que serán utilizados para la obtención de los niveles de fondo.

A través del intervalo de los valores de metales pesados se puede identificar la población de los valores de fondo, entre intervalos se podrán encontrar la mayoría de las muestras, en tanto dichos contenidos de metales pesados pueden ser considerados normales a través del análisis de normalidad de datos. Sabiendo que el incremento de los niveles de metales pesados en los suelos ocurre mayormente por la actividad humana incidiendo en un incremento de estos niveles, por lo cual es imprescindible la identificación de las zonas de contaminación puntual como consecuencia de la actividad económica, urbanista e industrial (Saldaña, 2020; Holmgren et al., 1993), en el caso del área de estudio distrito de Luyando se infiere que es a razón de las malas prácticas agrícolas intensivas con la aplicación de agroquímicos y fertilizantes.

Por otra parte, debido a que las muestras con elevados contenidos totales de metales pesados fueron identificadas y descartadas en el tratamiento estadístico de valores discordantes, con el fin de establecer los niveles de fondo, como se vio en el primer acápite de resultados, estos valores discordantes extremos por ejemplo podrían estar indicando contaminación puntual. En el cuadro 45; se presentan los niveles de fondo que han sido establecidos para los distintos metales pesados en los suelos superficiales del distrito de Luyando en la provincia de Leoncio Prado.

Cuadro 35. Parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos superficiales, descartando valores discordantes (nivel superficial de 0-30 cm).

Parametro	*As_ppm	*Cu_ppm	Cd_ppm	*Pb_ppm	*Zn_ppm	Co_ppm	*Hg_ppm	Mo_ppm	*Ni_ppm	*Cr_ppm	*Sr_ppm	*Mn_ppm	*Zr_ppm	*Ba_ppm	*Ti_ppm	*Fe_ppm
N	10	23	3	23	22	23	21	8	22	19	20	22	23	23	23	22
Media	8,1	12,5	2,3	18,7	66,4	9,0	0,1	4,3	24,5	50,1	66,5	581,8	422,4	205,0	5530,4	31800,0
D.E	2,5	4,8	0,6	8,7	34,1	4,0	0,0	2,5	9,7	8,8	44,6	463,6	133,9	93,4	1225,6	7983,7
Mínimo	5,0	3,0	2,0	8,0	9,0	3,0	0,0	2,0	8,0	32,0	12,0	100,0	139,0	33,0	2800,0	18100,0
Máximo	13,0	22,0	3,0	43,0	149,0	16,0	0,2	9,0	46,0	72,0	181,0	1500,0	662,0	391,0	7200,0	48700,0

Nota: D.E. Desviación estándar. (*) eliminando valor discordante.

Cuadro 36. Parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos profundos, descartando valores discordantes (nivel profundo >100 cm).

Parametro	*As_ppm	*Cu_ppm	Cd_ppm	*Pb_ppm	*Zn_ppm	Co_ppm	*Hg_ppm	Mo_ppm	*Ni_ppm	*Cr_ppm	*Sr_ppm	*Mn_ppm	*Zr_ppm	*Ba_ppm	*Ti_ppm	*Fe_ppm
N	13	23	3	22	22	24	22	11	23	20	21	19	22	23	22	24
Media	9,9	13,3	2,7	19	76,8	10	0,1	4,5	31,3	52,6	97,5	494,7	332	274,2	5590,9	40108,3
D.E	3,3	5,6	2,1	6,5	39,8	5,9	0,1	2,5	17	11,1	80,5	502,7	82,7	122,5	987,5	14240,2
Mínimo	6	4	1	11	28	2	0	2	9	31	10	100	167	56	3400	7500
Máximo	16	24	5	33	181	31	0,3	10	68	73	304	1800	520	551	7500	67500

Nota: D.E. Desviación estándar. (*) eliminando valor discordante.

En el caso de suelos superficiales en estudio extraídos de zonas agrícolas y de bosque, los metales As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Zr, Ba, Ti y Fe en su mayoría todas las poblaciones siguieron una distribución **Normal** sin considerar los valores discordantes, por lo tanto, la media aritmética es el parámetro estadístico apropiado para la caracterización del nivel de fondo, para el caso de los metales Cd y Mn se utiliza la mediana, debido a que su población mostro distribución **No normal**.

Cuadro 37. Niveles de fondo de metales pesados en los suelos superficiales del distrito de Luyando en la Provincia de Leoncio Prado (muestras tomadas en suelos agrícola y de bosque a nivel de muestreo de 0-30 cm).

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	Normal (n=10)	[5-13]	8,1	12,8	8*
Cu	Normal (n=23)	[3-22]	12,5	21,0	13*
Cd	No Normal (n=3)	[2-3]	2,0	0,0	2**
Pb	Normal (n=23)	[8-43]	18,7	31,8	19*
Zn	Normal (n=22)	[9-149]	66,4	131,3	66*
Co	Normal (n=23)	[3-16]	9,0	15,0	9*
Hg	Normal (n=21)	[0,035-0,184]	0,1	0,1	0,1*
Mo	Normal (n=8)	[2-9]	4,3	0,0	4*
Ni	Normal (n=22)	[8-46]	24,5	41,1	25*
Cr	Normal (n=19)	[32-72]	50,1	61,0	50*
Sr	Normal (n=20)	[12-181]	66,5	141,6	67*
Mn	No Normal (n=22)	[100-1500]	400	1400	400**
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	422,4	631,2	422*
Ba	Normal (n=23)	[33-391]	205,0	346,0	205*
Ti	Normal (n=23)	[2800-7200]	6000	7000	6000*
Fe	Normal (n=22)	[18100-48700]	31800	41500	31800*

Nota: NF (Nivel de Fondo). Niveles de fondo expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).

En tanto al determinarse el Nivel de Fondo (NF), se tiene que la información presentada en los Cuadros 45 y 46, la que se interpreta siguiendo el orden de las columnas organizadas, siendo que para la primera columna queda establecida el tipo de distribución seguida por cada metal y el número de muestras utilizado para el cálculo, luego en la

segunda columna se observa el rango de la población de fondo que incluye los valores mínimo y máximo, luego se observa la media aritmética y el percentil p90 para los grupos de datos, por último en base al tipo de distribución de cada grupo de metales se establece el parámetro estadístico descriptivo de la población de fondo (nivel de fondo).

En el caso de suelos profundos en estudio extraídos de zonas agrícolas y de bosque, los metales As, Cu, Cd, Zn, Mo, Cr, Zr, Ba, Ti, Fe en su mayoría todas las poblaciones siguieron una distribución **Normal** sin considerar los valores discordantes, por lo tanto, la media aritmética es el parámetro estadístico apropiado para la caracterización del nivel de fondo, para el caso de los metales Pb, Co, Hg, Ni, Sr, Mn se utiliza la mediana, debido a que su población mostro distribución **No normal** (ver Cuadro 46).

Cuadro 38. Niveles de fondo de metales pesados en los suelos profundos del distrito de Luyando en la Provincia de Leoncio Prado, (muestras tomadas en suelos agrícola y de bosque a nivel de muestreo de >100 cm).

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	Normal (n=13)	[6-16]	9,9	15,2	10*
Cu	Normal (n=23)	[4-24]	12,5	21,2	13*
Cd	Normal (n=3)	[1-5]	2,7	0,0	3*
Pb	No Normal (n=22)	[11-33]	19,0	0,0	17**
Zn	Normal (n=22)	[28-181]	76,8	137,9	77*
Co	No Normal (n=24)	[2-31]	10,0	15,5	9,5**
Hg	No Normal (n=22)	[0,031-0,287]	0,11	0,2	0,10**
Mo	Normal (n=11)	[2-10]	45,5	92,0	45*
Ni	No Normal (n=23)	[9-68]	31,3	62,8	27**
Cr	Normal (n=20)	[31-73]	52,6	67,8	53*
Sr	No Normal (n=21)	[10-304]	97,5	271,6	84**
Mn	No Normal (n=19)	[100-1800]	500	1500	300**
Zr	Normal (n=22)	[167-520]	332,0	457,6	332*
Ba	Normal (n=23)	[56-551]	274,2	442,6	274*
Ti	Normal (n=22)	[3400-7500]	6000	7000	10000*
Fe	Normal (n=24)	[7500-67500]	40000	59000	40000*

Nota: NF (Nivel de Fondo) en ppm. Niveles de fondo expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).

Determinación de Niveles de fondo por método de cálculo del UCL95 en los suelos del distrito de Luyando.

Para el cálculo del UCL95 para las concentraciones de metales pesados en suelos superficiales y profundos del área de estudio, se procedió a utilizar software estadístico libre ProUCL Versión 5.2, USEPA (2022); llegando a obtener un estadístico en función al tipo de distribución que presenten los datos, en el Cuadro 47 se muestran los resultados del cálculo del UCL95 para cada metal en ambos niveles de muestreo (suelos superficiales y profundos), cabe mencionar que se ha realizado el cálculo UCL95 teniendo en cuenta el total de las concentraciones obtenidas, como también el cálculo UCL95 sin los valores discordantes, para todos los metales.

Al realizar el cálculo del UCL95 sin considerar los valores discordantes se observa que para los suelos superficiales los metales As, Pb, Zn, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti muestran valores más ajustados siendo menor con respecto al UCL95 calculado que consideran los valores discordantes a excepción del Fe (ver Cuadro 47).

Con respecto al cálculo UCL95 para suelos profundos sin consideran los valores discordantes se obtiene los valores ajustados para los metales As, Pb, Zn, Mo, Ni, Cr, Sr, Zr y Ba (ver Cuadro 47).

El ProUCL (2022) sugiere un UCL95 que más se ajuste para cada uno de los metales pesados evaluados en el suelo en función a la distribución que presenten. Entendiéndose que al realizar el cálculo del UCL95 sin considerar los valores discordantes, se obtienen los valores más ajustados cuya característica de esos valores es ser menores respecto al UCL95 calculado considerando los valores discordantes. En tanto se concluye que esos valores ajustados muestran lo significativo de su aporte con respecto a los valores anómalos (discordantes) mostrándose así que existe alta variabilidad espacial de estos metales en el suelo para ambos niveles de estudio (superficial y profundo). Por último, en el Cuadro 48, en base las dos metodologías; de Estadística descriptiva y por cálculo UCL95, se muestra las propuestas de los niveles de fondo (NF) para los suelos en estudio para ambos niveles de profundidad de muestreo.

Cuadro 39. Cálculo del UCL95 (NF) para metales pesados en suelos del distrito de Luyando.

Calculo UCL95 para suelos superficiales (0-30 cm).				
Metal	UCL^{SD}	Distribución*	UCL^{CD}	Distribución*
As	9.56**	95% Student's-t UCL	23.2	95% H-UCL
Cu	14.19	95% Student's-t UCL	14.19	95% Student's-t UCL
Cd	3.31	95% Student's-t UCL	3.31	95% Student's-t UCL
Pb	21.81**	95% Student's-t UCL	28.01	95% Adjusted Gamma UCL
Zn	78.86**	95% Student's-t UCL	148.8	95% Student's-t UCL
Co	10.37	95% Student's-t UCL	10.37	95% Student's-t UCL
Hg	0.103**	95% Student's-t UCL	0.129	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.96	95% Student's-t UCL	5.96	95% Student's-t UCL
Ni	28.1**	95% Student's-t UCL	30.04	95% Student's-t UCL
Cr	53.62**	95% Student's-t UCL	66.38	95% Student's-t UCL
Sr	83.73**	95% Student's-t UCL	281.8	95% H-UCL
Mn	750**	95% Student's-t UCL	1010	95% Adjusted Gamma UCL
Zr	470.3**	95% Student's-t UCL	496.7	95% Student's-t UCL
Ba	238.5**	95% Student's-t UCL	269	95% Student's-t UCL
Ti	6200**	95% Student's-t UCL	6600	95% Student's-t UCL
Fe	36100	95% Student's-t UCL	35400**	95% Student's-t UCL
Calculo UCL95 para suelos profundos (>100 cm).				
Metal	UCL^{SD}	Distribución*	UCL^{CD}	Distribución*
As	11.56**	95% Student's-t UCL	25.12	95% Student's-t UCL
Cu	16.62	95% Student's-t UCL	16.62	95% Student's-t UCL
Cd	6.18	95% Student's-t UCL	6.18	95% Student's-t UCL
Pb	21.4**	95% Student's-t UCL	33.86	95% Student's-t UCL
Zn	91.36**	95% Student's-t UCL	167.9	95% H-UCL
Co	12.12	95% Student's-t UCL	12.12	95% Student's-t UCL
Hg	0.172	95% Adjusted Gamma UCL	0.172	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.02**	95% Student's-t UCL	5.89	95% Student's-t UCL
Ni	37.38**	95% Student's-t UCL	47.65	95% Adjusted Gamma UCL
Cr	56.85**	95% Student's-t UCL	95.98	95% Student's-t UCL
Sr	127.8**	95% Student's-t UCL	356.5	95% H-UCL
Mn	1700	95% H-UCL	1700	95% H-UCL
Zr	367.4**	95% Student's-t UCL	422.8	95% Student's-t UCL
Ba	318.1**	95% Student's-t UCL	342.9	95% Student's-t UCL
Ti	6000	95% Student's-t UCL	6000	95% Student's-t UCL
Fe	44200	95% Student's-t UCL	44200	95% Student's-t UCL

Nota. SD el cálculo del UCL95 se realizó sin valores discordantes. CD indica que el cálculo del UCL95 con valores discordantes. * ProUCL indica la selección del UCL95 más ajustado a la distribución de los datos. ** valor ajustado. UCL95=NF calculado acorde a la metodología; valores expresados en ppm.

Cuadro 40. Propuesta de Niveles de fondo para los suelos en el distrito de Luyando.

Propuesta de NF para suelos superficiales (0-30 cm)					
Metal	Distribución	Población de fondo	Método Estadístico Descriptivo		UCL95*
			Parámetro Estadístico	Valor*	
As	Normal (n=10)	[5-13]	Media Aritmética	8	10
Cu	Normal (n=23)	[3-22]	Media Aritmética	13	14
Cd	No Normal (n=3)	[2-3]	Mediana	2	3
Pb	Normal (n=23)	[8-43]	Media Aritmética	19	22
Zn	Normal (n=22)	[9-149]	Media Aritmética	66	79
Co	Normal (n=23)	[3-16]	Media Aritmética	9	10
Hg	Normal (n=21)	[0,035-0,184]	Media Aritmética	0,1	0.1
Mo	Normal (n=8)	[2-9]	Media Aritmética	4	6
Ni	Normal (n=22)	[8-46]	Media Aritmética	25	28
Cr	Normal (n=19)	[32-72]	Media Aritmética	50	54
Sr	Normal (n=20)	[12-181]	Media Aritmética	67	84
Mn	No Normal (n=22)	[100-1500]	Mediana	400	800
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	Media Aritmética	422	470
Ba	Normal (n=23)	[33-391]	Media Aritmética	205	239
Ti	Normal (n=23)	[2800-7200]	Media Aritmética	6000	6000
Fe	Normal (n=22)	[18100-48700]	Media Aritmética	31800	40000
Propuesta de NF para suelos profundos (>100cm)					
As	Normal (n=13)	[6-16]	Media Aritmética	10	12
Cu	Normal (n=23)	[4-24]	Media Aritmética	13	17
Cd	Normal (n=3)	[1-5]	Media Aritmética	3	6
Pb	No Normal (n=22)	[11-33]	Mediana	17	21
Zn	Normal (n=22)	[28-181]	Media Aritmética	77	91
Co	No Normal (n=24)	[2-31]	Mediana	10	12
Hg	No Normal (n=22)	[0,031-0,287]	Mediana	0,10	0,02
Mo	Normal (n=11)	[2-10]	Media Aritmética	4,5	5.0
Ni	No Normal (n=23)	[9-68]	Mediana	27	37
Cr	Normal (n=20)	[31-73]	Media Aritmética	53	57
Sr	No Normal (n=21)	[10-304]	Mediana	84	128
Mn	No Normal (n=19)	[100-1800]	Mediana	300	1700
Zr	Normal (n=22)	[167-520]	Media Aritmética	332	367
Ba	Normal (n=23)	[56-551]	Media Aritmética	274	318
Ti	Normal (n=22)	[3400-7500]	Media Aritmética	10000	10000
Fe	Normal (n=24)	[7500-67500]	Media Aritmética	40000	40000

Nota: *Ambos valores de niveles de fondo expresados en ppm

6.3.5. Valores de referencia de metales pesados para los suelos del distrito de Luyando, Provincia de Leoncio Prado - Huánuco

Métodos estadísticos descriptivos en la determinación de valores de referencia.

Para determinar los valores de referencia de metales pesados en los suelos estudiados del distrito de Luyando, se han utilizado métodos estadísticos descriptivos. Llegándose a establecer a partir de los niveles de fondo calculados para ambos niveles de profundidad en estudio, incrementando a los niveles de fondo un valor estadístico que refleja la variabilidad de las concentraciones normales del suelo en estudio. Muchos autores como (IHOBE, 1998, C.M.A.J.A, 1999; Pérez, 2000; Mico, 2005; Quiroz, 2012, Saldaña. 2020, etc.); han determinado el valor de referencia con el método convencional ampliamente utilizado para establecer dichos valores, que resultasen de sumar a la media (\bar{X}); característica de la población de fondo, un número “n” de desviaciones estándar (DE); generalmente, “n” es igual 2 o 3. Según autores para una distribución normal, se entendería que el 95% de la población de fondo se encontrase incluida en el intervalo $\bar{X} \pm 2DE$ (BOE, 2005), acorde con Saldaña (2020), referido criterio vendría a representar uno de los posibles criterios válidos cuando no provengan por análisis de riesgo invertido; respecto al 99.7% se encontraría en el intervalo $\bar{X} \pm 3DE$ (Saldaña, 2020; Mico, 2005; Miller y Miller, 1993). Por tanto, el valor de “n” dependerá de la población que se desee incluir como normal (Facchinelli et al., 2001). En España algunas Comunidades Autónomas toman el valor de “X” en función del tipo de distribución de la población de fondo, para distribución normal utilizan la media aritmética, si es de distribución log-normal utilizan la media geométrica.

Por otra parte, en caso sea distribución no normal, utilizaron una fórmula estadística basada en los intercuartiles en la Comunidad de Madrid, según De Miguel et al., (2002), algunas comunidades Autónomas han utilizado, el percentil n-ésimo de la población de fondo; entre los que están la Junta de Andalucía (utilizan el percentil 95). A continuación, se muestran los valores de referencia “VR” de los metales pesados en suelos superficiales y profundos del distrito de Luyando obtenidos a través de métodos estadísticos descriptivos.

Cuadro 41. Valores de referencia de metales pesados en suelos superficiales y profundos para el distrito de Luyando obtenidos a través de métodos estadísticos descriptivos.

Valores de Referencia "VR" para suelos superficiales (0-30 cm)					
Metal	X+2DE	X+3DE	p95	p99	VR=[(3°I-1°I)*1.5]
As	13	16	-	NV	NA
Cu	22	27	22	NV	NA
Cd	3	4	0	NV	NA*
Pb	36	45	41	NV	NA
Zn	134	169	147	NV	NA
Co	17	21	16	NV	NA
Hg	0,15	0,19	0,18	NV	NA
Mo	9	12	-	NV	NA
Ni	44	54	45	NV	NA
Cr	68	77	-	NV	NA
Sr	156	200	179	NV	NA
Mn	1300	1800	1500	NV	900
Zr	690	824	657	NV	NA
Ba	392	485	383	NV	NA
Ti	8000	9200	7200	NV	NA
Fe	50000	60000	50000	NV	NA
Valores de Referencia "VR" para profundos (>100cm)					
Metal	X+2DE	X+3DE	p95	p99	VR=[(3°I-1°I)*1.5]
As	17	20	-	NV	NA
Cu	24	29	24	NV	NA
Cd	7	9	-	NV	NA
Pb	30	37	33	NV	9
Zn	156	196	176	NV	NA
Co	21	27	27	NV	9
Hg	0,25	0,32	-	NV	0,13
Mo	50	53	-	NV	NA
Ni	61	78	67	NV	35
Cr	75	86	73	NV	NA
Sr	245	326	304	NV	134
Mn	1300	1800	-	NV	1100
Zr	497	580	514	NV	NA
Ba	519	642	529	NV	NA
Ti	7600	8600	7500	NV	NA
Fe	70000	80000	70000	NV	NA

Nota: NV: no existe valor estadístico. NA: no aplica

(VR= [(3°I-1°I) *1.5], I es el intercuartil correspondiente.

Como se observa en el Cuadro 49; los valores de referencia calculados como $X+2DE$ y $X+3DE$. Con respecto a los suelos superficiales, X representa la media aritmética de la población de fondo para la mayoría de los metales, exceptuando al Cd y Mn, que utilizan para X la mediana de la Población, respecto a los suelos profundos también se exceptúan los metales Pb, Co, Hg, Ni, Sr, Mn por presentar población de datos No Normal. Acorde a la metodología seguida por la Junta de Andalucía, (1999 y 2003); se muestra el valor de referencia calculado a partir del percentil p95, no se encontraron valores para percentiles p99 luego del análisis estadístico de frecuencias. Se observa también el cálculo de los VR utilizando la fórmula de los intercuartiles ($VR= [(3I-1I) *1.5]$), solo para los metales con poblaciones No Normales, que fue utilizada también en la Comunidad de Madrid (De Miguel et al., 2002; Mico, 2005). Acorde a los valores calculados, se observaron que estos no son similares; para suelos superficiales en su mayoría todas las poblaciones de metales pesados siguieron una distribución Normal, excepto el Cd y Mn, respecto a los suelos profundos también se exceptuaron los metales Pb, Co, Hg, Ni, Sr, Mn.

6.3.6. Valores de Referencia de los metales pesados para suelos agrícolas y de bosque en el contexto ambiental y agroecológico; utilizando el método de Ecuaciones Lineales

En este acápite se realiza los análisis estadísticos de los contenidos totales de metales pesados en los suelos de estudio, utilizando únicamente los resultados obtenidos tras la digestión en horno microondas en el Laboratorio del INGEMMET, también se analizan las características fisicoquímicas que influyen en el cálculo de los valores de referencia para así establecer los referidos valores por separado para los suelos agrícolas y de bosque natural en el distrito de Luyando, llegando a establecer dichos valores de referencia haciendo uso del método de Ecuaciones Lineales.

Se presentan los resultados alcanzados a partir del estudio del contenido total de As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe en 24 muestras (comprende 12 zonas de muestreo de suelos agrícolas y 12 de bosque natural acorde al mapa geológico del distrito de Luyando).

Para determinar los niveles de referencia de metales pesados en los suelos estudiados del distrito de Luyando, en este acápite se han realizado los estudios estadísticos correspondientes para llegar a determinar los Niveles de Referencia como producto final de esta etapa de la investigación, como sigue.

Análisis de los Contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas.

En este análisis se diferencian los parámetros estadísticos que caracterizan los contenidos totales de los metales pesados estudiados en áreas de muestreo considerando 2 niveles de estudio para suelos agrícolas superficiales tomado a profundidades de entre 0-30 cm y suelos profundos mayores a los 100 cm de profundidad. En el Cuadro 50 se observan los valores de los contenidos totales de los metales en estudio para los suelos agrícolas.

Identificación de valores discordantes de metales pesados en suelos agrícolas.

Para identificar los valores discordantes, se utilizó el método de diagrama de cajas y bigotes (boxplot); detallado en el acápite 4.1.2.1.2. a continuación, se describe los resultados.

Para los metales Arsénico (Figura 76.a); Cobre (Figura 76.b); Cadmio (Figura 76.c); Cobalto (Figura 76.f) y Molibdeno (Figura 76.h) no se determinaron valores discordantes.

Se determinaron valores anómalos para los metales Mercurio (Figura 76.g), Níquel (Figura 76.g), Manganeso (Figura 76.l), Zirconio (Figura 76.m), Bario (Figura 76.n) y Hierro (Figura 76.p), que muestran un (01) valor anómalo que provienen de las muestras P100-ASJT/SAM2, P100-H/SAM2, P100-SG/SAM2, P100-GYO/SAM2, P100-MP/SAM2 y P100-ASJT/SAM2; respectivamente para cada metal, obsérvese que estos valores anómalos están representados por muestras del estrato profundo. (valores anómalos superan 1.5 veces el percentil 75).

Cuadro 42. Contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas en 2 estratos nivel superficial de 0-30 cm y profundo > 100cm. (ppm).

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SAM1	-	13	-	16	62	10	0,092	-	28	52	145	400	378	391	5200	36300
P030-B/SAM1	-	11	-	25	89	16	0,063	-	23	53	38	1200	384	188	6200	36900
P030-MP/SAM1	6	14	-	30*	61	11	0,068	-	16	52	93	1100	437	350	6000	34600
P030-SMT/SAM1	7	12	-	25	46	15	0,085	-	20	46	12	800	638	179	7200	26300
P030-ASJT/SAM1	-	12	-	10	33	8	0,184	2	37	94*	37	200	497	178	11800*	54900
P030-SG/SAM1	11	21	2	33*	125	8	0,104	6	46	57	546*	1400	236	124	3100	18100
P030-MA/SAM1	-	15	-	11	55	9	0,035	-	17	36	108	400	535	203	4900	30100
P030-3EQ/SAM1	-	6	-	15	47	7	0,088	-	34	83*	24	100	430	322	4600	28900
P030-STR/SAM1	-	12	-	10	72	13	0,069	-	24	46	49	500	360	154	6000	36000
P030-GYO/SAM1	5	7	-	16	35	3	0,116	-	8	32	32	100	662	55	5800	18500
P030-IK/SAM1	-	17	-	20	75	11	0,051	-	24	49	71	700	415	264	5400	32900
P030-MPR/SAM1	13	16	-	14	149*	3	0,096	6	29	72	85	400	139	88	2800*	20900
P100-H/SAM2	-	6	-	20	72	10	0,118	-	61*	56	121	100	385	342	5900	46400
P100-B/SAM2	-	12	-	17	71	14	0,031	-	23	49	51	900	363	239	5900	36100
P100-MP/SAM2	6	14	-	16	66	9	0,049	-	20	68	84	200	217	551*	5900	48300
P100-SMT/SAM2	11	8	-	20	28	14	0,1	-	27	58	10	200	294	218	5400	50300
P100-ASJT/SAM2	9	14	-	14	39	8	0,287*	2	43	100*	43	100	355	267	8300*	67500*
P100-SG/SAM2	12	20	2	32*	119	8	0,12	6	45	55	959*	1800*	291	137	3400	20300
P100-MA/SAM2	-	17	-	12	56	9	0,032	-	15	31	96	500	478	176	4300	29900
P100-3EQ/SAM2	-	5	-	14	37	6	0,135	-	17	44	26	100	402	288	4900	33500
P100-STR/SAM2	6	12	-	20	95	13	0,077	2	29	54	90	300	292	219	5600	44600
P100-GYO/SAM2	6	6	-	19	35	4	0,208	-	10	35	41	0	762*	56	7500	21300
P100-IK/SAM2	-	18	-	15	80	12	0,058	-	23	46	96	800	410	372	5500	33500
P100-MPR/SAM2	16	15	-	20	181*	2	0,048	6	29	58	158	0	167	221	2600*	24400

Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo mayor a 100 cm); SAM1 (muestra superficial); SAM2 (muestra profunda), (*) indica valor discordante.

Para los metales que presentan más de 2 valores anómalos como; el Zinc (Figura 76.e) provienen de las muestras P030-MPR/SAM1, P100-MPR/SAM2 siendo el mismo lugar de muestreo (2 estratos) comunidad de Mapresa.

Para el Plomo (Figura 76.d), que muestran tres (03) valores anómalos que provienen de las muestras P030-MP/SAM1, P030-SG/SAM1, P100-SG/SAM2 siendo estas dos últimas del mismo lugar de muestreo (2 estratos) comunidad de San Gregorio.

Para el Cromo (Figura 76.j) que muestran tres (03) valores anómalos que provienen de las muestras P030-ASJT/SAM1, P030-3EQ/SAM1 y P100-ASJT/SAM2, siendo la primera y última del mismo lugar de muestreo (2 estratos) comunidad de Alto San Juan de Tulumayo.

Para el Estroncio (Figura 76.k), muestra dos (02) valores discordantes extremos ambos que provienen de las muestras P030-SG/SAM1, P100-SG/SAM2 siendo del mismo lugar de muestreo (2 estratos) comunidad de San Gregorio.

Para el Titanio (Figura 76.o), que muestran tres (03) valores anómalos que provienen de las muestras P100-ASJT/SAM2 de la comunidad alto San Juan de Tulumayo, P030-MPR/SAM1, P100-MPR/SAM2, siendo para las 2 últimas del mismo lugar de muestreo (2 estratos) comunidad de Mapresa; Además para el Titanio se muestra un (01) valor discordante extremo que proviene de la muestra P030-ASJT/SAM1 muestreo (primer estrato) comunidad de Alto San Juan de Tulumayo.

Del análisis de los diagramas de cajas y bigotes (boxplot), se concluye que existe una gran variabilidad en la distribución espacial de los metales en los suelos agrícolas.

Figura 43. Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en suelos agrícolas.

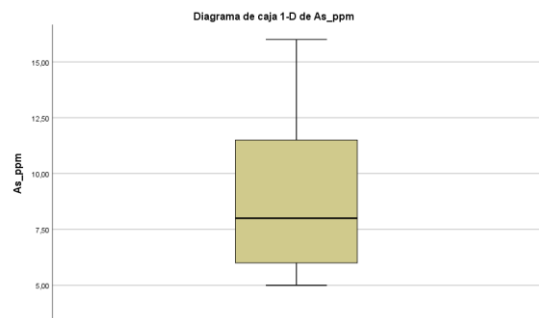


Figura 43.a). Arsénico (ppm)

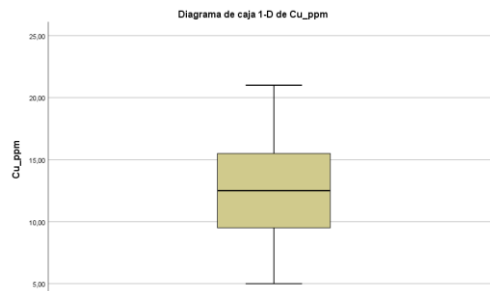


Figura 43.b). Cobre (ppm)



Figura 43.c). Cadmio (ppm)

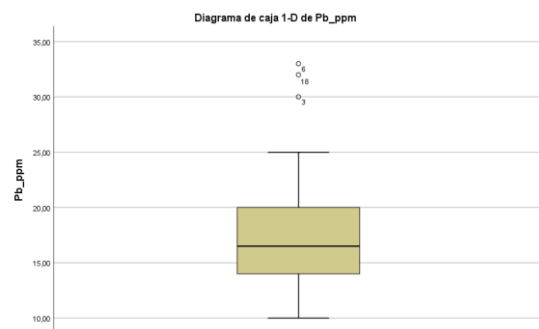


Figura 43.d). Plomo (ppm)

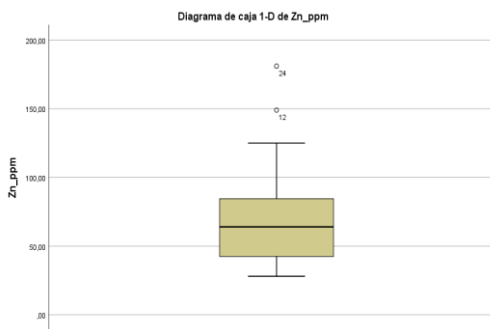


Figura 43.e). Zinc (ppm)

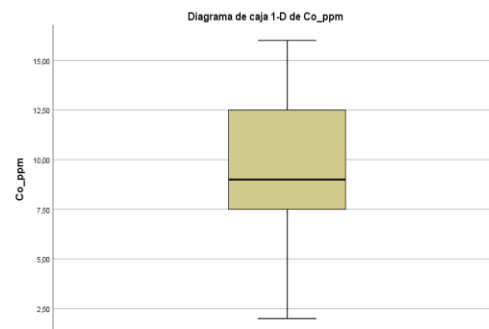


Figura 43.f). Cobalto (ppm)

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

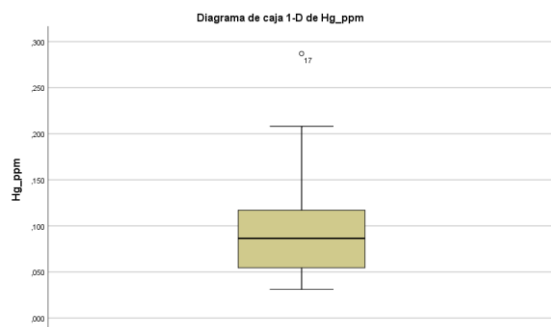


Figura 43.g). Mercurio (ppm)

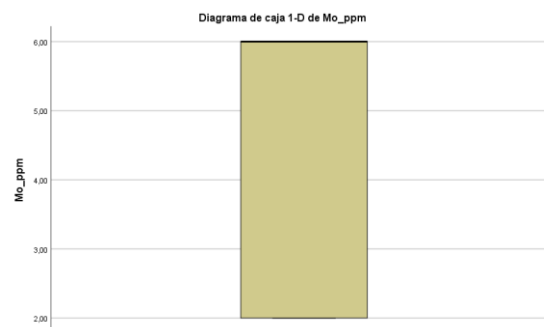


Figura 43.h). Molibdeno (ppm)

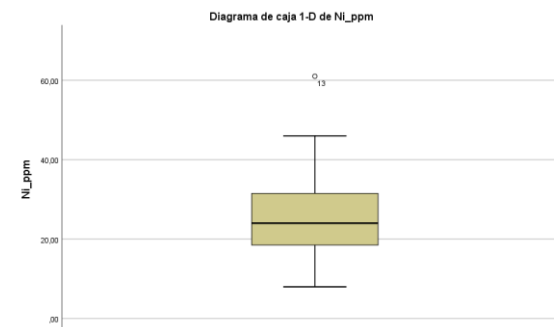


Figura 43.i). Niquel (ppm)

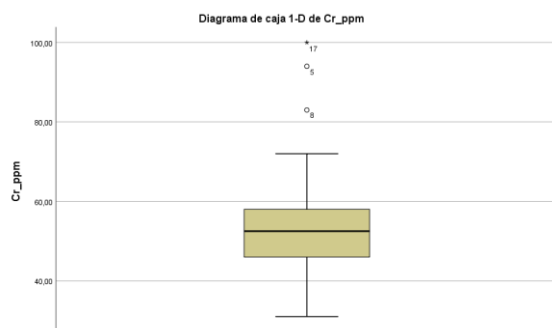


Figura 43.j). Cromo (ppm)

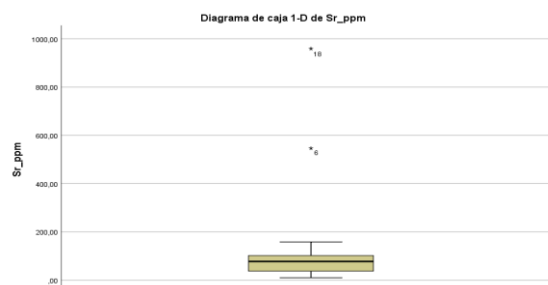


Figura 43.k). Estroncio (ppm)

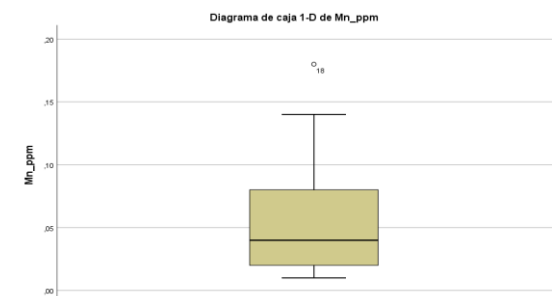


Figura 436.l). Manganeso (ppm)

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

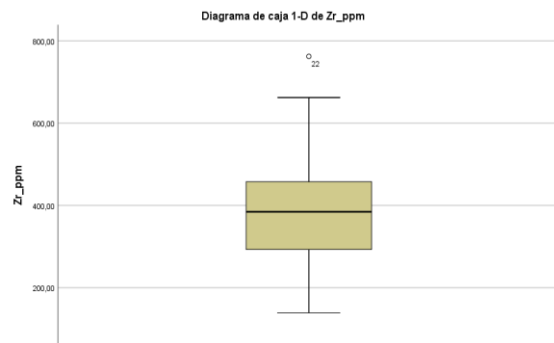


Figura 43.m). Zirconio (ppm)

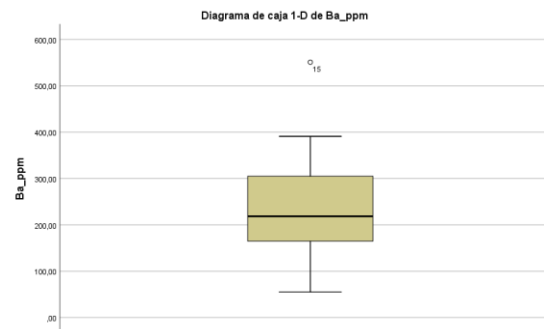


Figura 43.n). Bario (ppm)

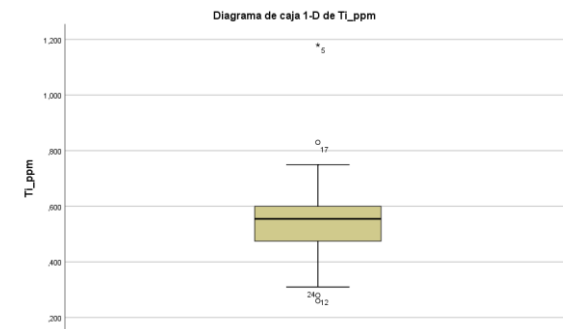


Figura 43.o). Titanio (ppm)

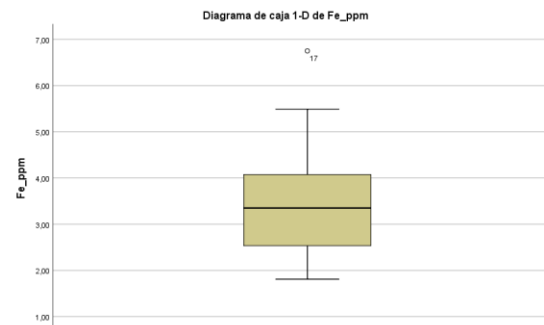


Figura 43.p). Hierro (ppm)

Análisis de Normalidad de las poblaciones de los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas

Se ha realizado la evaluación del tipo de distribución de las poblaciones de contenidos de metales pesados en los suelos agrícolas, a través de la prueba de Shapiro-Wilkinson ($n < 50$); resultados que se muestran en el Cuadro 51; se observa que no todos los grupos de metales siguen una distribución normal, siendo los metales Cd, Mo y Ti los que no logran la normalidad al realizarse la transformación logarítmica.

Cuadro 44. Distribución de los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas, descartando valores discordantes.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	Sig.	Distribución
As	0,716	-0,763	0,811	24	0,000	No Normal
Cu	-0,111	-0,665	0,953	24	0,311	Normal
Cd	3,220	9,124	0,316	24	0,000	No Normal
Pb	-0,903	0,644	0,894	24	0,016	No Normal
Zn	0,217	0,261	0,971	24	0,687	Normal
Co	-0,211	-0,601	0,966	24	0,569	Normal
Hg	0,842	1,104	0,951	24	0,280	Normal
Mo	1,609	0,987	0,580	24	0,000	No Normal
Ni	0,119	0,124	0,973	24	0,735	Normal
Cr	-1,285	1,239	0,842	24	0,002	No Normal
Sr	0,465	-0,582	0,950	24	0,271	Normal
Mn	0,941	-0,069	0,885	24	0,010	No Normal
Zr	-0,263	0,764	0,973	24	0,736	Normal
Ba	-0,085	-0,495	0,980	24	0,892	Normal
Ti	-1,217	0,400	0,804	24	0,000	No Normal
Fe	-0,329	0,775	0,967	24	0,603	Normal
Log As	0,262	-1,474	0,903	12	0,173	Normal
Log Cd	0,000	0,000	0,000	0	0,000	No Normal
Log Pb	-0,222	-0,518	0,950	21	0,335	Normal
Log Mo	-0,374	-2,800	0,664	7	0,001	No Normal
Log Cr	-0,583	0,008	0,936	21	0,184	Normal
Log Mn	-0,153	-1,320	0,910	21	0,055	Normal
Log Ti	-1,083	1,605	0,902	20	0,044	No Normal

Nota: gl, grados de libertad; Sig., Significación.

Relaciones estadísticas entre los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas

Para establecer las relaciones que presentan los metales pesados estudiados fue necesario conocer los coeficientes de correlación entre sus contenidos totales, en teoría estos pueden mostrar una misma procedencia (origen natural o antrópica). Llegando a aplicar los coeficientes de correlación según la distribución de cada población de datos analizados, aplicando el coeficiente de Pearson a la población de metales pesados que muestre una distribución normal; y para los que no tengan distribución normal el coeficiente de Spearman. En el Cuadro 52. se muestran los coeficientes de correlación de los contenidos totales de los metales en suelos agrícolas, donde la correlación para el As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Fe están dadas por el coeficiente de Pearson ya que las poblaciones de datos siguieron una distribución Normal sin considerar los valores discordantes, para el caso de los metales Cd, Mo y Ti las correlaciones están dadas por el coeficiente de Spearman ya que su población mostro distribución No normal.

Del Cuadro 52. se observa que existe metales pesados altamente correlacionados entre sí, con una considerable significación ($P < 0,01$) para los pares de elementos Ni-Mo ($r = 0,742$) y Mn-Zn ($r = 0,726$) cercanas a ser positiva considerable, los pares Ni-Cu ($r = 0,533$); Mo-As ($r = 0,662$); Mo-Cd ($r = 0,545$); Mn-Cu ($r = 0,633$); Mn-Cd ($r = 0,693$) y Fe-Ti ($r = 0,616$) con correlaciones positivas medias. También se observó altas correlaciones de elementos, con elevada significación ($P < 0,05$); se resalta que el Cadmio muestra mayor número de correlaciones con seis metales como son los pares Cd-As ($r = 0,408$); Cd-Cu ($r = 0,482$); Pb-Cd ($r = -0,461$); Zn-Cd ($r = 0,479$); Ni-Cd ($r = 0,480$) y Fe-Cd ($r = -0,414$); son considerados en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda.

Todas las correlaciones observadas se encuentran en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda para los pares como Pb-Cu ($r = -0,489$); Zn-Cu ($r = 0,414$); Co-Zn ($r = 0,501$); Hg-Cu ($r = -0,428$); Mo-Cu ($r = 0,468$); Mo-Co ($r = -0,446$); Ni-As ($r = 0,412$); Sr-Pb ($r = -0,479$); Mn-Pb ($r = -0,483$); Mn-Co ($r = 0,413$); Zr-As ($r = -0,501$); Zr-Mo ($r = -0,505$); Ti-Cu ($r = -0,439$). Las correlaciones significativas estarían indicando una competencia de los metales por ocupar las posiciones de cambio en las partículas coloidales del suelo (Saldaña, 2020; Mico, 2005, Estévez et al., 1998); entre los

metales con mayor afinidad a los coloides del suelo en gran proporción quedan adsorbidos a estos, como Mn, Zn, Pb, Fe, Ti; por otra parte, los metales de menor afinidad como Cd, Cu, Hg, Zr estarían persistiendo en sus formas móviles.

Para el caso de los metales pesados en los suelos agrícolas para ambos estratos de estudio, todos los metales presenta correlaciones, primando las significativas en los rangos medios como ya se explicó anteriormente, teniéndose para As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Cr, Mo, Ni, Sr, Mn; Zr, Ti, Ba y Fe en su mayoría son de origen lítico, como también se puede atribuir la procedencia de origen antrópico (agroquímico y fertilizantes); siendo para el Cd, Zn, Cu, Cr (Kabata-Pendias,2001) procedente de la aplicación de fertilizantes fosfatados para el Cd y Zn (Adriano, 2001), el As, Cu, Cr, Pb, Mn, Zn, por uso de pesticidas, y eliminación de desechos (incineración, etc.) para el As, Cd, Cu, Hg, Ni, Mo, Pb, Zn (Kabata-Pendias,2001). Por tanto, mayormente se dan los aportes antrópicos debido a que estos suelos son terrenos agrícolas; sin descartar que los altos contenidos sean procedentes de parcelas donde el afloramiento lítico ha sido característico y los suelos presentes estén en desarrollo, como el caso de la muestra P100-ASJT/SAM2 la cual reportó elevadas concentraciones de Mercurio, Cromo, Estroncio, Zirconio, Bario y Hierro. Para otras muestras que también contienen elevados contenidos de metales como las muestras P030-MP/SAM1 (Pb, Zn, Cr., Sr, Zr y Ba); P030-ASJT/SAM1 (Cr, Zr, Ba y Ti); P030-SG/SAM1 (Pb, Zn, Sr, Zr y Ba); P030-3EQ/SAM1 (Cr, Zr y Ba); P030-MPR/SAM1 (Zn, Ni, Cr, Ti), P100-H/SAM2 (Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Zr, Ba, Ti y Fe), P100-MP/SAM2 (Ba, As, Cu, Pb, Zn, Ti, Fe), P100-ASJT/SAM2 (Hg, Cr, Ti, Fe, Zr, Ba,); P100-SG/SAM2 (Pb, Sr, Mn, y Zn); P100-GYO/SAM2 (Zr); P100-IK/SAM2 (Zn, Zr y Ba); P100-MPR/SAM2 (Zn, Sr, Zr, Ba y Ti).

Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados

Se identificaron los componentes principales, además el porcentaje de varianza que explica cada componente; los componentes que muestren la mayor varianza en los suelos agrícolas de estudio en los 2 estratos (superficial y profundo). En el Cuadro 53. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos totales de metales pesados de los suelos agrícolas, observándose cinco componentes identificados con su correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

Cuadro 45. Correlaciones entre las concentraciones totales de metales pesados en suelos agrícolas, descartando valores discordantes.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,305 ^a	1														
	p	0,148															
Cd	r	0,408 ^{*b}	0,482 ^{*b}	1,000													
	p	0,048	0,017														
Pb	r	-0,166 ^a	-0,489 ^{*a}	-0,461 [*]	1												
	p	0,437	0,015	0,023													
Zn	r	-0,212 ^a	0,414 ^{*a}	0,479 ^{*b}	-0,359 ^a	1											
	p	0,321	0,044	0,018	0,085												
Co	r	-0,388 ^a	0,061 ^a	-0,175 ^b	0,224 ^a	0,501 ^{*a}	1										
	p	0,061	0,777	0,414	0,292	0,013											
Hg	r	0,029 ^a	-0,428 ^{*a}	0,305 ^b	-0,077 ^a	-0,108 ^a	-0,332 ^a	1									
	p	0,893	0,037	0,147	0,722	0,617	0,113										
Mo	r	0,662 ^{**b}	0,468 ^{*b}	0,545 ^{**b}	-0,295 ^b	-0,038 ^b	-0,446 ^{*b}	0,131 ^b	1,000								
	p	0,000	0,021	0,006	0,161	0,860	0,029	0,543									
Ni	r	0,412 ^{*a}	0,533 ^{**a}	0,480 ^{*b}	-0,403 ^a	0,240 ^a	-0,016 ^a	-0,111 ^a	0,742 ^{**b}	1							
	p	0,045	0,007	0,018	0,051	0,258	0,941	0,605	0,000								
Cr	r	0,343 ^a	0,264 ^a	0,284 ^b	0,062 ^a	0,207 ^a	0,157 ^a	-0,086 ^a	0,313 ^b	-0,191 ^a	1						
	p	0,101	0,212	0,179	0,773	0,332	0,463	0,688	0,136	0,372							
Sr	r	-0,107 ^a	0,142 ^a	-0,479 ^{*b}	0,180 ^a	-0,227 ^a	-0,145 ^a	-0,341 ^a	-0,119 ^b	-0,343 ^a	0,263 ^a	1					
	p	0,618	0,509	0,018	0,401	0,285	0,498	0,103	0,579	0,101	0,215						
Mn	r	0,098	0,633 ^{**a}	0,693 ^{**b}	-0,483 ^{*a}	0,726 ^{**a}	0,413 ^{*a}	-0,139 ^a	0,294 ^b	0,369 ^a	0,327 ^a	-0,320 ^a	1				
	p	0,650	0,001	0,000	0,017	0,000	0,045	0,518	0,163	0,076	0,119	0,127					
Zr	r	-0,501 ^{*a}	-0,104 ^a	-0,305 ^b	0,032 ^a	0,051 ^a	0,309 ^a	-0,201 ^a	-0,505 ^{*b}	-0,220 ^a	-0,389 ^a	-0,113 ^a	0,174 ^a	1			

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

	p	0,013	0,628	0,147	0,881	0,812	0,142	0,345	0,012	0,302	0,060	0,601	0,415				
Ba	r	-0,392 ^a	-0,086 ^a	-0,305 ^b	0,039 ^a	0,073 ^a	0,310 ^a	-0,235 ^a	-0,256 ^b	-0,016 ^a	-0,166 ^a	0,357 ^a	0,137 ^a	0,276 ^a	1		
	p	0,058	0,691	0,147	0,858	0,735	0,140	0,269	0,228	0,939	0,437	0,087	0,522	0,192			
Ti	r	-0,236 ^b	-0,439 ^{*b}	-0,393 ^b	0,203 ^b	-0,014 ^b	0,400 ^b	0,014 ^b	-0,343 ^b	-0,273 ^b	-0,370 ^b	-0,114 ^b	-0,069 ^b	0,216 ^b	-0,007 ^b	1	
	p	0,267	0,032	0,058	0,342	0,948	0,053	0,947	0,101	0,197	0,075	0,595	0,750	0,312	0,974		
Fe	r	-0,204 ^a	-0,186 ^a	-0,383 ^b	0,195 ^a	-0,068 ^a	0,374 ^a	-0,228 ^a	-0,312 ^b	0,115 ^a	-0,317 ^a	0,079 ^a	-0,339 ^a	0,071 ^a	0,282 ^a	,616 ^{**b}	1
	p	0,340	0,384	0,065	0,360	0,753	0,072	0,283	0,138	0,593	0,131	0,712	0,106	0,741	0,181	0,001	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. (a) Coeficiente de Pearson. (b) Coeficiente de Spearman.

Del análisis de componentes principales (ACP) se tiene que el 78.5% de la varianza se logran explicar a través de los cinco factores (C1, C2, C3, C4, C5).

El primer componente (C1) explica el 28.9% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de los metales Mo, Cd, As, Ni, Cu, siendo los 4 primeros metales de mayor carga, estos metales pesados relacionados principalmente al origen natural, en tanto su movilidad estaría controlada por el material originario. También se puede observar que este componente incluye el Cd, Cu y Pb, y en menor medida el Zn, también se intuye que su procedencia es debida a la actividad antrópica. Mico, (2005) en el análisis de componentes determino metales (Co, Cr, Fe, Mn, Ni y Zn) contenidos en su primer componente, por su parte Facchinelli et al. (2001) realizo el análisis de componentes principales habiendo encontrado en su primer componente que incluyo contenidos totales de Co, Cr y Ni, que se designan al factor litogénico. Wu et al..2018 indican que la distribución horizontal y vertical, junto con el análisis de correlación, PCA y CA indicaron que los metales Cd, Hg, As, Pb y Zn procedían especialmente de fuentes antropogénicas, mientras que Cr y Ni tenían un origen litogénico, y para el Cu de un origen combinado de tipo antropogénico y natural. Horizontalmente, altas concentraciones de Cd, Hg, As, Pb y Zn aparecieron en el norte y en el centro del área de estudio, mientras que Cr, Cu y Ni mostraron una tendencia opuesta. Verticalmente, a medida que aumentaba la profundidad, los contenidos de Cd, Hg, As, Pb y Zn disminuían, pero Cr, Cu y Ni exhibían una tendencia creciente. Las movilidades de los metales estaban en el orden de Zn > Cd > Hg > As > Pb. Por su parte Wanjala et al., (2020) determinó que la concentración media de Cu, Zn y Pb en el suelo se reduce con el aumento de la profundidad, pero el Ni se eleva a mayor profundidad. Ni et al., (2018) con el análisis multivariado de metales en suelos de Hechuan reveló una fuente litogénica de Cu, Cr, Ni y Zn, y contribución antropogénicos del Cd y el Hg.

El segundo componente (C2) explica el 19.2% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Cu, Zn, Mn, Co, Zr en mayor carga, mientras que el Cd y Ti presenta menor coeficiente de carga.

Cuadro 46. ACP de los contenidos totales de metales en suelos en suelos agrícolas.

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Mo_ppm	0,930	-0,108	0,142	0,090	0,089
Cd_ppm	0,764	0,424	-0,349	0,098	0,126
As_ppm	0,751	-0,271	0,134	0,293	-0,249
Ni_ppm	0,731	0,216	-0,041	-0,352	0,060
Ti_ppm	-0,656	0,374	-0,289	0,419	-0,148
Cu_ppm	0,634	0,516	0,400	-0,077	-0,013
Pb_ppm	-0,581	-0,308	0,200	0,223	-0,368
Fe_ppm	-0,526	0,145	-0,001	0,324	0,519
Zn_ppm	0,141	0,851	-0,223	0,117	0,162
Mn_ppm	-0,004	0,785	0,130	0,049	-0,202
Co_ppm	-0,451	0,739	0,031	0,062	-0,109
Sr_ppm	-0,210	-0,177	0,825	0,089	0,339
Hg_ppm	0,040	-0,363	-0,691	0,287	0,403
Cr_ppm	0,134	0,250	0,354	0,830	-0,002
Zr_ppm	-0,461	0,263	-0,130	-0,557	-0,154
Ba_ppm	-0,359	0,227	0,346	-0,427	0,431
Autovalor	4,621	3,066	1,933	1,856	11,599
Varianza explicada	28,9	19,2	12,1	11,6	6,8

El tercer componente (C3) explica el 12.1% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Sr con mayor coeficiente de carga, Fe, Ti y Hg con menor coeficiente de carga en este componente.

El cuarto componente (C4) explica el 11.6% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Cr con mayor coeficiente de carga, los metales Ti y Fe con menores coeficientes de carga en este componente.

Por último, el quinto componente (C5) explica el 6.8% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Fe con mayor coeficiente de carga y los metales Sr, Hg y Ba con menores coeficientes de carga en este componente.

Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados

Se puede observar en la Figura 77 se presenta el Dendograma resultado del análisis clúster de los contenidos totales de metales en los suelos agrícolas. En donde se observa la conformación de 4 cluster, siendo para el primer Cluster según análisis del

Clúster de pertenencia; una asociación primigenia del As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Mn, Ti y Fe, seguidamente se observan los cluster que se distinguen claramente del resto de metales en el segundo Cluster al Sr, el tercero Cluster al Zr y el cuarto Cluster distinguiendo al Ba, formando clústeres independientes, estos tres metales (Sr, Zr y Ba) al primer cluster indistintamente, pueden ser incluidos dentro de un grupo que se constituiría como el denominado factor antropogénico. Por su parte para el primer cluster se considera como un grupo donde estos metales están relacionados acorde a su origen mayoritariamente litogénico, por otra parte como ya se mencionó los metales Sr, Zr, Ba, Cd, Zn, Pb, Cr, Cu, As, pueden estar relacionados al aporte de origen antrópico, debido a que los suelos muestreados pertenecen a áreas de uso agrícolas (plátano, café, cacao, cítricos, etc.), conociéndose que hay intensiva aplicación de productos fertilizantes y/agroquímicos en la producción agrícola de dichas áreas de muestreo; concluyendo dichos resultados ayudan a corroborar las conclusiones realizadas a través del análisis factorial anteriormente mencionadas.

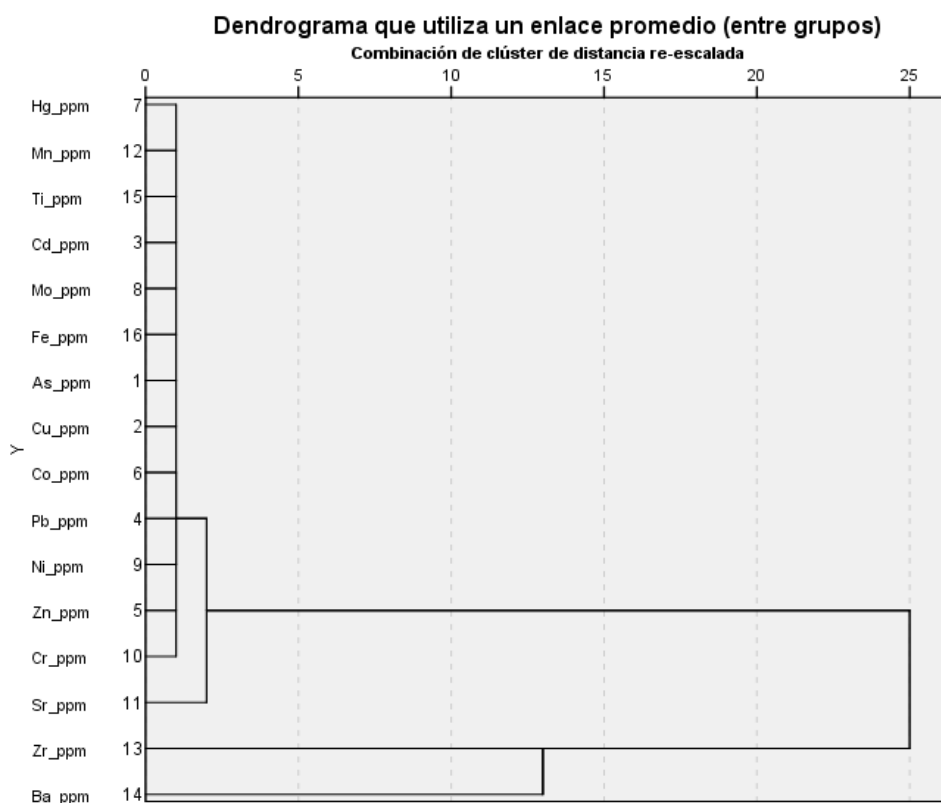


Figura 77. Dendrograma del análisis clúster de contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas.

6.3.8. Determinación de Niveles de Fondo para suelos agrícolas.

Métodos estadísticos descriptivos.

En el Cuadro 54; se muestran los parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas; sin considerar los valores discordantes. La identificación de las zonas de contaminación puntual como consecuencia de la actividad antropogénica (urbana, transporte, industria, etc.) y, en el caso del área de estudios se infiere que es a razón de las malas prácticas agrícolas, siendo imprescindible dicha identificación, conocido es que el incremento de los niveles de metales pesados en los suelos es a razón de acciones antrópicas. Cabe indicar, que se realizó la identificación y descarte de valores discordantes mediante tratamiento estadístico, (Brus et al., 2002) con el fin de establecer los niveles de fondo en suelos agrícolas que se muestra en el Cuadro 55, un valor discordante puede estar indicando contaminación puntual.

Cuadro 47. Parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas, descartando valores discordantes.

Parametro	*As_ppm	*Cu_ppm	Cd_ppm	*Pb_ppm	*Zn_ppm	Co_ppm	*Hg_ppm	Mo_ppm	*Ni_ppm	*Cr_ppm	*Sr_ppm	*Mn_ppm	*Zr_ppm	*Ba_ppm	*Ti_ppm	*Fe_ppm
N	12	24	2	21	22	24	23	7	23	21	22	21	23	23	20	23
Media	9,0	12,6	2,0	16,6	63,5	9,3	0,1	4,3	25,5	50,0	68,6	500,0	381,1	218,7	5435,0	33173,9
D.E	3,5	4,5	0,0	4,3	26,7	3,9	0,0	2,1	10,3	10,7	42,0	398,8	130,9	95,9	1066,9	10454,9
Mínimo	5,0	5,0	2,0	10,0	28,0	2,0	0,0	2,0	8,0	31,0	10,0	100,0	139,0	55,0	3100,0	18100,0
Máximo	16,0	21,0	2,0	25,0	125,0	16,0	0,2	6,0	46,0	72,0	158,0	1400,0	662,0	391,0	7500,0	54900,0

***Distribución normal.**

De lo observado en el cuadro 53, las concentraciones totales de los metales pesados están dadas de mayor a menor como sigue: Fe>Ti>Mn>Zr>Ba>Sr>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>Co>As>Mo>Cd>Hg, respecto a la media de cada metal.

En el caso de suelos en estudio extraídos de zonas agrícolas, los metales As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Fe en su mayoría todas las poblaciones siguieron una distribución **Normal** sin considerar los valores discordantes, por lo tanto, la media aritmética es el parámetro estadístico apropiado para la caracterización del nivel de fondo, para el caso de los metales Cd, Mo y Ti se utiliza la mediana, debido a que su población mostro distribución **No normal**. (ver Cuadro 51)

Cuadro 48. Niveles de fondo de metales pesados en los suelos agrícolas.

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	Normal (n=12)	[5-16]	9,0	15,1	9*
Cu	Normal (n=24)	[5-21]	12,6	19,0	13*
Cd	No Normal (n=2)	[2-2]	2,0	2,0	2**
Pb	Normal (n=21)	[10-25]	16,6	24,0	17*
Zn	Normal (n=22)	[28-125]	63,5	111,8	64*
Co	Normal (n=24)	[2-16]	9,3	14,5	9*
Hg	Normal (n=23)	[0,031-0,208]	0,1	0,2	0,1*
Mo	No Normal (n=7)	[2-6]	4,3	0,0	6**
Ni	Normal (n=23)	[8-46]	25,5	44,2	26*
Cr	Normal (n=21)	[31-72]	50,0	66,0	50*
Sr	Normal (n=22)	[10-158]	68,6	137,8	69*
Mn	Normal (n=21)	[100-1400]	1000	1000	1000*
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	381,1	596,8	381*
Ba	Normal (n=23)	[55-391]	218,7	363,2	219*
Ti	No Normal (n=20)	[3100-7500]	5000	7000	5500**
Fe	Normal (n=23)	[18100-54900]	33000	50000	30000*

Nota: NF (Nivel de Fondo). Niveles de fondo expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).

Método de cálculo del UCL95.

En el cuadro 56 se observa los resultados del cálculos de los Niveles de fondo para suelos agrícolas por el método de cálculo UCL95; se utilizó el software estadístico libre ProUCL Versión 5.2, USEPA (2022); habiéndose obtenido un estadístico en función al tipo de distribución que presenten los datos, cabe mencionar que se ha realizado el cálculo UCL95 teniendo en cuenta el total de las concentraciones obtenidas, como también el cálculo UCL95 sin los valores discordantes, para todos los metales.

Al realizar el cálculo del UCL95 sin considerar los valores discordantes se observa que para los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; se obtiene valores más ajustados siendo menor con respecto al UCL95 calculado considerando los valores discordantes a excepción del Hg (ver Cuadro 56).

El ProUCL (2022) sugiere un UCL95 que más se ajuste para cada uno de los metales pesados evaluados en el suelo en función a la distribución que presenten.

Cuadro 49. Cálculo del UCL95 (NF) para metales pesados en suelos agrícolas del distrito de Luyando.

Calculo UCL95 para suelos agrícolas				
Metal	UCL ^{SD}	Distribución*	UCL ^{CD}	Distribución*
As	10.84	95% Student's-t UCL	10.84	95% Student's-t UCL
Cu	14.2	95% Student's-t UCL	14.2	95% Student's-t UCL
Cd	0	95% Student's-t UCL	0	95% Student's-t UCL
Pb	18.24**	95% Student's-t UCL	20.77	95% Adjusted Gamma UCL
Zn	73.33**	95% Student's-t UCL	85.52	95% Student's-t UCL
Co	10.65	95% Student's-t UCL	10.65	95% Student's-t UCL
Hg	0.563	95% Student's-t UCL	0.117**	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.856	95% Student's-t UCL	5.856	95% Student's-t UCL
Ni	29.21**	95% Student's-t UCL	31.34	95% Student's-t UCL
Cr	53.96**	95% Student's-t UCL	61.41	95% Student's-t UCL
Sr	84.04**	95% Student's-t UCL	200.1	95% H-UCL
Mn	650**	95% Student's-t UCL	734	95% Adjusted Gamma UCL
Zr	428**	95% Student's-t UCL	449.4	95% Student's-t UCL
Ba	253.1**	95% Student's-t UCL	273.1	95% Student's-t UCL
Ti	5850**	95% Student's-t UCL	6260	95% Student's-t UCL
Fe	36920**	95% Student's-t UCL	54910	95% Student's-t UCL

Nota. SD el cálculo del UCL95 se realizó sin valores discordantes. CD indica que el cálculo del UCL95 se realizó con valores discordantes. * ProUCL indica la selección del UCL95 más ajustado a la distribución de los datos. ** valor ajustado. UCL95=NF calculado acorde a la metodología; valores expresados en ppm.

Concluyendo en el Cuadro 57, se muestran los Niveles de fondo “NF” propuestos para los suelos agrícolas del distrito de Luyando, los que fueron calculados en base a las dos metodologías utilizadas como las de Estadística descriptiva y las obtenidas por calculo UCL95.

Cuadro 50. Niveles de Fondo propuestos (NF) para metales pesados en suelos agrícolas del distrito de Luyando.

Propuesta de NF para suelos agrícolas					
Metal	Distribución	Población de fondo	Método Estadístico Descriptivo		UCL95*
			Parámetro Estadístico	Valor*	
As	Normal (n=12)	[5-16]	Media Aritmética	9	11
Cu	Normal (n=24)	[5-21]	Media Aritmética	13	14
Cd	No Normal (n=2)	[2-2]	Mediana	2	0
Pb	Normal (n=21)	[10-25]	Media Aritmética	17	18
Zn	Normal (n=22)	[28-125]	Media Aritmética	64	73
Co	Normal (n=24)	[2-16]	Media Aritmética	9	11
Hg	Normal (n=23)	[0,031-0,208]	Media Aritmética	0,09	0,12
Mo	No Normal (n=7)	[2-6]	Mediana	4	6
Ni	Normal (n=23)	[8-46]	Media Aritmética	26	29
Cr	Normal (n=21)	[31-72]	Media Aritmética	50	54
Sr	Normal (n=22)	[10-158]	Media Aritmética	69	84
Mn	Normal (n=21)	[100-1400]	Media Aritmética	500	650
Zr	Normal (n=23)	[139-662]	Media Aritmética	381	428
Ba	Normal (n=23)	[55-391]	Media Aritmética	219	253
Ti	No Normal (n=20)	[3100-7500]	Mediana	5400	5850
Fe	Normal (n=23)	[18100-54900]	Media Aritmética	30000	36920

Nota: *Ambos valores de niveles de fondo expresados en ppm.

6.3.9. Análisis de las relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados con las propiedades fisicoquímicas que intervienen en el cálculo de valores de referencia del suelo agrícola

Análisis estadístico de los parámetros fisicoquímicos.

En el Cuadro 58, se muestran los estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos de los suelos agrícolas en estudio, donde se observa que estos suelos muestran un pH ácido que indican problemas de acidez para las capas superficiales en la mayoría de las áreas de muestreo, salvo 2 muestras (P030-MA/SAM1 y P030-IK/SAM1) con valores cercanos a la neutralidad. El resultado del porcentaje en materia orgánica (MO) indica que son suelos de concentraciones altas. El contenido en carbonatos

(CaCO₃) es elevado debido a la presencia de materiales carbonatados propios del área comprendido en un ambiente de dominio Calcáreo “Kárstico”, mientras que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) presenta valores entre bajos a medios para el uso agrícola. Respecto a la composición granulométrica las partículas son mayores para los contenidos de arcillas, arena y limo en menores proporciones, por lo que predominan las texturas franco-arcillosas y arcillosas.

Cuadro 51. Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del suelo agrícola.

Parámetros	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH [1:1]	MO (%)	CaCO ₃ (%)	CIC (cml+/kg)
Media	28,39	25,81	45,84	5,72	8,39	16,82	12,54
Mediana	30,26	23,00	45,36	5,78	7,99	15,75	11,69
DE	15,26	11,51	15,07	1,09	2,27	4,76	5,88
Mínimo	3,54	5,12	13,36	4,16	4,46	8,80	3,03
Máximo	57,52	57,50	82,36	7,50	13,83	27,27	30,92

Nota: DDE, Desviación estándar.

Cuadro 52. Prueba de Normalidad de los parámetros fisicoquímicos del suelo agrícola.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	Sig.	Distribución
Arena (%)	-0,091	-1,296	0,938	24	0,149	Normal
Arcilla (%)	0,595	0,558	0,972	24	0,713	Normal
Limo (%)	1	2	0,179	24	0,046	Normal*
pH [1:1]	0,118	-1,476	0,920	24	0,058	Normal
MO (%)	0,835	0,714	0,936	24	0,134	Normal
CaCO ₃ (%)	0,728	0,023	0,933	24	0,112	Normal
CIC (cml+/kg)	1,095	3	0,921	24	0,060	Normal
SqrtLo**	0,259	2	0,952	24	0,292	Normal

*Prueba de Kolmogórov-Smirnov, **transformación de raíz cuadrada para Limo.

Análisis estadístico del pH

En el Cuadro 58, se puede observar que el pH de los suelos en estudio se varían entre 4,16 a 7,50, con valor de la media de 5,72 con una desviación estándar relativa con un valor muy bajo (1.09%), mostrándose así escasa variabilidad y el mínimo intervalo de los valores de pH; indicando que son suelos fuertemente ácidos representando a un 62.5% de las muestras y un 37.5% de muestras con pH de ligeramente alcalino a neutra (Porta et al., 2003), variaciones que se podrían dar a razón en gran medida al factor antrópico por la actividad agrícola, como también de tipo litogenico (material parental mineral) para los valores acidos. Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población de pH, no se identificaron valores discordantes (Figura 78). Además, se muestra que la población de datos muestra en el histograma una la distribución normal de sus datos (Figura 79), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 59).

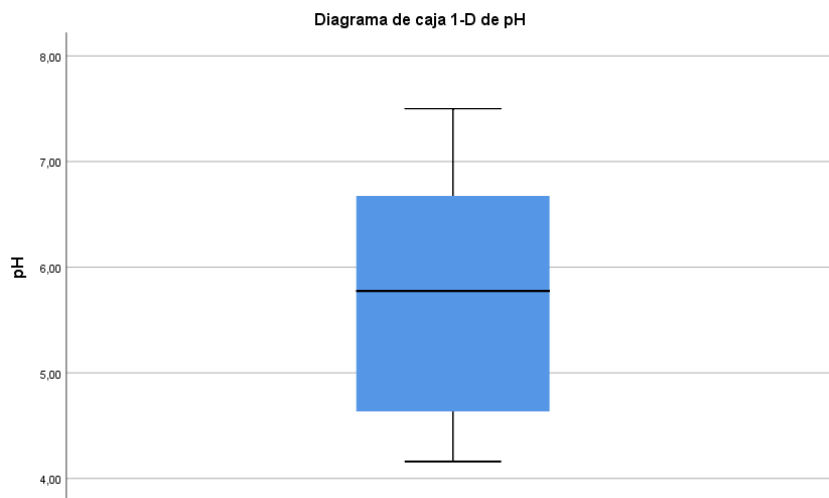


Figura 78. Diagrama de caja de la población de datos del pH.

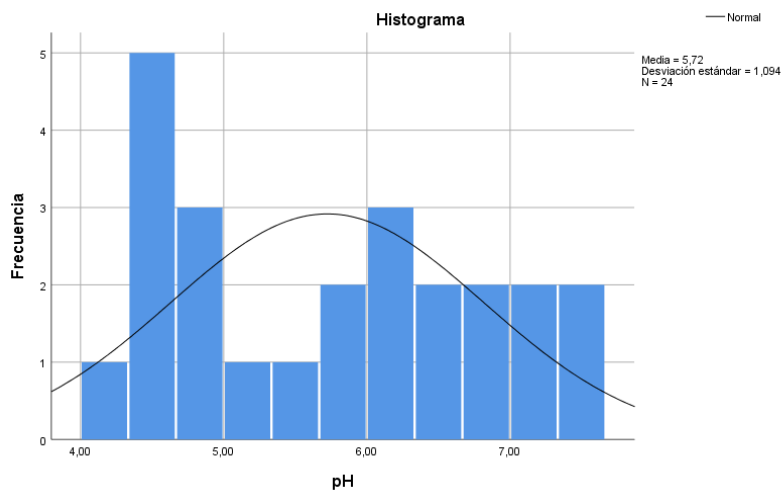


Figura 79. Histograma de la población de datos del pH.

Análisis estadístico de la Materia orgánica

En el cuadro 58, se muestran los valores de materia orgánica donde se observa que los contenidos de materia orgánica varían desde 4,46% (valor mínimo) hasta el 13,83% (valor máximo), y una media de 8,39%, con una desviación estándar relativa del 2,27%. mostrándose así que son suelos muy ricos en materia orgánica (Porta et al., 2003), también se puede atribuir a la eficiencia de descomposición por estar en zonas tropicales, también por ser áreas nuevas de cultivo en su mayoría (fueron áreas de bosque) y/o el aporte antrópico por aplicación de productos orgánicos (enmiendas orgánicas). Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población para la materia orgánica, se identificaron 2 valores discordantes (Figura 80) siendo las muestras P030-SG/SAM1 (comunidad San Gregorio) y P030-3EQ/SAM1 (comunidad Tres Esquinas) siendo muestras del estrato superficial. Además, se muestra que la población de datos muestra en el histograma una la distribución normal de sus datos (Figura 81), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 59).

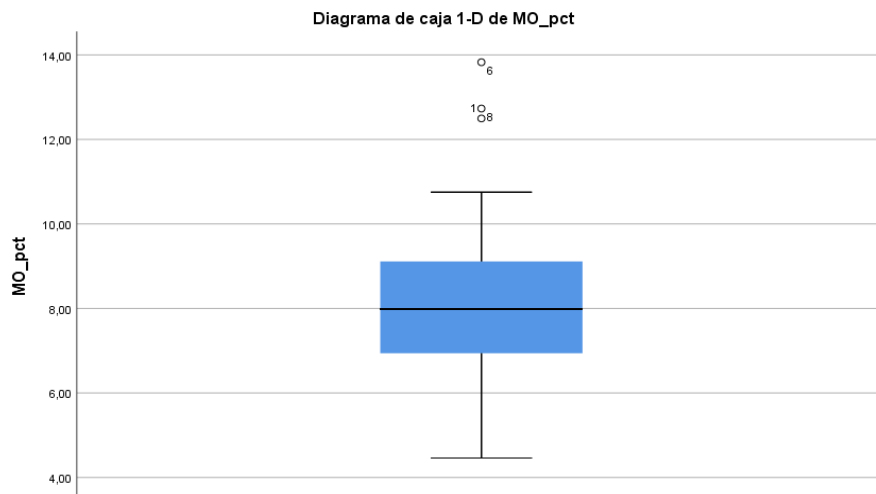


Figura 80. Diagrama de caja de la población de datos de materia orgánica.

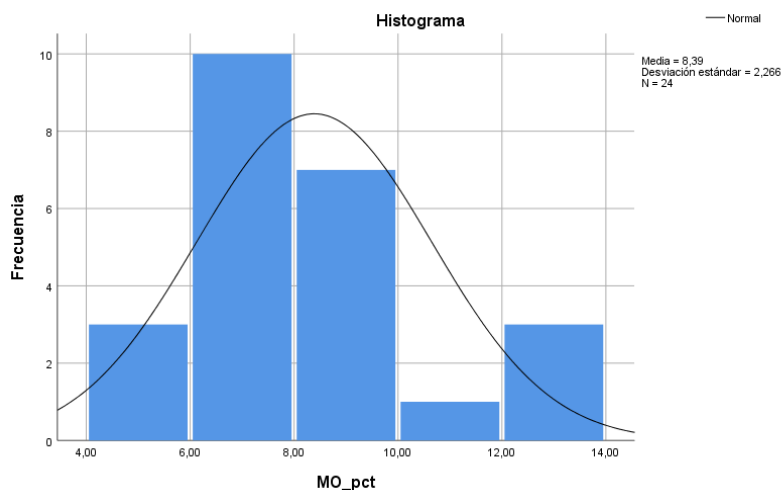


Figura 81. Histograma de la población de datos de materia orgánica.

Análisis estadístico de Carbonatos (CaCO₃)

En el Cuadro 58, se muestran los valores donde se observa que los contenidos de Carbonatos varían desde 8,80% (valor mínimo) hasta el 27,27% (valor máximo), y una media de 16,82%, con una desviación estándar relativa del 4,76% que reafirma la mínima variabilidad del contenido de carbonatos en la zona de estudio. Referidos rangos indican características de suelos entre moderadamente calcáreos a calcáreos (Porta et al., 2003), atribuyéndose que se dan a razón en gran medida al factor de tipo litogenico (material parental de dominio Kárstico calcáreo), como también puede atribuir al aporte antrópico por ser áreas de cultivo en su mayoría, con una desmesurada aplicación de fertilizantes o

enmiendas carbonatadas. Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población de CaCO_3 , se identificó 1 valor discordante (Figura 82) siendo la muestra P030-SG/SAM1 (comunidad San Gregorio) del estrato superficial. Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 83), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 59).

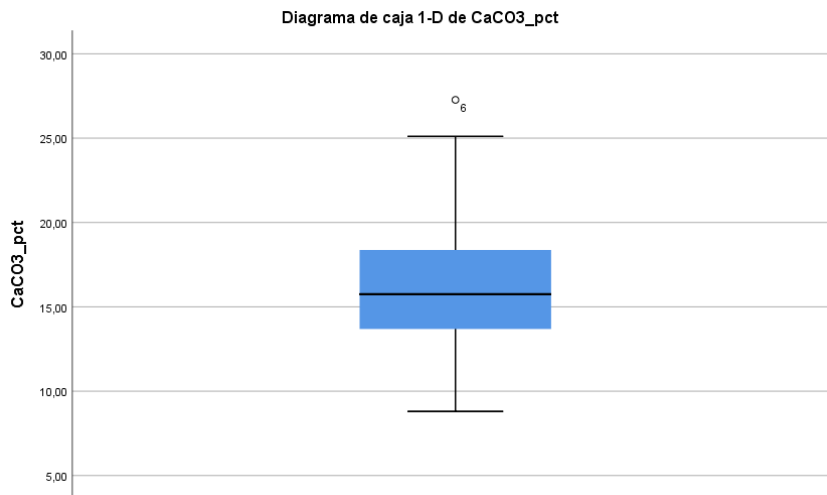


Figura 82. Diagrama de caja de la población de datos de los CaCO_3 .

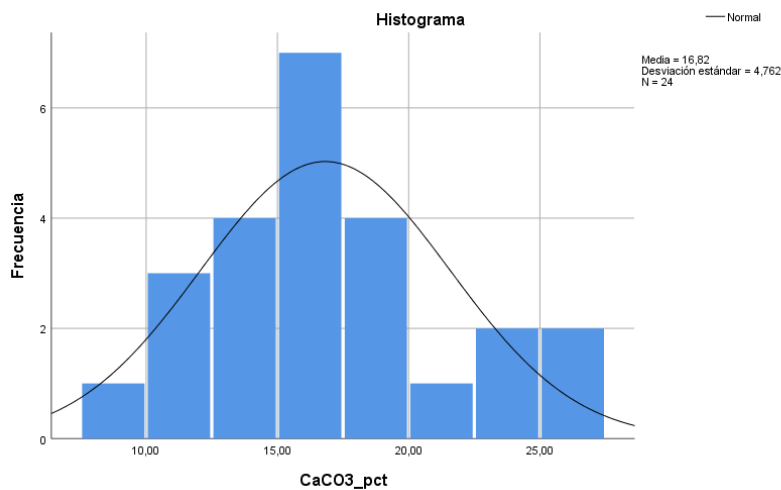


Figura 83. Histograma de la población de datos de los CaCO_3 .

Análisis estadístico de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

En el Cuadro 58, se muestran los valores de CIC donde se observa que los contenidos varían desde 3,03% (valor mínimo) hasta el 30,92% (valor máximo), y una

media de 12,54 con una desviación estándar relativa del 5,88%, indicando una reducida variabilidad de los valores de la CIC. Se observa que el 100% de las muestras presentan valores altos (superior a 20 cmol(+)/kg) (Marañés et al., 1994; Sánchez et al., 1984).

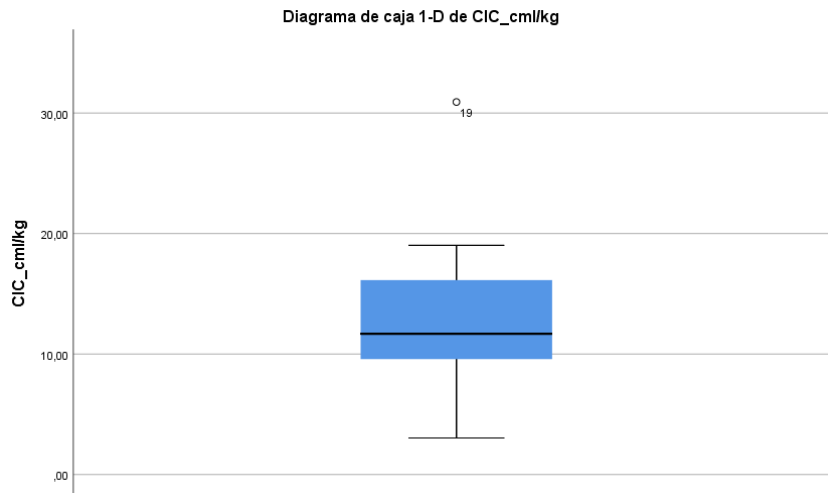


Figura 84. Diagrama de caja de la población de datos de la CIC.

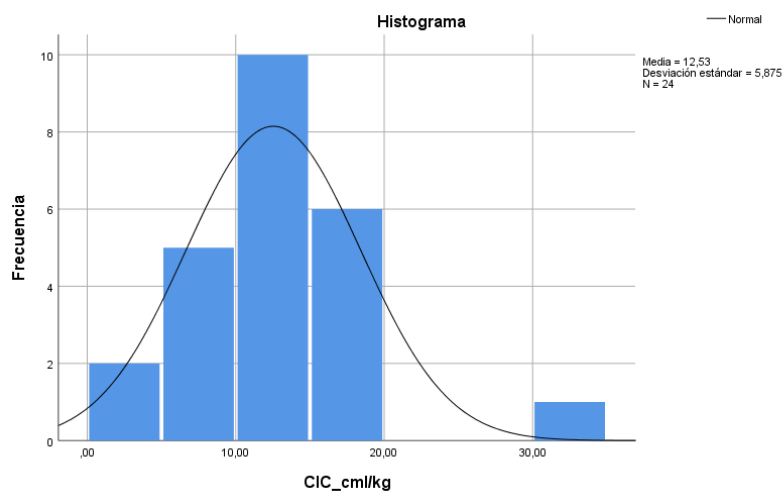


Figura 85. Histograma de la población de datos de la CIC.

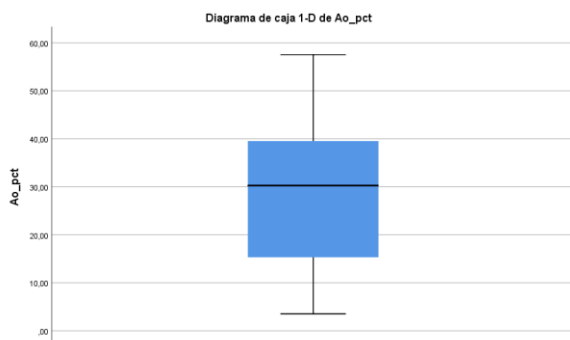
Los valores de la CIC reflejan un índice de fertilidad del suelo. Estos valores indican una alta capacidad de los suelos para almacenar nutrientes; y están relacionados con los altos contenidos de arcilla y materia orgánica. Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población de CIC, no se identificó valor discordante alguno (Figura 84) siendo la muestra P100-MA/SAM2 (comunidad de Marona) siendo la muestra del estrato profundo. Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma

una distribución normal de sus datos (Figura 85), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 59).

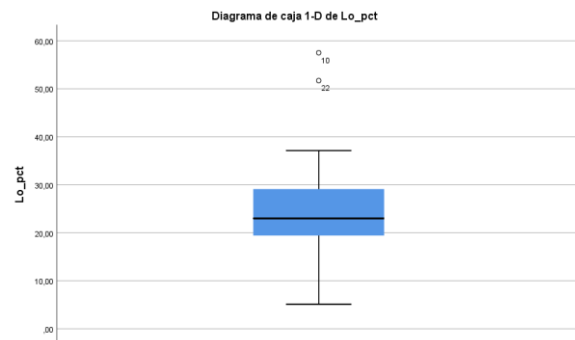
Análisis estadístico de las fracciones granulométricas

En el cuadro 58, se muestran que los valores de las fracciones granulométricas ; donde se observa que los contenidos de arena varía entre un 3,54% (valor mínimo) y un 57,52% (valor máximo), siendo el valor de la media de 28,39% con una desviación estándar relativa del 15,26% y; del análisis del diagrama de caja se observa que no existe valores discordantes (Figura 86.a) Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 87.a), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (cuadro 59).

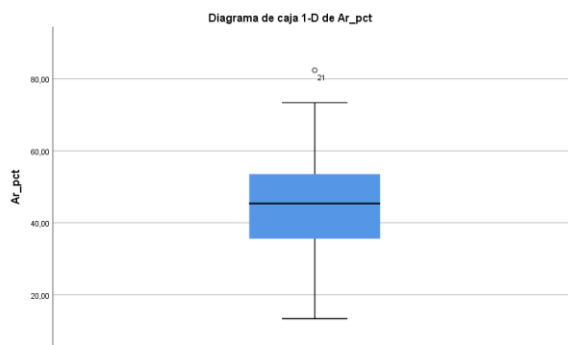
Para la fracción Limo varía entre un 5,12% (valor mínimo) y un 57,50% (valor máximo), siendo el valor de la media de 25,81% con una desviación estándar relativa del 11,51% y; del análisis del diagrama de caja se observa 2 valores discordantes (Figura 86.b), siendo las muestras P030-GYO/SAM1 (comunidad de Guacamayo) siendo la muestra del estrato superficial; y la muestra P100-3EQ/SAM2 (comunidad Tres Esquinas) siendo la muestra del estrato profundo. Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 87.b), que se confirman por resultados de la prueba de Kolmogórov-Smirnov y contrastado por transformación de raíz cuadrada según (ver Cuadro 59).



86.a



86.b



86.c

Figura 86. Diagramas de caja de la población de datos de las fracciones granulométricas.

Para la fracción Arcilla varía entre un 13,36% (valor mínimo) y un 82,36% (valor máximo), siendo el valor de la media de 45,84% con una desviación estándar relativa del 15,07% y; del análisis del diagrama de caja se observa 1 valor discordante (Figura 86.c), siendo la muestra P100-STR/SAM2 (comunidad de Santa Rosa) siendo la muestra del estrato profundo. Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 87.c), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 59).

En el estrato superficial las muestras con valores mayores de arcilla son P030-H/SAM1, P030-B/SAM, P030-MP/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-ASJT/SAM1, P030-SG/SAM1, P030-MPR/SAM1, y las del estrato profundo las muestras P100-B/SAM2, P100-MP/SAM2, P100-SMT/SAM2, P100-SG/SAM2, P100-3EQ/SAM2, P100-STR/SAM2, P100-IK/SAM2, P100-MPR/SAM2; con tendencias de mayor acumulación de metales pesados, siendo clasificadas como arcillosas según el triángulo de texturas del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA, 1999, Porta et al., 1999), teniendo las demás muestras una gran influencia del contenido de arcillas siendo clasificadas como Franco Arcillo arenosas y Arcillo arenosas.

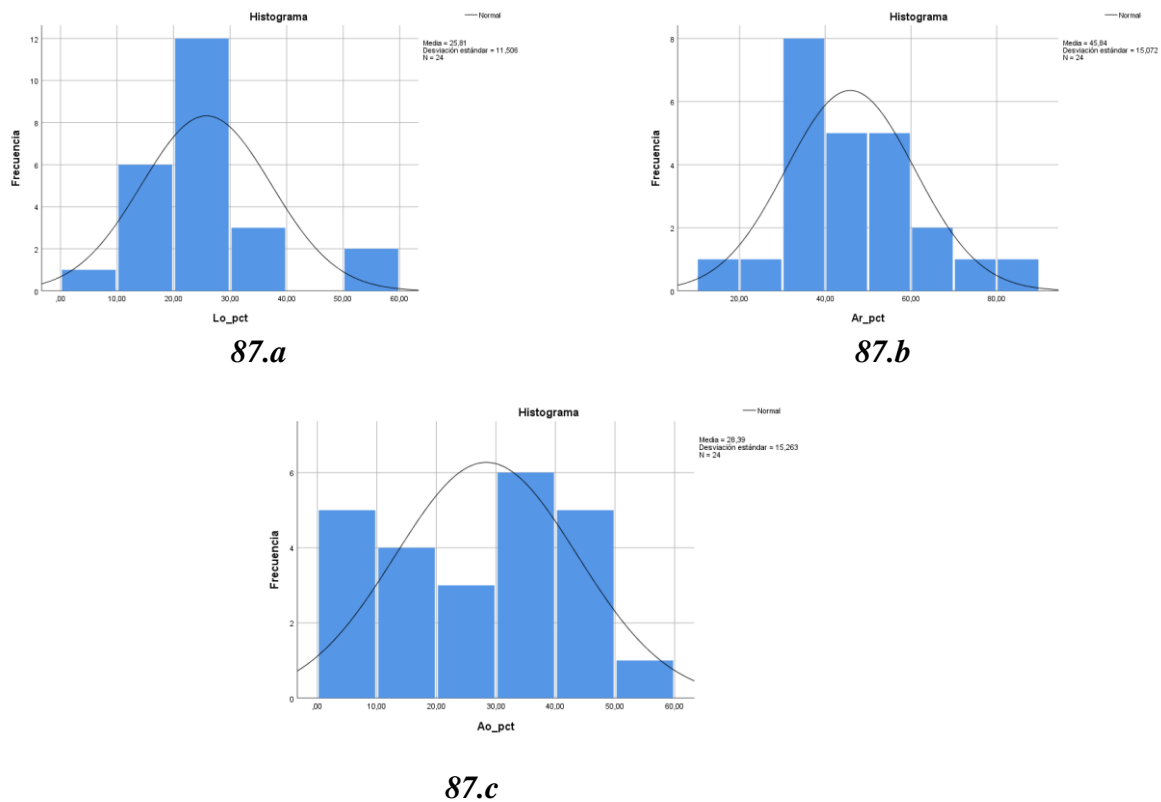


Figura 87. Histogramas de la población de datos de las fracciones granulométricas.

La predominancia de las clases texturales Franco arcillo arenosos y Arcilloso para las muestras de suelos, en tanto existe la predominancia de texturas finas. Siendo de presencia mayoritaria la textura Franco arcillo arenosa (50%) y la textura Arcillosa (42%), y Arcillo Arenoso (8%) respecto al total de muestras de estos suelos agrícolas.

Cabe resaltar que las muestras de P030-MA/SAM1, P100-MA/SAM2, P030-3EQ/SAM1, P030-STR/SAM1, P030-IK/SAM1 tendrían una influencia de tipo coluvio aluvial, por la mayor presencia de arena, como también podría atribuírseles las diferencias de contenidos de materiales finos y gruesos a los procesos pedogenéticos de transporte y acumulación de materiales finos dependiendo el estrato al cual pertenecen. Es sabido que las arcillas predominantes en la zona de estudio distrito de Luyando característicos de suelos tropicales son la montmorillonita (Aquino et al., 2020; Oliva et al., 2021), la illita y caolinita que es una arcilla que se encuentra comúnmente en suelos tropicales (Huamani et al, 2012), siendo que la caolinita, juegan un papel crucial en la retención de nutrientes (Salvador-Adriano, 2024) por lo que las áreas con mayor contenido de caolinita presentan

una mayor riqueza de especies, lo que sugiere que estas arcillas son indicativas de suelos saludables (Zavala et al., 2018), en el distrito se encuentra una variabilidad de altitudes (Murga-Orrillo et al. 2021) por lo que la composición de arcillas varía significativamente con la altitud, afectando la fertilidad del suelo especialmente (Borkowski, 2020).

Cabe resaltar que los contenidos de arcilla en los diferentes estratos estarían influyendo mayormente en la dinámica de los metales pesados en el suelo (Porta, 1999), se puede aseverar que sucede para el caso de los suelos estudiados en el distrito de Luyando. En suelos de varias regiones de la selva, específicamente con cultivos de cacao, la montmorillonita y la caolinita son predominantes en dichos suelos, siendo estos minerales los que intervienen en la movilidad de metales como Pb y Cd. En su investigación Arévalo Gardini et al., (2016) mencionan que la capacidad de retención de metales pesados está relacionada con la textura del suelo y la composición mineralógica. Al igual Silva-Mori (2024) menciona que la presencia de arcillas, especialmente la montmorillonita, mejora la retención de metales pesados como Cd y Pb.

Muchos autores coinciden sobre la influencia de las arcillas y su composición influyen en la movilidad de los metales, algunos investigadores determinaron la influencia de la montmorillonita en la movilidad de los metales pesados; por su parte Astonitas et al. (2021) observo dicha influencia movilidad de As; Ordóñez-Araque et al. (2020) observaron en su estudio con metales Cd y Pb, también Quispe (2023). Además, Lopez y Morales, (2022) destacan que la montmorillonita y la illita, son factores clave en la movilidad de metales pesados en suelos tropicales. Madrid y Marrugo - Negrete, (2021) también sugieren que la montmorillonita y la caolinita son efectivas en este proceso de retención de metales pesados. Al igual Albújar (2023), Chira (2021) Trujillo et al. (2020) llegaron a la conclusión que la movilidad de metales, como Cd y Pb está influenciada por la textura del suelo y la composición de arcillas.

Hui et al. (2023), İnan y Hiçsönmez (2022), Otcovská et al. (2021), Ducasse et al. (2020), Chen et al. (2020), Adjoumani et al. (2019), Fauziah et al. (2018), Durrant et al. (2018) aseveran que la montmorillonita puede ser más efectiva en la retención de metales pesados, en comparación con la caolinita y la illita.

En su investigación Li et al. (2020) estudiaron la caolinización de minerales de arcilla de tipo 2:1, destacando que la transformación de montmorillonita a caolinita puede afectar la movilidad de metales pesados en suelos tropicales; siendo que la caolinita, al tener menor capacidad de retención de metales, podría aumentar la biodisponibilidad de metales como As y Hg. Zhang et al. (2024), Wang et al. (2020), Katz et al. (2018), Al-Jaberi (2017) aseveran que la composición mineral (montmorillonita y la illita) puede influir en la movilidad (biodisponibilidad) de metales pesados en suelos contaminados.

González-Flores et al. (2017) en su investigación concluyeron que la presencia de arcillas, especialmente la montmorillonita, aumenta la capacidad de retención de metales pesados, lo que es aplicable a suelos de selva tropical.

Almagro et al. (2015) en los resultados de su investigación indican que la illita y la caolinita pueden influir en la movilidad de metales como As en suelos contaminados, lo que es relevante para suelos tropicales. Estos estudios en su mayoría destacan la importancia de las características mineralógicas de las arcillas en la movilidad de metales pesados en suelos. Enfatizando que la montmorillonita, la illita y la caolinita son los tipos de arcillas más relevantes en este contexto, afectando la retención y biodisponibilidad de metales pesados.

Ma (2024) asevera que la formación de hidróxidos metálicos a partir de cationes de illita puede influir en la retención de metales como Cu y Pb en suelos contaminados. Nhon et al. (2023) determinaron que la illita y la montmorillonita, puede influir en la movilidad de metales como Zn y Cd en el suelo. Elamathi y Jayalekshmi (2023), encontrando que la montmorillonita tiene una mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC) en comparación con la illita y la caolinita; lo que sugiere mayor efectividad de la montmorillonita en la retención de metales pesados como Cd y Pb. Mukarrom et al. (2023) estudiaron la adsorción de iones de cobre y manganeso, encontrando que la montmorillonita y la caolinita, a través de sus grupos activos en estas arcillas mejora su capacidad de adsorción de estos metales. Zhang et al. (2021) encontraron que la illita y la montmorillonita están asociadas con la retención de metales pesados, aseverando que la composición mineral puede influir en la movilidad de metales como Pb y Zn. Zaborowska et al. (2015) manifestaron que la composición mineral del suelo, incluyendo arcillas, es crucial para la movilidad de metales como Cd.

Dathan et al. (2023) destacan que la illita puede liberar metales como Zn y Cu en condiciones específicas. Ammawy et al. (2021) mencionan que la transformación de las arcillas illita y la montmorillonita puede influir en la movilidad de metales como Pb y Cd. Gang y Jung (2021) investigan las características de hinchamiento de minerales de arcilla, encontrando que la montmorillonita tiene un mayor potencial de hinchamiento en comparación con la illita y la caolinita. Mužíková (2024) encontraron que la montmorillonita y la illita tienen respuestas únicas al estrés mecánico, aseverando que esto influiría en la estabilidad de los suelos contaminados y en la movilidad de metales pesados. Huang et al. (2021) investigaron cómo los minerales de arcilla afectan la toxicidad del cadmio en suelos, encontrando que la montmorillonita y la caolinita pueden modificar la actividad enzimática del suelo. Esto sugiere que la presencia de estas arcillas puede influir en la biodisponibilidad de metales pesados. Acorde a estas investigaciones se comprende que la montmorillonita, en particular, se muestra como un mineral clave en la retención de metales pesados, mientras que la illita y la caolinita tienen un impacto variable dependiendo de las condiciones del suelo.

Por otra parte, algunas características como el pH afectan la movilidad de los metales pesados en los suelos, Mizerna y Król (2023) recalcaron que la movilidad de metales pesados en suelos arcillosos puede verse afectada por el pH y la composición mineralógica. Liu et al. (2015) manifestaron que el pH puede influir en la movilidad de metales como Cu y Pb.

De acuerdo con los resultados la mayoría de los suelos agrícolas en estudio presenta pH ácido, siendo esto favorable para la movilidad de algunos metales, como Cd, Co y Cr, tienden a disolverse, también cuando el pH es bajo, el plomo se muestra en forma de iones libres, lo que aumenta su biodisponibilidad. Para el caso de las muestras que presentan pH mayores y/o cercanos a pH 7, los iones de los metales como el Zn y Cd se desprenden de sus compuestos. Rendana et al. (2021) indicaron que la profundidad y la composición de las arcillas pueden afectar la movilidad de metales como Zn y Cu.

Li et al. (2021) con su estudio revelaron que las partículas de arcilla tienen interacciones físicas y químicas fuertes con los iones de metales pesados, destacando la importancia de la montmorillonita y la caolinita en la retención de metales como Zn. Yitagesu (2019) menciona que la distribución granulométrica del suelo (tamaño de

partículas) y la capacidad de intercambio catiónico, influyen en la concentración de metales pesados. Angelaki et al. (2022), aseveraron que la textura del suelo y el tipo de arcilla son factores clave en la movilidad de metales pesados, como el Cu. Como también Shi et al. (2022) aseveran que la interacción entre metales pesados y arcillas puede influir en su movilidad en suelos contaminados. Zhou et al. (2019) encontraron que el contenido de arcilla tiene una valoración positiva significativa con la movilidad de metales pesados, lo que indica que las arcillas pueden influir en la disponibilidad de metales como Cd y Pb. Illera et al. (2004) encontraron plomo en los bordes de la caolinita, una arcilla común en los suelos tropicales.

Zhang et al. (2021) estudian el transporte de cadmio y plomo asociado a coloides en suelos arcillosos; sugiriendo que la movilidad de metales pesados en suelos puede ser facilitada por la interacción con coloides. Liao et al. (2020) mencionaron que las características de las arcillas pueden influir en la disponibilidad de metales como As y Hg. Haddad (2024) con su investigación destacan que la composición del suelo, incluyendo la textura y el tipo de arcilla, afecta la movilidad de metales pesados, lo que es relevante para suelos de selva. He et al. (2020) analizan la adsorción de metales pesados en suelos de áreas de karst. Se concluye que la composición mineral, incluyendo arcillas, afecta la capacidad de adsorción de metales pesados, lo que es aplicable a suelos de selva donde se pueden encontrar minerales similares. Zhang et al. (2022) concluyo que la bioaccesibilidad, toxicidad y movilidad de metales pesados están influenciadas por el pH del suelo, la composición de sales solubles y la materia orgánica, lo que es relevante para suelos de selva. Wang et al. (2017) concluyeron que la textura del suelo, especialmente la fracción de arcilla influye en la movilidad de metales pesados en suelos tropicales.

Se enfatiza la importancia de las características mineralógicas de las arcillas en la movilidad de metales pesados en suelos tropicales, particularmente en la zona de estudio, conociendo que las arcillas montmorillonita, la illita y la caolinita son los tipos de arcillas más relevantes en ámbito de estudio, ya que influyen en la retención y biodisponibilidad de los metales pesados.

6.3.10 Análisis estadístico entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

Correlaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo agrícola.

En el Cuadro 60, se muestran los coeficientes de correlación entre los contenidos de metales pesados y propiedades fisicoquímicas del suelo agrícola donde, las correlaciones para los metales (As, Cu, Pb, Zn, Co, Hg, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Fe) y las propiedades fisicoquímicas (%arena, %arcilla, %limo, pH, %MO, %CaCO₃, CIC) están dadas por el coeficiente de Pearson ya que las poblaciones de datos siguieron una distribución **Normal** (ver Cuadros 51 y 59) sin considerar los valores discordantes, para el caso de los metales Cd, Mo y Ti (ver Cuadro 51) las correlaciones están dadas por el coeficiente de Spearman ya que su población mostro distribución **No normal**.

Del Cuadro 60, se observa que existe correlaciones entre los contenidos de metales pesados y propiedades fisicoquímicas de los suelos, siendo las correlaciones altamente considerables con significación $P < 0,01$ como sigue: las correlaciones; del par CaCO₃-Mo ($r=0,956$) siendo positiva muy fuerte; el par CIC-pH ($r=0,483$) siendo positiva media; el par CIC-Lo ($r=-0,522$) siendo negativa media; el par CIC-Hg ($r=-0,580$) siendo negativa media.

También se observó correlaciones medias con significación $P < 0,05$ como sigue: para los pares %Ao-Hg ($r=-0,447$); %Ao-Ti ($r=-0,464$); %Ar-Co ($r=0,441$); %Ar-Cr ($r=0,481$); %Ar-Fe ($r=0,545$); %Ar-%Ao ($r=-0,711$); %Lo-Cu ($r=-0,404$); %Lo-Hg ($r=0,404$); pH-Cu ($r=0,501$); pH-Cr ($r=0,406$); pH-Sr ($r=0,454$); %MO-Cd ($r=0,405$); %MO-Ni ($r=0,466$) y CIC-Co ($r=0,466$), para la mayoría de pares son considerados en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda, salvo el par %Ar-Ao% está más cercana a una correlación negativa considerable. Respecto a las correlaciones entre los metales observadas en el Cuadro 60, se puede mencionar que siguen una secuencia similar a la mostrada en el Cuadro 52.

Además del Cuadro 60, se observan altas correlaciones de los metales, mostrando una elevada significación respecto a $P < 0,01$; se resalta que el Cadmio muestra mayor

número de correlaciones con seis metales como son los pares Cd-Cu ($r=0,538$); Pb-Cd ($r=-0,649$); Zn-Cd ($r=0,630$); Mo-Cd ($r=0,645$); Ni-Cd ($r=0,572$) y Mn-Cd ($r=0,693$); son considerados en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda. Respecto a los demás pares como Mo-As ($r=0,761$) y, Mn-Zn ($r=0,726$); correlación positiva considerables; y para los pares Mo-Cu ($r=0,468$); Ni-Cu ($r=0,533$); Ni-Mo ($r=0,639$); Mn-Cu ($r=0,633$); Ti-Cr ($r=-0,583$) y Fe-Ti($r=0,616$) cuyas correlaciones se encuentran en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda para los pares.

Y correlaciones de elementos de considerable significación respecto a $P<0,05$ para los pares de elementos Cd-As ($r=0,414$); Pb-Cu ($r=-0,489$); Zn-Cu ($r=0,414$); Co-Zn ($r=0,501$); Hg-Cu ($r=-0,428$); Mo-Co ($r=-0,467$); Ni-As ($r=0,412$); Sr-Cd ($r=-0,435$); Mn-Co ($r=0,413$); Mn-Pb ($r=-0,483$); Zr-As ($r=-0,501$); Zr-Mo ($r=-0,469$); Ti-Mo ($r=-0,449$) todas las correlaciones observadas se encuentran en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda para los pares.

Concluyendo también que las correlaciones significativas estarían indicando competencia entre metales para ocupar posiciones de cambio en las partículas coloidales del suelo (Saldaña, 2020; Mico, 2005, Estévez et al.,1998). Confirmándose así respecto a los coeficientes de correlación significativas que existe una alta variabilidad entre los metales y las propiedades fisicoquímicas en los suelos agrícolas en el distrito de Luyando.

Por otra parte, se puede mencionar que la **materia orgánica** presenta correlación solo con el Cd, Ni y CaCO_3 , y no se observan correlación con los demás metales pesados ni propiedades fisicoquímicas, por lo dicho se puede aducir que la presencia de los demás metales pesados podría darse a razón del afloramiento lítico (natural) presentes en el área de estudio debido a la meteorización, y/o por aportes antropogénicos.

Para las características coloidales de la **MO** y la **Arcilla** las correlaciones significativas de las propiedades fisicoquímicas con los metales mostrarían competencia entre los metales para ocupar las posiciones de cambio (Saldaña, 2020; Mico, 2005, Estévez et al.,1998); entre los metales con mayor afinidad a los coloides del suelo en gran proporción quedarían adsorbidos a las partículas coloidales persistiendo en sus formas móviles.

Respecto a las correlaciones entre los **metales y la materia orgánica**, especialmente con el Cadmio y el Níquel, se podría aseverar que existe una influencia directa de la materia orgánica, que además está fuertemente relacionada con los Carbonatos (CaCO_3), esta influencia de la materia orgánica sobre los metales se posiblemente debido a los contenidos medios de carbonatos en ambos estratos de los suelos agrícolas estudiados. Al existir correlaciones de la Arcilla con los metales Co, Cr, siendo la arcilla uno de los coloides principales del suelo, nos llevan a suponer que existe adsorción de los metales, además de la cierta influencia del limo por su alta correlación negativa con la arcilla.

Por otra parte, de la correlación del **Cromo con el pH y la arcilla**, al saber que las formas de Cr presentes en el suelo dependen principalmente del pH y del potencial redox (Boluda, 1988). Siendo el caso de los suelos en estudios que los valores de pH bajos (ácidos) nos llevan a intuir que existen formas de Cr de alta movilidad ósea en formas solubles, asociados mayormente a los minerales solubles de origen litológico (naturales); sabiendo que los suelos se encuentran en zona de selva tropical, el Cr(VI) el Cr(III) en el ambiente proceden de fuentes antropogénicas y geogénicas, a la vez la oxidación del Cr ha generado mayor la atención por ser la tercera fuente de Cr(VI) (Yang et al., 2020). Por parte de las fuentes antropogénicas, el Cr (III) se incorpora al ambiente a través de la emisión directa junto con el Cr(VI) antropogénico (Xia Xian et al., 2021) y como producto del tratamiento de solidificación/estabilización de los contaminantes de Cr(VI) (Coetzee et al., 2020).

Los valores de pH obtenidos en el área de estudios son característicos de suelos ácidos en su mayoría, con una media de $\text{pH}=5,72$ se podría aducir que estos valores se dan a razón de las elevadas precipitaciones en la zona, contribuyendo con los procesos pedogenéticos intensos de alteración química, como también del lavado de bases en las partes altas de la cuenca, otra razón sería el tipo de material predominante según su litología (May, 2015).

Con respecto a las correlaciones del pH con el Cobre y Estroncio; estudios recientes han demostrado que la interacción entre el pH y la materia orgánica puede influir significativamente en la capacidad del suelo para retener metales pesados, lo que a su vez afecta la salud de los ecosistemas y la seguridad alimentaria (León et al., 2023); también

se puede aducir que su movilidad está condicionada con la variación del pH ya que influye en la formación de complejos estables con metales como el Cu, Pb y otros metales (Kerschner et al. 2021), sabiendo que al existir correlación baja entre el contenido de Cu y la materia orgánica; se podría afirmar que se formarían complejos orgánicos estables (organolépticos), al igual que el pH, la MO influye en la formación de complejos estables con metales pesados Brizzi et al., (2018); Lagunas-Simón et al. (2022), afectado su disponibilidad en el suelo (Sánchez-Rosales et al., 2018). Un pH más bajo puede aumentar la solubilidad de ciertos metales, lo que a su vez puede aumentar su movilidad (Bravo et al., 2019; Fernández, 2021). Además, existe correlación media negativa del cobre con el contenido de Limo que también influye en la movilidad del metal.

Respecto a la correlación de la **CIC con metales como el Cobalto y Mercurio**, donde sus coeficientes de correlación presentan valores medios, con respecto a los otros metales no se observan correlaciones altamente significativas, lo que mostraría que las concentraciones de estos metales en el suelo podrían estar reguladas por los procesos de intercambio catiónico (Micó Llopis, 2005). Un suelo con una alta CIC puede retener más cationes, lo que puede resultar en una menor movilidad de metales pesados, mientras que un suelo con baja CIC puede permitir que estos metales se desplacen más fácilmente a través del perfil del suelo y potencialmente se acumulen en cuerpos de agua o en la cadena alimentaria (Trujillo et al., 2020) para nuestro caso al ser suelos agrícolas es necesario realizar una investigación más exhaustiva. Por ejemplo, suelos con un alto contenido de arcilla y materia orgánica tienden a tener una mayor CIC, lo que les permite retener más cationes y, por ende, reducir la movilidad de metales pesados (Martinez-Robaina et al., 2021; Macias et al., 2020) como el Co y el Hg (Novais et al., 2019; Madrid y Marrugo - Negrete, 2021), Investigaciones específicas sobre el mercurio han mostrado que su movilidad en suelos está relacionada con la CIC y el contenido de materia orgánica. Por ejemplo, el mercurio tiende a formar complejos con la materia orgánica, lo que puede reducir su movilidad y disponibilidad para las plantas (Florida et al., 2019). En suelos con baja CIC, el mercurio puede ser más móvil y, por lo tanto, más susceptible a la bioacumulación en organismos (Contreras-Santos, 2023). En el caso del cobalto, su comportamiento en el suelo también está influenciado por la CIC, ya que su movilidad se ve afectada por la capacidad del suelo para retener cationes (Gaviria y Angel-Amaya, 2020). El pH del suelo también juega un papel crucial en la CIC y en la movilidad de

metales pesados. Un pH más bajo puede aumentar la solubilidad de ciertos metales, lo que a su vez puede aumentar su movilidad (Rivera y Lázaro, 2022; García et al., 2019). Por otro lado, el encalado de suelos ácidos puede incrementar la CIC y mejorar la retención de metales pesados, lo que reduce su biodisponibilidad (Sadeghian y Marín, 2020).

Por otro lado, respecto a la correlación media negativa ($P < 0.01$) entre la **CIC** y el **limo** ($r = -0.522$); nos indica claramente la poca influencia que tendría el limo sobre la CIC, debiéndose corroborar al realizar la recta de regresión al incluir el limo, y cerciorarnos si mejora o no la varianza explicada, tal como lo corrobora Mico, (2005) en su investigación. Al igual que las correlaciones entre el **Limo y metales Cobre y Mercurio**, no tendría influencia sobre la movilidad de estos metales. Concluyendo la CIC es un factor determinante en la movilidad de metales pesados en el suelo; su influencia se manifiesta a través de la textura del suelo, el contenido de materia orgánica y el pH; realizar la gestión adecuada de estos factores puede ayudar a mitigar la contaminación por metales pesados y mejorar la salud del suelo.

Las correlaciones medias negativas de la **Arena con metales mercurio y titanio**, con respecto a la influencia de la arena en la movilidad de los metales pesados, el contenido en arena no es relevante o de poca importancia en el proceso de adsorción, aun teniendo considerables contenidos de arena en la mayoría de los suelos, pero más bien estos contenidos altos de arena, favorecerían la movilidad a través del perfil del suelo; debido a procesos pedogenéticos como de transporte o traslocación. La arena, al tener una menor capacidad de retención de agua y nutrientes en comparación con los suelos arcillosos, puede facilitar la lixiviación de metales pesados, lo que aumenta su movilidad y potencial de contaminación en aguas subterráneas y ecosistemas adyacentes Rivera y Lázaro, (2022); Ojeda, (2021). La movilidad del mercurio en suelos arenosos es mayor debido a la baja capacidad de intercambio catiónico (CIC) de estos suelos, lo que significa que hay menos sitios disponibles para que el mercurio se adsorba y se retenga (Rivera y Lázaro, 2022). En suelos con alto contenido de arena, el mercurio puede ser transportado más fácilmente a través del perfil del suelo, aumentando el riesgo de contaminación de cuerpos de agua cercanos (Ojeda, 2021). Además, la interacción del mercurio con la materia orgánica puede ser limitada en suelos arenosos, lo que contribuye a su mayor

movilidad (Guzmán et al., 2020). Por otro lado, el titanio, aunque menos tóxico que el mercurio, también presenta preocupaciones ambientales; su movilidad en suelos arenosos puede estar relacionada con su forma química y su interacción con otros componentes del suelo; en suelos con alta proporción de arena, el titanio tiende a ser menos retenido, lo que puede llevar a su dispersión en el medio ambiente (Bravo et al., 2019). Investigaciones han demostrado que la textura del suelo influye en la forma en que el titanio se adsorbe a las partículas del suelo, afectando su disponibilidad para las plantas y su potencial de bioacumulación (Pérez et al., 2021). En conclusión, la textura arenosa del suelo tiene un impacto significativo en la movilidad de metales pesados como el mercurio. La baja capacidad de retención de estos suelos facilita la lixiviación y dispersión de estos metales, aumentando el riesgo de contaminación ambiental, debiéndose considerarse para el caso de las muestras de suelos en estudio, por presentarse algunas muestras con textura franco arcillosas y franco arenosas, para el caso de las muestras con textura arcillosas la movilidad sería menor con respecto a los metales estudiados.

Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas

Se identificaron los componentes principales entre los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas, además el porcentaje de varianza que explica cada componente; los componentes que muestren la mayor varianza en los suelos agrícolas de estudio. En el Cuadro 61. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas de los suelos agrícolas, observándose cinco componentes identificados con su correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Cuadro 53. Correlaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo agrícola.

Variable		As	Cu		Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe	Ao (%)	Ar (%)	Lo (%)	pH	MO (%)	CaCO ₃ (%)	CIC (cm ^l +/-kg)	
As	r	1																								
	p																									
Cu	r	0,305	1																							
	p	0,148																								
Cd	r	0,414*	0,538*		1																					
	p	0,044	0,007																							
Pb	r	-0,166	-0,489*		-0,649**	1																				
	p	0,437	0,015		0,001																					
Zn	r	-0,212	0,414*		0,630**	-0,359	1																			
	p	0,321	0,044		0,001	0,085																				
Co	r	-0,388	0,061		-0,102	0,224	0,501*	1																		
	p	0,061	0,777		0,634	0,292	0,013																			
Hg	r	0,029	-0,428*		0,177	-0,077	-0,108	-0,332	1																	
	p	0,893	0,037		0,407	0,722	0,617	0,113																		
Mo	r	0,761**	0,549*		0,645**	-0,400	0,031	-0,467*	0,079	1																
	p	0,000	0,005		0,001	0,053	0,886	0,021	0,715																	
Ni	r	0,412*	0,533*		0,572**	-0,403	0,240	-0,016	-0,111	0,639**	1															
	p	0,045	0,007		0,004	0,051	0,258	0,941	0,605	0,001																
Cr	r	0,343	0,264		0,193	0,062	0,207	0,157	-0,086	0,243	-0,191	1														

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

	p	0,581	0,622		0,049	0,172	0,192	0,855	0,926	0,141	0,030	0,520	0,612	0,199	0,609	0,173	0,053	0,633	0,992	0,620	0,528	0,295			
CaCO ₃ (%)	r	0,057	0,008		0,362	-0,221	0,286	-0,026	0,025	0,256	0,283	0,169	-0,021	0,203	-0,095	0,350	-0,365	-0,037	0,011	0,040	-0,066	-0,139	0,956**	1	
	p	0,790	0,971		0,082	0,299	0,175	0,905	0,908	0,227	0,181	0,431	0,922	0,340	0,659	0,094	0,080	0,863	0,960	0,852	0,759	0,518	0,000		
CIC (cml+/ kg)	r	-0,308	0,262		-0,153	0,133	0,205	0,466*	-0,580**	-0,291	-0,125	0,123	0,237	0,196	0,179	0,239	-0,210	0,214	0,221	0,173	-0,522**	0,483*	-0,233	-0,211	1
	p	0,144	0,216		0,476	0,535	0,336	0,022	0,003	0,167	0,560	0,568	0,266	0,358	0,404	0,260	0,324	0,316	0,300	0,420	0,009	0,017	0,273	0,322	

*Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación.*

Del análisis de componentes principales se tiene que el 72.1% de la varianza se logran explicar a través de los cinco factores (C1, C2, C3, C4, C5). El primer componente (C1) explica el 21.8% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de los metales Mo, Cd, Ni, As Cu, CaCO₃ y %MO, siendo los 4 primeros metales de mayor carga, estos metales pesados relacionados principalmente al origen natural, respecto a que se incluyen los carbonatos y la materia orgánica siendo las variables principales que tienen influencia positiva en este componente, mostrando mayor carga la materia orgánica.

El segundo componente (C2) explica el 17.9% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Mn, Co, Zn, Cu, Cr y Ba mostrando mayor carga los 4 primeros metales, observando una nueva participación del cobre, mientras que el cromo y bario presentan menor coeficiente de carga; se incluyen las variables CIC, pH y arcilla como principales que tienen influencia positiva en este componente, mostrando mayor carga la CIC.

El tercer componente (C3) explica el 13.1% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Hg, Ti, Zn, Cd, Cr y Fe con mayor coeficiente de carga, para el Cr y Fe con menor coeficiente de carga en este componente; observando una participación nuevamente del Zn en este componente, también se incluyen las variables Arcilla, CaCO₃ y Materia orgánica como variables principales con influencia positiva en este componente, mostrando mayor carga el contenido de Arcilla.

El cuarto componente (C4) explica el 10.8% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Cr con mayor coeficiente de carga en este componente, con participación en el componente 2 y 3, en cuanto a los metales As y Sr con menores coeficientes de carga en este componente, también se incluyen las variables pH y arcilla como variables principales con influencia positiva en este componente, mostrando mayor carga el pH,

Por último, el quinto componente (C5) explica el 8.4% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Bario con mayor coeficiente de carga y el Sr con menor coeficiente de carga en este componente, también se incluyen las variables CaCO₃ y materia orgánica como variables principales con influencia positiva en este componente, mostrando mayor carga el CaCO₃.

Cuadro 54. ACP de los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas.

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Mo_ppm	0,910	-0,030	-0,053	0,274	0,092
Cd_ppm	0,773	0,258	0,315	-0,075	-0,337
Ni_ppm	0,760	0,194	0,010	-0,232	0,039
As_ppm	0,689	-0,195	0,058	0,493	0,033
Ti_ppm	-0,662	0,210	0,481	0,021	-0,306
Pb_ppm	-0,603	-0,199	0,005	0,221	0,235
Fe_ppm	-0,528	0,299	0,305	0,189	0,254
Mn_ppm	0,037	0,699	0,106	-0,174	-0,184
Lo_pct	-0,089	-0,698	0,250	-0,080	-0,222
Co_ppm	-0,446	0,690	0,239	-0,150	-0,139
Zn_ppm	0,169	0,678	0,349	-0,212	-0,353
CIC_cml/kg	-0,358	0,624	-0,373	0,139	-0,058
Cu_ppm	0,572	0,586	-0,310	0,200	-0,232
pH	-0,075	0,499	-0,390	0,452	-0,138
Ao_pct	0,190	0,108	-0,806	-0,315	-0,021
Ar_pct	-0,120	0,421	0,623	0,385	0,194
Hg_ppm	0,055	-0,530	0,597	0,034	-0,066
Cr_ppm	0,092	0,406	0,315	0,679	0,137
Zr_ppm	-0,424	0,126	-0,151	-0,533	-0,217
CaCO ₃ _pct	0,399	0,233	0,335	-0,408	0,565
Ba_ppm	-0,261	0,334	-0,071	-0,411	0,560
Sr_ppm	-0,229	0,148	-0,442	0,392	0,542
MO_pct	0,494	0,256	0,342	-0,426	0,517
Autovalor	5,021	4,113	3,017	2,495	1,943
Varianza explicada	21,8	17,9	13,1	10,8	8,4

Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

Se puede observar en la Figura 88 se presenta el Dendograma resultado del análisis clúster de los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas en los

suelos agrícolas. En donde se observa la conformación de 4 clústers, siendo para el primer Cluster según análisis del Clúster de pertenencia; una asociación primigenia del As, Cu, Cd, Zn, Mo, Ni, %MO y CaCO₃, observando que las variables características físicas químicas del suelo guardan relación con la capacidad de adsorción de este. En el segundo cluster se observa que esta se conforma por la variable Arcilla y los metales Pb, Co, Cr, Mn, Ti y Fe, siendo la arcilla una característica relacionada con la alta capacidad de adsorción. Para el tercer clúster se conforma por el contenido de mercurio y la variable Limo variables que se relaciona con una baja capacidad de absorción. Por último, el cuarto Clúster distinguiendo al Zr, Sr y Ba relacionados con las variables CIC, relacionadas con la alta capacidad de absorción, la variable %Arena con capacidad media de adsorción, y con la variable pH relacionada con la capacidad de movilidad de metales formando clústers independientes, con la conformación de pH y CIC, que indistintamente, pueden ser incluidos dentro de un grupo que se constituiría como el denominado factor antropogénico. El pH y la arena conforman un grupo de variables relacionadas, ya que si hay disminución del pH esta ejerce influencia en la desorción y la presencia de formas móviles de los metales, por otra parte, los altos contenidos de arena favorecen la movilidad de metales pesados, ya que la capacidad de intercambio de la arena es nula

Cabe resaltar que para los 4 clústers se considera que los metales están relacionados a razón de su origen principalmente natural (litogénico), los metales estarían también relacionados al aporte antrópico en términos generales para As, Cu, Cd, Zn, Mo, Ni, Pb, Co, Cr, Mn, Ti, Fe, Sr, Zr y Ba destacando que sería mayor con respecto a As, Cu, Cd, Pb, Mn y Ba; debido a que los suelos muestreados pertenecen a áreas de uso agrícola de cultivos importantes como cacao, café, plátano, cítricos, etc.; estos resultados del análisis cluster ayudan a corroborar lo expresado en el análisis factorial entre los metales y las variables fisicoquímicas del suelo.

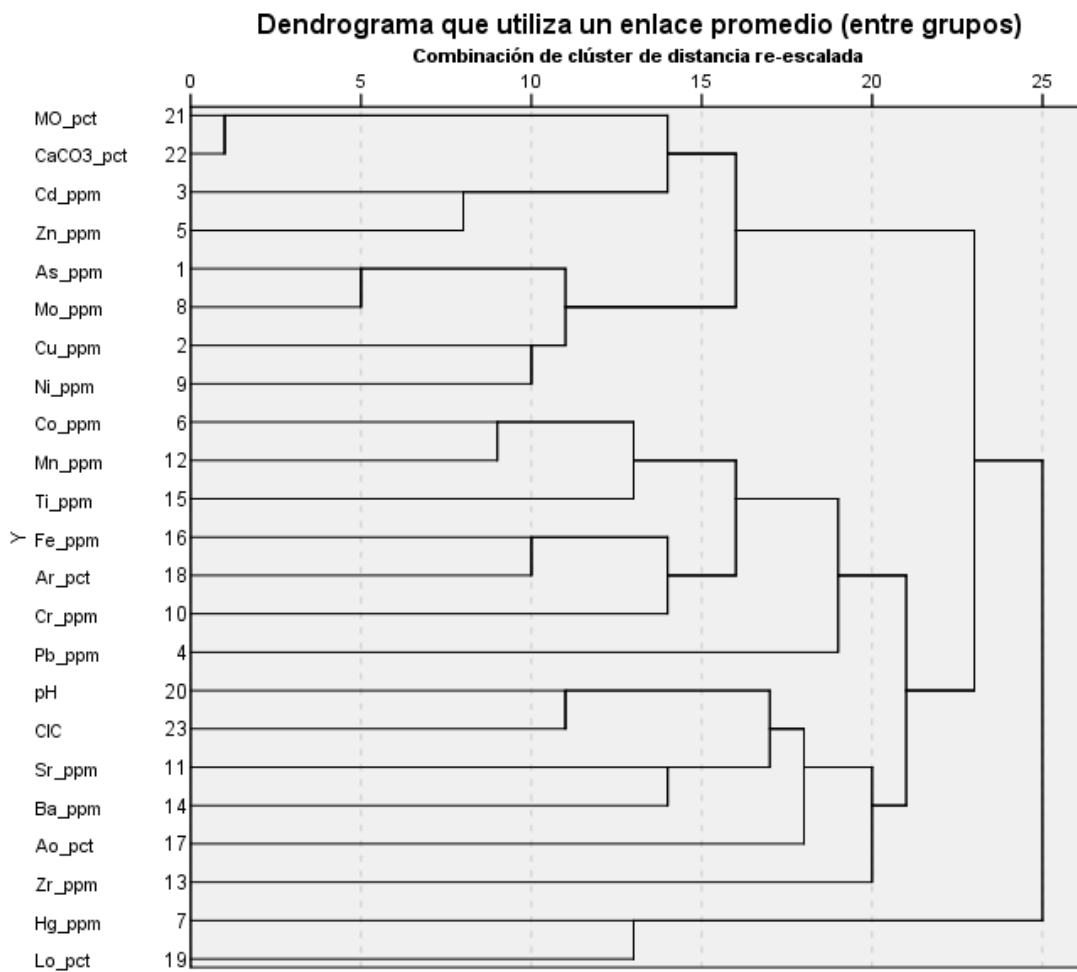


Figura 88. Dendrograma del análisis clúster de contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas en suelos agrícolas.

6.3.11. Determinación de valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.

Rectas de regresión lineal para los metales pesados.

Para determinar los valores de referencia de los metales pesados en los suelos agrícolas del Distrito de Luyando, teniendo en cuenta las características fisicoquímicas de estos suelos, se utilizó el método de las ecuaciones lineales (Segura-Carmona 2024; Zevallos et al., 2024; Albuja et al., 2023; Muñoz 2022; Gonzales, 2022; Castro-Hinostroza, 2024; Soto et al. 2020; Saldaña, 2020, Mico, 2005 e IHOBE, 1998 etc.), siendo un método ampliamente utilizado para dicho fin a nivel internacional, esta metodología consistente en el establecimiento de fórmulas en las cuales se relacionan las propiedades y/o características fisicoquímicas del suelo que ejerzan efectos en la

dinámica (movilidad) de los metales pesados en los suelos de estudio, considerándose como las principales características, a las que intervengan altamente en la capacidad de absorción y/o movilidad de los metales en el suelo como la materia orgánica, la CIC, el contenido de arcilla, el contenido en carbonatos, el pH, y óxidos de hierro entre los principales, a nivel de muchos estudios de suelos los más estudiados y principales en la determinación de ecuaciones lineales siempre han sido el %MO, la CIC, el contenido de arcilla (%Ar) y el contenido en carbonatos (CaCO_3) y el pH.

En muchas investigaciones internacionales como las realizadas en España (como en País Vasco) y Holanda; solo han considerado el contenido de materia orgánica (%MO) y el contenido de Arcilla (%Arc) como variables importantes para establecer las rectas de regresión (Saldaña, 2020; Mico, 2005; IHOBE, 1998). Otros investigadores incluyeron en sus ecuaciones lineales el contenido de carbonatos (CaCO_3) y/o los óxidos de hierro como Vásquez, (2002) estableció para la comunidad de Madrid, sumándolos al %MO y el %Arc; por tanto, claro está, que las variables que se consideren en las ecuaciones lineales variarían en función a las condiciones ambientales de cada ámbito geográfico de estudio, rescatando lo mencionado por Kabata, (2001); Houba et al., (1996); Recatalá et al., (2001). Por su parte Mico, (2005), en la Comunidad de Valencia realizó un estudio en suelos agrícolas donde considero, en función a su importancia en suelos del ambiente Mediterráneo, considero a los carbonatos junto al contenido de arcilla y materia orgánica en su ecuación lineal.

Por lo tanto en esta investigación con el objetivo de conocer que propiedades fisicoquímicas del suelo tienen influencia en las concentraciones totales de los metales pesados en los suelos agrícolas del distrito de Luyando, se aplicaron rectas de regresión lineal teniendo en cuenta los coeficientes de regresión (R) y coeficiente de determinación (R^2); con lo cual se muestran que las propiedades fisicoquímicas del suelo, explican el comportamiento de los metales pesados debido a su grado de correlación.

Se han considerado todas las variables en el análisis tanto las que mostraron distribución normal como aquellas que no alcanzaron una distribución normal que se han logrado su transformación logarítmica hasta alcanzar la normalidad, siendo los metales Arsénico (Log As), Cadmio (Log Cd), Plomo (Log Pb), Molibdeno (Log Mo), Cromo (Log Cr), Manganeso (Log Mn), y Titanio (Log Ti).

Los parámetros fisicoquímicos con mayor participación en las rectas de regresión lineal son la arcilla (Arc%), Materia orgánica (%), el pH, CIC (cml+/kg) y Carbonatos (%) en orden decreciente. Se puede observar en el cuadro 62; que el contenido de M.O. nos permite explicar los contenidos de Cobre, Cadmio y Níquel debido a su predominancia y su importancia en la dinámica de estos metales pesados (Micó Llopis, 2005); además de presentar una correlación positiva ($r=0.956$) altamente significativa ($P<0,01$) con los contenidos de Carbonatos que influyen en la dinámica de algunos metales pesados en el suelo (Ruiz Olortino, 2016; Mosquera Lenti, 2017). Siendo que los Carbonatos intervienen en las ecuaciones de los contenidos de cobre y Hierro, que muestran una correlación considerable.

Cuadro 55. Rectas de regresión lineal múltiple entre los contenidos totales de metales y diferentes propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas.

Metal	Recta de regresión	R	R ²
Cobre	$Cu = -7,22 + 3,85 (MO\%) - 1,65 (CaCO_3\%) + 2,84 (pH)$	0,73	0,6
Cadmio	$Cd = -0,68 + 0,10 (MO\%)$	0,405	0,164
Cobalto	$Co = 4,31 + 0,10 (Arc\%) + 0,31 (CIC)$	0,618	0,381
Mercurio	$Hg = 0,18 - 0,005 (CIC)$	0,717	0,515
Níquel	$Ni = 10,27 + 10,20 (MO\%)$	0,663	0,44
Cromo	$Co = -42,38 + 0,65 (Arc\%) + 7,61 (pH)$	0,672	0,452
Estroncio	$Sr = -33,26 + 16,29 (pH)$	0,49	0,24
Hierro	$Fe = 1,635 + 0,053 (Arc\%) + 0,353 (CaCO_3)$	0,69	0,476

Nota: en el cuadro, se observan en las rectas de regresión; la influencia de cada parámetro fisicoquímico sobre los contenidos totales de los metales pesados del suelo agrícola en estudio, además se observa los coeficientes de Regresión (R) y Determinación (R²), para cada recta acorde al modelo determinado.

Por su parte la arcilla interviene en las ecuaciones para los contenidos de Cobalto, Cromo, y Hierro con correlaciones positivas medianamente significativas ($P<0,05$). Con respecto a pH este interviene en las ecuaciones para los contenidos de cobre, cromo y estroncio; y la C.I.C. interviene en las ecuaciones para los contenidos de Cobalto y Mercurio.

De las rectas de regresión, podemos observar que el cadmio, cobalto, níquel, cromo y estroncio; muestran valores más bajos ($R^2 < 0,500$); esto nos lleva a creer que existe la posibilidad de que variables no comprendidas en estas rectas de regresión tengan mayor influencia o lleven a explicar respecto a la variabilidad de los metales pesados en estudio (Saldaña, 2020; Micó, 2005).

Niveles de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.

Como ya se mencionó el uso del método de ecuaciones lineales con el objetivo de determinar los valores de referencia específicos de los metales en estudio, considerando las propiedades fisicoquímicas específicamente, ha venido siendo utilizada en muchas investigaciones referidas a los suelos en especial se han dado en países europeos como por ejemplo España, Holanda entre otras.

Se han considerado con dicho método en primera instancia las rectas de regresión lineal simple entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo agrícola (ver Cuadro 64); específicamente aquellas predominantes y que tienen gran aporte, influyen y/o condicionan los contenidos totales de los metales pesados.

En el contexto del suelo agrícola estudiado ya que se encuentra en zona tropical con considerables contenidos de material coloidal tanto de arcilla y materia orgánica, y en su mayoría con pH que representan suelos ácidos; se consideran en las ecuaciones lineales los componentes de arcilla (Arc), materia orgánica (MO), pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Por lo que el valor de referencia se calcularía usando la ecuación siguiente:

$$VR \text{ o } NR = NF + a * Arc + b * MO + c * pH + d * CIC$$

Sabiendo que VR = representa al valor de referencia, también se simboliza como NR=nivel de referencia.

NF = nivel de fondo que coincide con la media aritmética para metales con distribución normal, y la mediana para metales con distribución no normal.

Arc = %arcilla; MO=materia orgánica, pH y CIC=capacidad de intercambio catiónico; a, b, c y d son los coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple (ver Cuadro 64). Es necesario aclarar que el valor de referencia (VR)

se calcula, para cada uno de los metales, substituyendo las variables independientes (MO, Arcilla, pH y CIC) de las ecuaciones obtenidas por un valor representativo, y resolviendo la ecuación (ver Cuadro 64). El valor representativo elegido, considerando el criterio de la metodología holandesa, será el valor medio de estas propiedades fisicoquímicas en el suelo agrícola de la zona de estudio, que son 45,84 % para arcilla; 8,39% para M.O.; 5.72 para el pH y 12,54 cml+/kg para la C.I.C.

Con respecto al valor del nivel de fondo, este se considera como constante en la ecuación del VR, según sea la distribución estadística de la población que presenten, recalcando que los coeficientes a, b, c y d son establecidos a razón de la pendiente de cada recta de regresión simple (Saldaña, 2020, IHOBE, 1998, Micó, 2005 etc.)

Del Cuadro 63, se observa que las variables fisicoquímicas muestran correlación medianamente significativa con los contenidos de metales pesados en estudio, siendo para la arcilla presenta una correlación medianamente significativa ($P < 0,01$) con los contenidos de metales cobalto, cromo y hierro, y en menor proporción con Cu, Cd, Hg, Ni y Sr.

Por su parte la Materia orgánica presentó una correlación medianamente significativa ($P < 0,01$) con los contenidos de Cadmio y Níquel; y menor proporción una correlación positiva con Cu y Cr y; negativa con Co, Hg y Sr.

Para el caso del pH, una correlación medianamente significativa ($P < 0,01$) con los contenidos de Cobre, cromo y estroncio; y en menor proporción una correlación positiva con Cd y Co; y negativa con Hg y Ni.

La CIC, muestra una correlación medianamente significativa ($P < 0,01$) con los contenidos de Cobalto y Mercurio; y menor proporción una correlación positiva con Cu, Cr y Sr y; negativa con Cd y Ni.

Cuadro 56. Rectas de regresión lineal simple entre los contenidos totales de metales y diferentes propiedades fisicoquímicas de suelos agrícolas.

Metal	Arcilla %		Materia Orgánica		pH		CIC	
	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta
Cobre	0,057	-	0,106	-	0,501*	0,81+2,06 pH	0,262	-
Cadmio	0,072	-	0,405*	-0,680+0,101 MO	0,036	-	-0,153	-
Cobalto	0,441*	4,08+0,11 Arc	-0,039	-	0,093	-	0,466*	5,43+0,31 CIC
Mercurio	0,145	-	-0,020	-	-0,338	-	-0,580**	0,14+-0,005 CIC
Níquel	0,097	-	0,445*	5,81+2,22 MO	-0,264	-	-0,125	-
Cromo	0,481*	15,04+0,63 Arc	0,138	-	0,406*	2,10+7,27 pH	0,123	-
Estroncio	0,002	-	-0,109	-	0,454*	-42,96+18,49 pH	0,237	-

*Nota. *Correlación significativa (<0,05); **Correlación significativa (<0,01).*

En acápites anteriores se mencionó que si hubieran casos de correlación estadísticas no significativas entre los contenidos de metales y las propiedades fisicoquímicas del suelo, se puede utilizar el cálculo de NR según método estadístico descriptivo con la expresión $NR = X + nDE$ (IHOBE, 1998; Mico, 2005; Brizuela y Jiménez 2012; Quiroz, 2012; Saldaña, 2020); donde "X" es igual al nivel de fondo, calculado en base su distribución estadística, "n" viene es el número de desviaciones estándar, con valor igual a 2 (al 95 % población de fondo) o 3 (99,7 % población de fondo) y "DE" la desviación estándar (IHOBE, 1998; Micó, 2005; Quiroz, 2012; Saldaña, 2020). Para los casos de los metales estudiado como Arsénico, Plomo, Zinc, Molibdeno, Manganeso, Zirconio y Bario, se realizó el cálculo de VR o NR según método estadístico descriptivo, ya que no mostraron correlación estadísticamente significativa con las propiedades fisicoquímicas evaluadas.

En el cuadro 64, se observan las ecuaciones lineales determinadas para cada metal pesados evaluado en el área de estudio y los niveles de referencia calculados a partir de ellas, habiéndose definido valores medios de suelo estándar como 45,84 % para arcilla; 8,39% para M.O.; 5.72 para el pH y 12,54 cml+/kg para la C.I.C (ver Cuadro 58).

Mico, (2005) hizo mención respecto al suelo estándar, que se considera un suelo ideal, con las propiedades medias de todos los suelos en el área de estudio. En Holanda Vegter, (1995), considero como suelo estándar con característica de un contenido del 10% en materia orgánica y 25% en contenido de arcilla.

(IHOBE, 1998) menciona para España en el País Vasco se consideró un contenido de 5% en materia orgánica, un 30% de contenido de arcilla y 50% de contenidos de los carbonatos.

Mico, (2005) menciona que el principal inconveniente en la metodología de establecer un suelo estándar es que se establece como estándar a un suelo más representativo considerando todas las medias del total de la población en el área de estudio.

Cuadro 57. Niveles de Referencia propuestos para los metales pesados estudiados en los suelos agrícolas del distrito de Luyando.

Metal	Nivel de Fondo		Ecuación Lineal*	Nivel de Referencia (ppm)
	Método	Valor (ppm)		
As	Estadístico descriptivo	9	9+2DE	16
	UCL95	11	11+2DE	18
Cu	Estadístico descriptivo	13	13+0,010 Arc + 0,46 MO + 2,17 pH + 0,043 CIC	30
	UCL95	14	14+0,010 Arc + 0,46 MO + 2,17 pH + 0,043 CIC	31
Cd	Estadístico descriptivo	2	2+0,002 Arc + 0,101 MO + 0,108 pH + 0,016 CIC	4
	UCL95	0	0,002 Arc + 0,101 MO + 0,108 pH + 0,016 CIC	2
Pb	Estadístico descriptivo	17	17+2DE	25,6
	UCL95	18	18+2DE	26,6
Zn	Estadístico descriptivo	64	64+2DE	117,4
	UCL95	73	73+2DE	126,4
Co	Estadístico descriptivo	9	9+0,092 Arc + 0,005 MO - 0,438 pH + 0,307 CIC	15
	UCL95	11	11+0,092 Arc + 0,005 MO - 0,438 pH + 0,307 CIC	17
Hg	Estadístico descriptivo	0,09	0,09+0,001 Arc -0,005 MO - 0,003 pH -0,005 CIC	0,075
	UCL95	0,12	0,12+0,001 Arc -0,005 MO - 0,003 pH -0,005 CIC	0,105
Mo	Estadístico descriptivo	4	4+2DE	8,2
	UCL95	6	6+2DE	10,2
Ni	Estadístico descriptivo	26	26+0,029 Arc + 2,050 MO - 2,093 pH + 0,118 CIC	34,04

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

	UCL95	29	$29+0,029 \text{ Arc} + 2,050 \text{ MO} - 2,093 \text{ pH} + 0,118 \text{ CIC}$	37,04
Cr	Estadístico descriptivo	50	$50+0,660 \text{ Arc} + 1,389 \text{ MO}$	92
	UCL95	54	$54+0,660 \text{ Arc} + 1,389 \text{ MO}$	96
Sr	Estadístico descriptivo	69	$69+0,025 \text{ Arc} - 0,129 \text{ MO} + 18,070 \text{ pH} + 0,145 \text{ CIC}$	174,26
	UCL95	84	$84+0,025 \text{ Arc} - 0,129 \text{ MO} + 18,070 \text{ pH} + 0,145 \text{ CIC}$	189,26
Mn	Estadístico descriptivo	500	$500+2\text{DE}$	1297
	UCL95	650	$650+2\text{DE}$	1447
Zr	Estadístico descriptivo	381	$381+2\text{DE}$	643
	UCL95	428	$428+2\text{DE}$	690
Ba	Estadístico descriptivo	219	$219+2\text{DE}$	411
	UCL95	253	$253+2\text{DE}$	445
Ti	Estadístico descriptivo	5400	$5400+2\text{DE}$	7534
	UCL95	5850	$5850+2\text{DE}$	7984
Fe	Estadístico descriptivo	30000	$30000+2\text{DE}$	50910
	UCL95	36920	$36920+2\text{DE}$	57830

Nota. *Cada Ecuación Lineal propuesta para determinar los Niveles de Referencia de los metales pesados estudiado en suelos agrícolas del distrito de Luyando considera el Nivel de Fondo (calculado por el método estadístico descriptivo y del UCL95) como constante. Para los metales As, Pb, Zn, Mo, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; se utilizó la ecuación de $NR = X + nDE$ al 95 %, para DE: Desviación estándar y X el Nivel de Fondo. El valor del UCL95 fue calculado descartando los valores discordantes.

Respecto al método utilizado, en forma simultánea se generó una segunda ecuación donde se considera como nivel de fondo los valores obtenidos a través del cálculo de UCL95. Saldaña, (2020) utilizó también valores de UCL95 en su investigación, ya que son valores que presentan mayor robustez estadística, en concordancia con la distribución de los metales pesados.

En tanto, se puede observar en el Cuadro 64, los cálculos de los niveles de referencia utilizando los valores de niveles de fondo obtenidos por métodos estadísticos descriptivos y los valores obtenidos a partir del cálculo UCL95. Por lo que se considera que la mejor propuesta de los NR son las que se obtuvieron a partir de valores del UCL95 ya que estas muestran mejor ajuste en concordancia con su distribución estadística para las concentraciones de los metales pesados en el suelo agrícola del área de estudio, además de la influencia y aporte de las propiedades fisicoquímicas de los suelos agrícolas estudiados en el distrito de Luyando. Para el caso del estudio cabe mencionar que con la metodología se supone un suelo estándar la que sería representativa poblacional y estadísticamente de las muestras del área en estudio; acorde con Mico, (2005); Saldaña, (2020). Además, muestra una dificultad al momento de realizar aproximaciones que comprendan todas las propiedades fisicoquímicas más relevantes del suelo, acorde a la correlación entre los metales pesados y la variedad de factores que intervengan en los procesos pedogenéticos. Por otra parte, es ventajosa en la determinación de los niveles de referencia específicos, para áreas en estudio con similares condiciones de uso del suelo, características geomorfológicas, geológicas u litológicas y/o similitud de concentraciones de las propiedades fisicoquímicas del suelo. En el distrito según el mapa geológico existe una variedad litológica que comprende desde Depósitos: Aluviales y fluviales, formaciones: Chonta, Vivian, Huayabamba, Grupos: Huayabamba, Oriente, Pucara, y Pluton de diorita (INGEMMET, 2023). Por lo que el método se podría aplicar realizando una estructuración geológica llegando a expresar los datos específicamente según la unidad litológica existente acorde con Brizuela y Jiménez (2012); Saldaña, (2020).

6.3.12 Determinación de Niveles de referencia de metales pesados en los suelos de bosque del distrito de Luyando, Provincia de Leoncio Prado - Huánuco.

Para determinar los niveles de referencia de metales pesados en los suelos estudiados del distrito de Luyando, en este acápite se han realizado los estudios estadísticos correspondientes para llegar a determinar los niveles de referencia para suelos de bosque (naturales) como producto final de esta etapa de la investigación, como sigue.

Análisis de los Contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque.

En este análisis se diferencian los parámetros estadísticos que caracterizan los contenidos totales de los metales pesados estudiados en áreas de muestreo considerando 2 niveles de estudio para suelos de bosque, los superficiales tomado a profundidades de entre 0-30 cm y suelos profundos mayores a los 100cm de profundidad. En el Cuadro 65 se observan los valores de los contenidos totales de los metales en estudio para los suelos de bosque.

Identificación de valores discordantes de metales pesados en suelos de bosque.

Se utilizó el método de diagrama de cajas y bigotes (boxplot) (Saldaña, 2020; Micó Llopis, 2005). Del análisis se tiene, para los metales siguientes: Cobre (Figura 89.b); Cadmio (Figura 89.c); Molibdeno (Figura 89.h) y el Titanio (Figura 89.o) no se identificaron valores discordantes. En cuanto a los demás metales se describe a continuación: Para el Arsénico (Figura 89.a) presenta un valor anómalo (Figura 89.a) proveniente de la muestra P030-3EQ/SBM1 y un valor discordante extremo siendo la muestra P100-3EQ/SBM2; ambas provienen del mismo lugar de muestreo (2 estratos). El Plomo presenta un valor anómalo (Figura 89.d) proviene de la muestra P100-MPR/SBM2 a); dos valores discordantes extremos ambos que provienen de las muestras P030-3EQ/SBM1, P100-3EQ/SBM2 siendo del mismo lugar de muestreo (2 estratos)

Cuadro 58. Contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque natural.

Muestras	Concentraciones totales (ppm)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SBM1	-	9	-	15	43	6	0,098	-	18	56	95	200	599	189	6700	35000
P030-B/SBM1	10	11	-	9	38	5	0,26	-	19	50	50	200	523	221	7100	48700
P030-MP/SBM1	-	22	-	18	54	8	0,094	2	15	43	36	400	455	340	6200	40400
P030-SMT/SBM1	7	9	-	21	43	15	0,096	-	22	55	20	800	441	247	6400	36100
P030-ASJT/SBM1	-	26	-	11	76	14	0,075	-	23	51	30	1400	277	654*	4000	31800
P030-SG/SBM1	8	12	3	26	134	9	0,131	3	39	48	1352*	1500	310	123	4300	20000
P030-MA/SBM1	8	13		20	86	3	0,118	4	20	95	181	100	371	295	4000	23100
P030-3EQ/SBM1	58*	13	2	98*	679*	9	0,229	2	42	61	416	3100*	377	214	6100	31200
P030-STR/SBM1	-	11	-	12	66	12	0,053	-	21	42	54	500	370	154	6200	36500
P030-GYO/SBM1	-	3	-	8	9	-	0,097	-	-	13*	59	-	867*	33	6300	1800*
P030-IK/SBM1	6	7	-	22	62	6	0,094	-	15	51	111	200	621	155	6900	35400
P030-MPR/SBM1	32	21	-	43	294*	5	0,186	9	56	142*	343	200	260	249	5800	41900
P100-H/SBM2	-	11	-	15	66	10	0,071	-	27	56	141	300	392	279	5800	46000
P100-B/SBM2	12	12	-	11	40	6	0,248	-	19	52	50	200	520	267	6800	49400
P100-MP/SBM2	-	20	-	25	78	8	0,108	3	22	59	55	200	335	443	5900	50500
P100-SMT/SBM2	9	7	-	15	36	15	0,114	-	23	59	19	500	389	442	6200	48100
P100-ASJT/SBM2	-	22	-	16	103	31*	0,039	-	34	50	31	1500	302	690*	5100	42700
P100-SG/SBM2	14	17	1	33	146	10	0,177	6	55	66	840*	1100	329	131	4000	25800
P100-MA/SBM2	10	15	-	22	101	4	0,138	5	22	115*	300	-	299	439	4600	28300
P100-3EQ/SBM2	80*	34	5	128*	1028*	12	0,389*	3	68	73	304	8200*	294	329	5600	46000
P100-STR/SBM2	6	12	-	12	109*	16	0,042	2	35	50	67	400	260	177	5100	44600
P100-GYO/SBM2	-	4	-	17	34	3	0,108	-	9	32	116	-	663	119	7300	7500
P100-IK/SBM2	12	16	-	33	97	12	0,08	5	159*	334*	149	100	297	225	6300	62100
P100-MPR/SBM2	37	24	-	62*	373*	5	0,318	10	64	174*	625	100	233	370	6000	55500

Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo mayor a 100 cm); SBM1 (suelo de bosque muestra superficial); SBM2 (suelo de bosque muestra profunda), (*) indica valor discordante.

El **Zinc** presenta un valor anómalo (Figura 89.e) proviene de la muestra P030-MPR/SBM; y tres valores discordantes extremos siendo las muestras P030-3EQ/SBM1, P100-3EQ/SBM2 del mismo lugar de muestreo (2 estratos) y la muestra P100-MPR/SBM2. El **Cobalto** presenta un valor anómalo (Figura 89.f), proviene de la muestra P100-ASJT/SBM2. El **Mercurio** presenta un valor anómalo (Figura 89.g) proviene de la muestra P100-3EQ/SBM2. El **Níquel** presenta un valor discordante extremo (Figura 89.i), siendo la muestra P100-IK/SBM2. El **Cromo** presenta dos valores anómalos (Figura 89.j) que provienen de las muestras P030-GYO/SBM1, P100-MA/SBM2, y tres valores discordantes extremos que provienen de las muestras P100-IK/SBM2 y las muestras P030-MPR/SBM1; P100-MPR/SBM2 que son del mismo lugar de muestreo (2 estratos). El **Estroncio** presenta un valor anómalo (Figura 89.k), proviene de la muestra P100-SG/SBM2 y un valor discordante extremo siendo la muestra P030-SG/SBM1, ambas del mismo lugar de muestreo (2 estratos). El **Manganeso** presenta un valor anómalo (Figura 89.l) proveniente de la muestra P030-3EQ/SBM1 y un valor discordante extremo siendo la muestra P100-3EQ/SBM2; ambas provienen del mismo lugar de muestreo (2 estratos). El **Zirconio** presenta un valor anómalo (Figura 89.m) proviene de la muestra P030-GYO/SBM1. El **Bario** presenta dos valores anómalos (Figura 89.n) proviene de la muestra P030-ASJT/SBM1 y P100-ASJT/SBM2; ambas provienen del mismo lugar de muestreo (2 estratos). Por último, para el Hierro presenta un valor anómalo (Figura 89.p) proviene de la P030-GYO/SBM1. A través del análisis de los diagramas de cajas y bigotes (boxplot), nos damos cuenta de que existe una gran variabilidad en la distribución espacial de los metales en los suelos de bosque en el distrito de Luyando.

Figura 89. Diagramas de cajas y bigotes de contenidos de metales pesados en suelos de bosque.

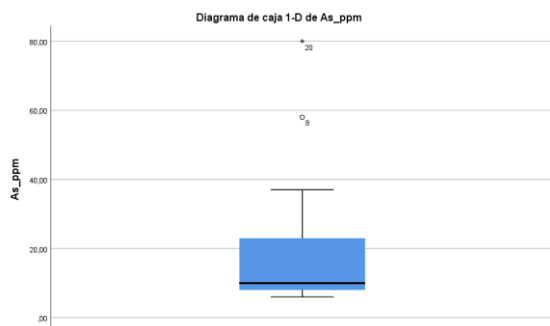


Figura 89.a). Arsénico (ppm)

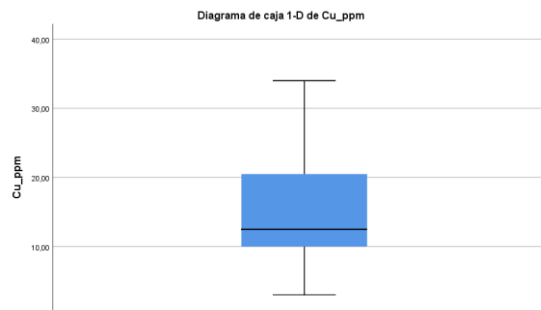


Figura 89.b). Cobre (ppm)

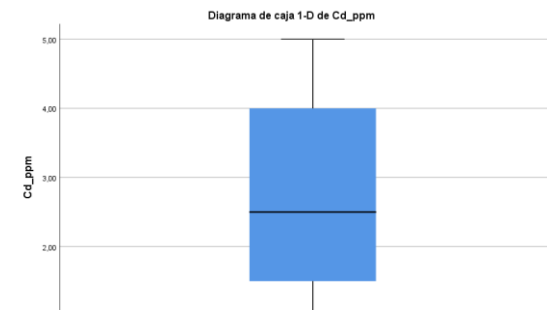


Figura 89.c). Cadmio (ppm)

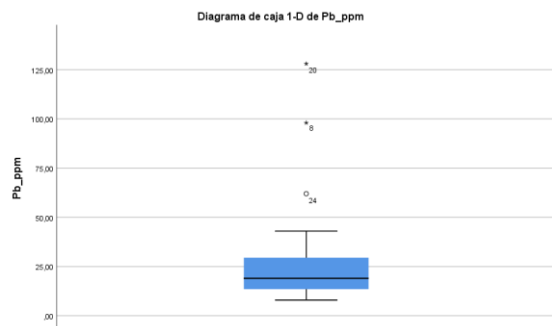


Figura 89.d). Plomo (ppm)

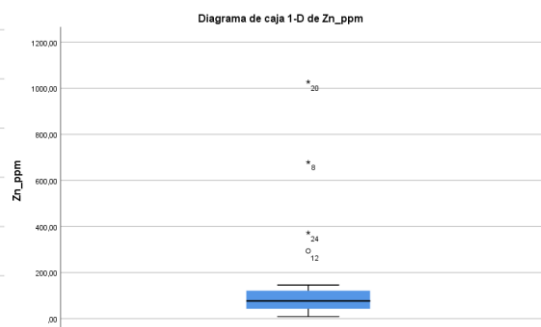


Figura 89.e). Zinc (ppm)

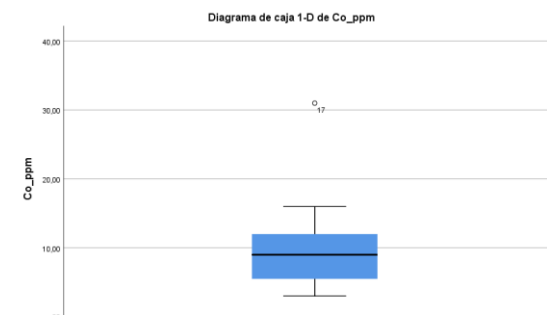


Figura 89.f). Cobalto (ppm)

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

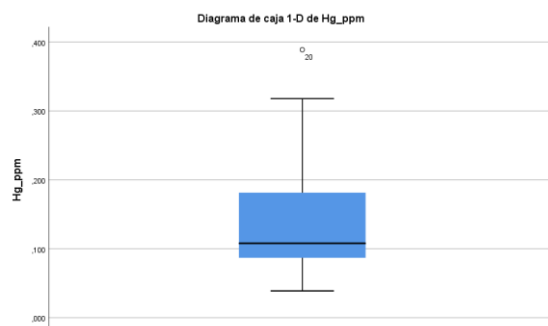


Figura 89.g). Mercurio (ppm)

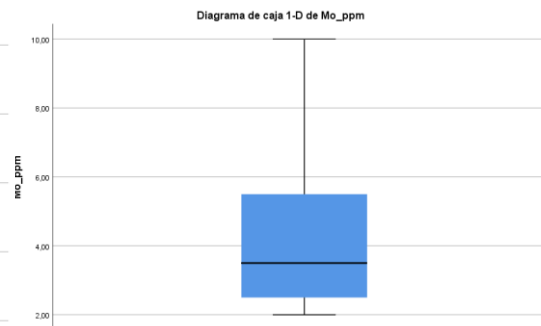


Figura 89.h). Molibdeno (ppm)

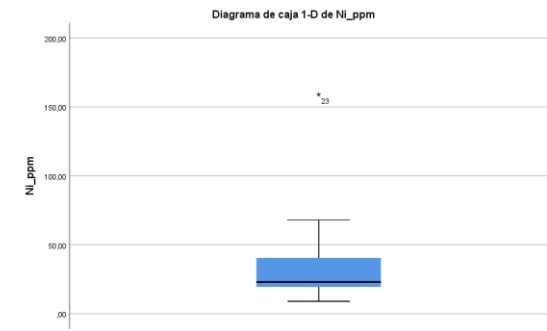


Figura 89.i). Niquel (ppm)

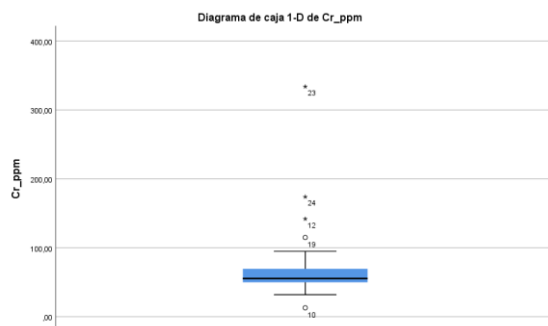


Figura 89.j). Cromo (ppm)

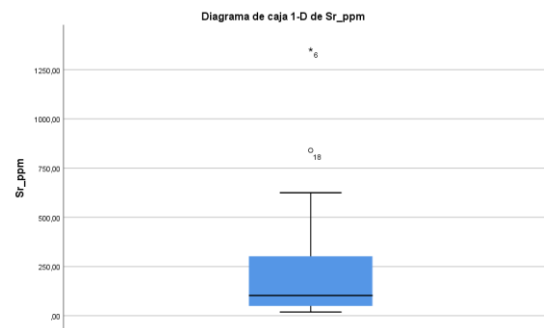


Figura 89.k). Estroncio (ppm)

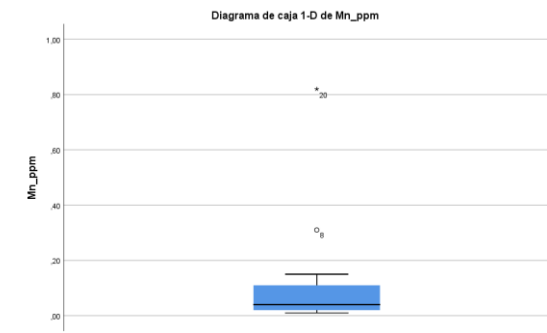


Figura 89.l). Manganeso (ppm)

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

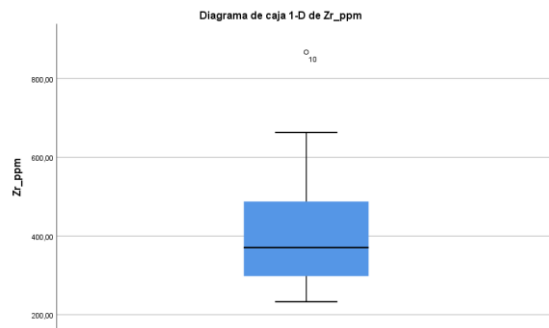


Figura 89.m). Zirconio (ppm)

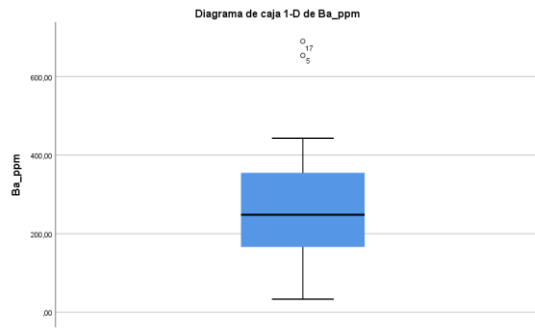


Figura 89.n). Bario (ppm)

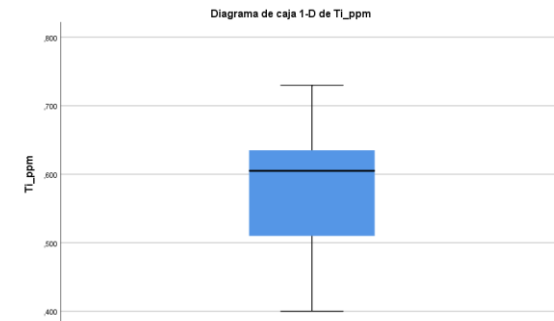


Figura 89.o). Titanio (ppm)

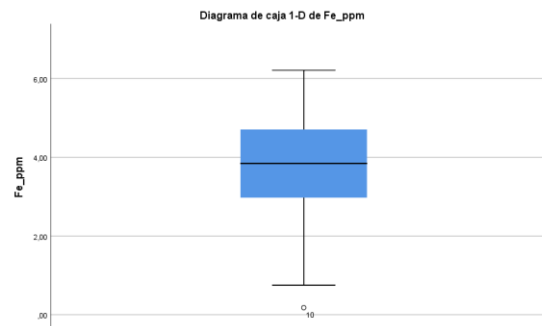


Figura 89.p). Hierro (ppm)

Análisis de Normalidad de las poblaciones de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque

Se ha realizado la evaluación del tipo de distribución de las poblaciones de contenidos de metales pesados en los suelos de bosque, a través de la prueba de Shapiro-Wilkinson ($n < 50$); resultados que se muestran en el Cuadro 66; se observa que no todos los grupos de metales siguen una distribución normal, siendo el As el que no logra la normalidad al realizarse la transformación logarítmica.

Cuadro 59. Estudio de la distribución de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque, descartando valores discordantes.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	Sig.	Distribución
As	1,977	4,119	0,724	24	0,000	No Normal
Cu	0,759	0,523	0,951	24	0,285	Normal
Cd	2,961	8,838	0,448	24	0,000	No Normal
Pb	0,484	0,558	0,959	24	0,426	Normal
Zn	0,267	-0,619	0,954	24	0,325	Normal
Co	0,058	-0,816	0,964	24	0,522	Normal
Hg	0,985	0,664	0,914	24	0,044	No Normal
Mo	1,359	1,256	0,779	24	0,000	No Normal
Ni	0,799	0,154	0,910	24	0,036	No Normal
Cr	-0,638	-0,010	0,852	24	0,002	No Normal
Sr	1,807	3,206	0,778	24	0,000	No Normal
Mn	1,423	0,837	0,769	24	0,000	No Normal
Zr	0,003	1,151	0,938	24	0,149	Normal
Ba	0,021	-0,475	0,965	24	0,544	Normal
Ti	-0,600	-0,612	0,918	24	0,052	Normal
Fe	-0,834	0,870	0,953	24	0,317	Normal
Log As	1,284	1,071	0,851	13	0,029	No Normal
Log Cd	-0,352	-0,074	0,994	4	0,977	Normal
Log Hg	0,035	-0,242	0,968	23	0,636	Normal
Log Mo	0,395	-0,907	0,917	12	0,262	Normal
Log Ni	0,239	-0,330	0,947	22	0,273	Normal
Log Cr	0,279	2,305	0,943	19	0,304	Normal
Log Sr	0,265	-0,873	0,962	22	0,537	Normal
Log Mn	0,332	-1,034	0,908	19	0,067	Normal

Nota: gl, grados de libertad; Sig., Significación.

Relaciones estadísticas entre los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosques

En el caso de estos suelos de origen de bosque natural, se determinaron las relaciones de los metales pesados en estudio, previamente se identificaron los coeficientes

de correlación entre sus contenidos totales. Dichos coeficientes de correlación se han aplicado según su distribución para cada población de datos analizados. En el Cuadro 67. se muestran los coeficientes de correlación de los contenidos totales de los metales en suelos agrícolas, donde la correlación para el Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe están dadas por el coeficiente de Pearson ya que las poblaciones de datos siguieron una distribución **Normal** sin considerar los valores discordantes, para el caso del metal As las correlaciones están dadas por el coeficiente de Spearman ya que su población mostro distribución **No normal**.

Del Cuadro 67. se observa que existe metales pesados altamente correlacionados entre sí, con una considerable significación ($P < 0,01$) para los pares de elementos Mn-Cd ($r=0,899$); siendo una correlación positiva considerable; para los pares As-Hg ($r=0,634$); As-Mo ($r=0,542$); Ni-Cu ($r=0,629$); Ni-Mo ($r=0,593$); Sr-As ($r=0,563$); Sr-Zn ($r=-0,525$); Sr-Mo ($r=0,673$); Sr-Ni ($r=0,539$); Mn-Cu ($r=0,575$); Mn-Ni ($r=0,566$); Ti-Zn ($r=-0,617$); son considerados en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda, predominando las correlaciones de 4 metales con el Estroncio.

Además se observan correlaciones de elementos, con considerable significación ($P < 0,05$); se resalta que el Molibdeno y Cobre muestran mayor número de correlaciones; como son los pares Mo-Cu ($r=0,476$); Mo-Hg ($r=0,428$); Ni-Mo ($r=0,593$); Cr-Mo ($r=-0,422$); Zr-Mo ($r=-0,405$); Cd-Cu ($r=0,424$); Zn-Pb ($r=0,478$); Ni-As ($r=0,476$); Ni-Cd ($r=0,570$); Cr-As ($r=-0,479$); Sr-Hg ($r=0,457$); Mn-Sr ($r=-0,508$); Ba-Mn ($r=-0,515$); Ti-Cu ($r=-0,413$); Ti-Zr ($r=0,503$); Fe-Cu ($r=0,442$) y Fe-Ba ($r=0,475$); son considerados en rangos de correlación positiva y negativa media según corresponda. Al encontrarse correlaciones significativas estas indicarían la competencia existente entre los metales para ocupar posiciones de cambio en las partículas coloidales del suelo (Saldaña, 2020; Mico, 2005, Estévez et al., 1998); entre los metales con mayor afinidad a los coloides del suelo en gran proporción quedan adsorbidos a estos como Mn, Zn, Pb, Fe, Mo, Ti; por otra parte, los metales de menor afinidad como Cd, Cu, Hg, Sr, Ba, Zr, y Co estarían persistiendo en sus formas móviles. Como ya se mencionó respecto a los metales pesados en los suelos de bosque natural para ambos estratos de estudio, todos los metales presentan correlaciones, primando las significativas en los rangos medios, para los metales en estudio en su mayoría son de origen lítico.

Los altos contenidos de los metales se determinaron en el análisis de valores discordantes, habiéndose identificado valores extremos (altos) para el **Arsénico** en las muestras procedentes de P030-3EQ/SBM1 y P100-3EQ/SBM2; con 58 y 80 ppm respectivamente valores que superan el ECA para suelo, ambas provienen del mismo lugar de muestreo (2 estratos) comunidad de Tres esquinas. Al igual para el **Plomo** siendo las muestras P030-3EQ/SBM1, P100-3EQ/SBM2 con valor de 98 ppm y 128 ppm respectivamente, valores que superan la ECA suelo. Para el **Zinc** siendo las muestras P030-3EQ/SBM1, P100-3EQ/SBM2 con valores de 679 ppm y 1028 ppm respectivamente, y para las muestras P030-MPR/SBM1 y P100-MPR/SBM2 con valor de 294 ppm y 373 ppm respectivamente, valores que superan los estándares internacionales, las muestras provinieron de la comunidad de Mapresa. Para el **Cobalto** la muestra P100-ASJT/SBM2 presenta un valor anómalo de 31 ppm valor que supera el estándar holandés, mas no el estándar canadiense; la muestra provino de la comunidad de Alto San Juan de tulumayo). El **Mercurio** la muestra P100-3EQ/SBM2 presenta un valor anómalo con valor de 0.389 ppm valor que no supera el valor de ECA suelo; la muestra provino de la comunidad de la comunidad Tres Esquinas. Para el **Níquel** la muestra P100-IK/SBM2; presenta un valor discordante extremo de 159 ppm valor que supera los estándares mundiales, la muestra provino de la comunidad de Inkari. Para el **Cromo** la muestra P100-IK/SBM2 presenta un valor discordante extremo de 334 ppm, muestra que provino de la comunidad de Inkari y las muestras P030-MPR/SBM1; P100-MPR/SBM2 con valores de 142 ppm y 174 ppm respectivamente, valores que superan los estándares mundiales, las muestras provinieron de la comunidad de Mapresa.

Para el **Estroncio** la muestra P030-SG/SBM1 presenta un valor discordante extremo de 1352 ppm valor que supera la media mundial; la muestra provino de la comunidad de San Gregorio. Para el **Manganeso** la muestra P100-3EQ/SBM2 presenta un valor discordante extremo de 0.82 ppm; valor que no supera la media mundial; la muestra provino de la comunidad de Tres esquinas. Para el **Zirconio** la muestra P030-GYO/SBM1 presenta un valor anómalo de 663 ppm que supera el valor medio mundial la muestra provino de la comunidad de Alto Guacamayo. Para el **Bario** las muestras P030-ASJT/SBM1 y P100-ASJT/SBM2; presentan 2 valores anómalos de 654 ppm y 690 ppm respectivamente, valores que no superan el ECA para suelo; las muestras provinieron de la comunidad de Alto San Juan de Tulumayo. Por último, para el **Hierro** no se

determinaron valores extremos en ninguna muestra estudiada en los suelos de bosque en el distrito de Luyando.

Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados

Se identificaron los componentes principales, además el porcentaje de varianza que explica cada componente; los componentes que muestren la mayor varianza en los suelos de bosque en estudio en los 2 estratos. En el Cuadro 68. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos totales de metales pesados de los suelos de bosque, observándose cinco componentes identificados con su correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente. Del análisis de componentes principales se tiene que el 77.8% de la varianza se logran explicar a través de los cinco factores (C1, C2, C3, C4, C5). El primer componente (C1) explica el 26.5% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de los metales Sr, Mo, As, Ni, Hg, Cu, Fe y Ba siendo los 3 primeros de mayor carga, todos estos metales pesados son relacionados principalmente al origen natural, para este tipo de muestra (suelos de bosque natural). Por lo que se podría aseverar que la movilidad de los metales estaría controlada por los procesos pedogénicos y/o de meteorización.

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Cuadro 60. Correlaciones entre las concentraciones totales de metales pesados en suelos de bosques, descartando valores discordantes.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
As	r	1															
	p																
Cu	r	0,119	1														
	p	0,580															
Cd	r	-0,036	0,424 ^{*a}	1													
	p	0,869	0,039														
Pb	r	0,323	-0,074	-0,252	1												
	p	0,123	0,731	0,235													
Zn	r	0,051	-0,033	-0,087	0,478 ^{*a}	1											
	p	0,813	0,880	0,685	0,018												
Co	r	-0,047	0,134	0,206	-0,016	0,162	1										
	p	0,828	0,534	0,334	0,941	0,449											
Hg	r	0,634 ^{**b}	-0,065	-0,156	-0,096	-0,298	-0,297	1									
	p	0,001	0,764	0,466	0,655	0,158	0,158										
Mo	r	0,542 ^{**b}	0,476 [*]	0,112	0,341	-0,009	-0,109	0,428 ^{*a}	1								
	p	0,006	0,019	0,602	0,103	0,968	0,611	0,037									
Ni	r	0,198	0,629 ^{**a}	0,570 ^{**a}	-0,111	-0,131	0,145	0,240	0,593 ^{**a}	1							
	p	0,354	0,001	0,004	0,606	0,540	0,498	0,258	0,002								
Cr	r	-0,223	0,038	0,301	-0,194	0,205	0,283	-0,236	-0,422 ^{*a}	0,117	1						
	p	0,296	0,860	0,153	0,363	0,337	0,181	0,267	0,040	0,586							
Sr	r	0,057	0,364	0,198	-0,277	-0,525 ^{**a}	-0,206	0,457 ^{*a}	0,673 ^{**a}	0,539 ^{**a}	-0,370	1					
	p	0,791	0,081	0,353	0,191	0,008	0,335	0,025	0,000	0,007	0,075						
Mn	r	-0,284	0,578 ^{**}	0,899 ^{**}	-0,397	-0,235	0,260	-0,289	0,001	0,566 ^{**}	0,359	0,224	1				
	p	0,179	0,003	0,000	0,055	0,270	0,220	0,170	0,997	0,004	0,085	0,294					
Zr	r	-0,187	-0,323	-0,150	0,032	-0,040	-0,010	0,085	-0,405 ^{*a}	-0,264	0,381	-0,214	-0,133	1			
	p	0,382	0,123	0,484	0,882	0,854	0,962	0,692	0,050	0,213	0,066	0,316	0,536				
Ba	r	0,292	0,172	0,022	0,008	-0,212	0,159	0,237	0,360	0,160	0,006	0,375	-0,515 ^{*a}	0,082	1		
	p	0,167	0,422	0,918	0,971	0,319	0,457	0,266	0,084	0,455	0,979	0,071	0,010	0,704			
Ti	r	-0,067	-0,413 [*]	-0,232	-0,216	-0,617 ^{**}	-0,132	0,176	-0,342	-0,372	-0,221	0,031	-0,166	0,503 [*]	0,120	1	
	p	0,756	0,045	0,275	0,310	0,001	0,538	0,410	0,102	0,074	0,300	0,886	0,437	0,012	0,576		
Fe	r	0,267	0,442 [*]	-0,072	-0,016	-0,069	0,377	0,129	0,220	0,226	-0,008	0,201	0,073	0,064	0,475 [*]	0,190	1
	p	0,207	0,031	0,737	0,942	0,749	0,069	0,548	0,301	0,288	0,971	0,346	0,734	0,766	0,019	0,373	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación. (a) Coeficiente de Pearson. (b) Coeficiente de Spearman.

Cuadro 61. ACP de los contenidos totales de metales en suelos de bosque.

Variable	Componentes principales				
	1	2	3	4	5
Sr_ppm	0,867	-0,165	0,147	-0,235	-0,018
Mo_ppm	0,866	0,260	-0,326	0,051	0,008
As_ppm	0,812	-0,018	-0,399	0,177	0,193
Ni_ppm	0,661	0,513	0,298	-0,114	0,279
Hg_ppm	0,579	-0,341	-0,196	0,010	0,547
Ti_ppm	-0,054	-0,864	0,208	0,138	-0,043
Mn_ppm	-0,364	0,717	-0,195	0,012	0,233
Zn_ppm	-0,406	0,609	-0,417	0,285	0,089
Cu_ppm	0,510	0,574	0,307	0,022	-0,143
Pb_ppm	-0,037	0,234	-0,680	0,421	0,013
Cd_ppm	0,174	0,446	0,589	-0,322	0,089
Cr_ppm	-0,424	0,298	0,562	0,173	0,453
Fe_ppm	0,398	0,034	0,279	0,708	-0,168
Ba_ppm	0,499	-0,197	0,255	0,518	-0,123
Co_ppm	-0,112	0,371	0,395	0,508	-0,253
Zr_ppm	-0,331	-0,435	0,224	0,412	0,545
Autovalor	4,234	3,145	2,238	1,711	1,117
Varianza explicada	26,5	19,7	14,0	10,7	7,0

El segundo componente (C2) explica el 19.7% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Mn, Zn, Cu, Ni, con mayores cargas Cd y Co presenta menor coeficiente de carga para este componente. El tercer componente (C3) explica el 14.0% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Cd, Cr con mayor coeficiente de carga, Co y Cu con menor coeficiente de carga en este componente. El cuarto componente (C4) explica el 10.7% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Fe, Ba y Co con mayor coeficiente de carga, los metales Pb y Zr con menores coeficientes de carga en este componente. Por último, el quinto componente (C5) explica el 7.0% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Hg, Cr y Zr con coeficientes de carga medios en este componente.

Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados

Se puede observar en la Figura 90 se presenta el Dendograma resultado del análisis clúster de los contenidos totales de metales en los suelos de bosque. En donde se observa la conformación de 4 cluster, siendo para el primer Cluster de pertenencia; una asociación primigenia del As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Mn, Ti y Fe,

seguidamente se observan los cluster que se distinguen claramente del resto de metales en el segundo Cluster al Sr, en el tercer Cluster al Zr y el cuarto Cluster distinguiendo al Ba, formando clústeres independientes, estos tres metales (Sr, Zr y Ba) del primer cluster indistintamente, cabe mencionar que del análisis se observan una similitud de Cluster respecto al análisis realizado para metales en suelos agrícolas. El primer clúster por estar conformado por la mayoría de los metales en estudio, se puede atribuir mayoritariamente factor litogénico por ser suelos de bosque natural, con estos resultados se corroborar los resultados de análisis factorial para los metales en suelos de bosque.

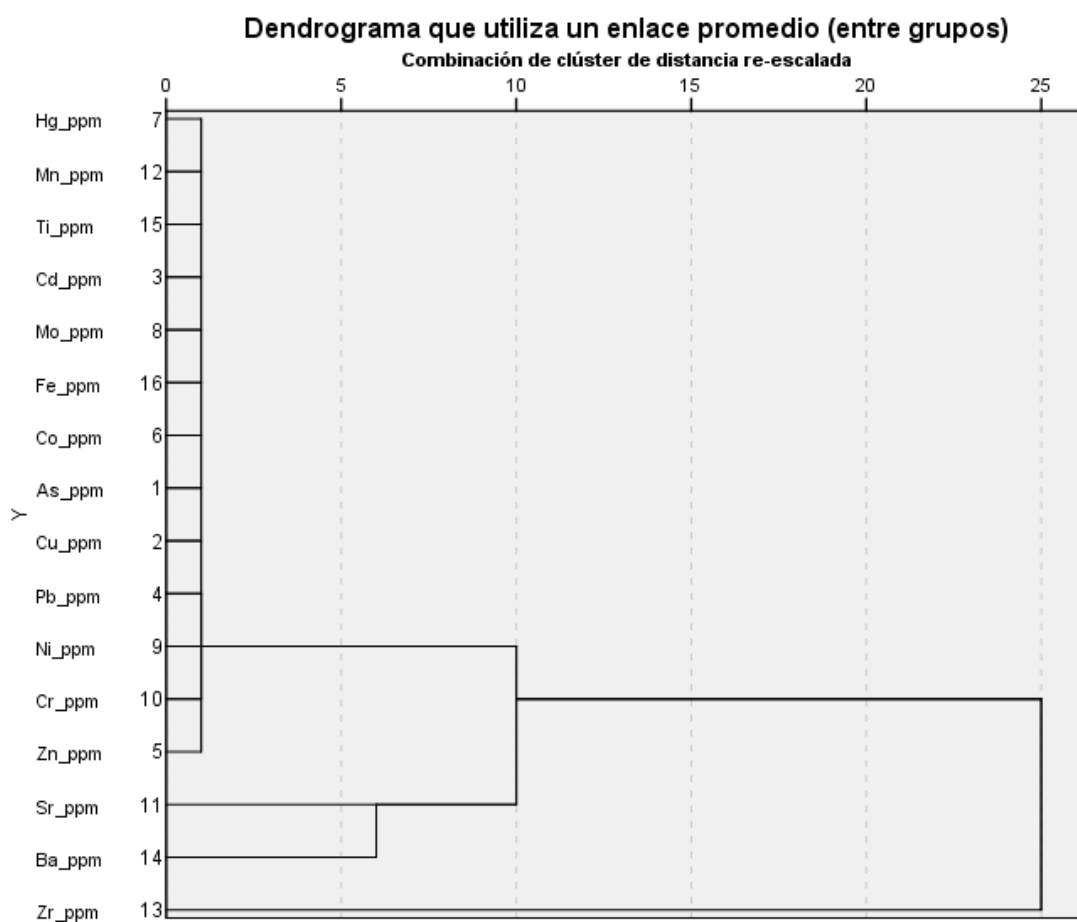


Figura 90. Dendrograma del análisis clúster de contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque.

6.3.13. Determinación de Niveles de Fondo para suelos de Bosque.

Métodos estadísticos descriptivos.

En el Cuadro 69; se muestran los parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosque; sin considerar los valores discordantes. Como ya se mencionó anteriormente se puede identificar los valores de fondo a través del intervalo de los valores de metales pesados.

La identificación de las zonas de contaminación puntual como consecuencia de procesos naturales y, en el caso del área de estudios se infiere que es a razón de los procesos pedogenéticos intensivos, que generan la acumulación de los metales pesados en los suelos de bosque. Cabe mencionar que un valor discordante podría indicar una contaminación puntual.

Se observa en el Cuadro 69, que las concentraciones totales de los metales pesados están dadas de mayor a menor como sigue:

Fe>Ti>Mn>Zr>Ba>Sr>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu>As>Co>Mo>Cd>Hg, respecto a la media de cada metal.

En el caso de los suelos de bosques en estudio, los metales Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe en su mayoría todas las poblaciones siguieron una distribución **Normal** sin considerar los valores discordantes, por lo tanto, la media aritmética es el parámetro estadístico apropiado para la caracterización del nivel de fondo, para el caso del metal As se utiliza la mediana, debido a que su población mostro distribución **No normal**. (ver Cuadro 66)

Cuadro 62. Parámetros estadísticos descriptivos de los contenidos totales de metales pesados en suelos de bosques, descartando valores discordantes.

Parámetro	As	*Cu	*Cd	*Pb	*Zn	*Co	*Hg	*Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
N	13	24	4	21	20	22	24	12	22	19	22	22	23	22	24	23
Media	6,0	14,6	2,8	19,2	71,1	8,8	0,1	4,5	30,4	55,2	147,8	450,0	387,7	247,3	5779,2	38547,8
D.E	9,8	7,4	1,7	8,9	35,8	4,1	0,1	2,7	16,8	13,2	156,7	489,7	122,9	112,6	996,9	12473,6
Mínimo	6,0	3,0	1,0	8,0	9,0	3,0	0,0	2,0	9,0	32,0	19,0	100,0	233,0	33,0	4000,0	7500,0
Máximo	37,0	34,0	5,0	43,0	146,0	16,0	0,3	10,0	68,0	95,0	625,0	1500,0	663,0	443,0	7300,0	62100,0

**Distribución normal, valores expresados en ppm.*

Cuadro 63. Niveles de fondo de metales pesados en suelos de bosque.

Metal	Distribución	Población de fondo	Media Aritmética	p90	NF (Según distribución)
As	No Normal (n=13)	[6-37]	6	23,0	6**
Cu	Normal (n=24)	[3-34]	14,6	25,0	15*
Cd	Normal (n=4)	[1-5]	2,8	2,5	3*
Pb	Normal (n=21)	[8-43]	19,2	33,0	19*
Zn	Normal (n=20)	[9-146]	71,1	121,5	71*
Co	Normal (n=22)	[3-16]	8,8	15,0	9*
Hg	Normal (n=24)	[0,0-0,3]	0,1	0,3	0,1*
Mo	Normal (n=12)	[2-10]	4,5	7,5	5*
Ni	Normal (n=22)	[9-68]	30,4	60,0	30*
Cr	Normal (n=19)	[32-95]	55,2	69,5	55*
Sr	Normal (n=22)	[19-625]	147,82	379,5	148*
Mn	Normal (n=22)	[100-1500]	450,00	1450,0	450*
Zr	Normal (n=23)	[233-663]	387,7	610,0	388*
Ba	Normal (n=22)	[33-443]	247,3	440,5	247*
Ti	Normal (n=24)	[4000-7000]	5779,2	7000,0	5780*
Fe	Normal (n=23)	[8000-62000]	38547,8	53000,0	38548*

Nota: NF (Nivel de Fondo). Niveles de fondo expresados en ppm, determinados a partir de los parámetros estadísticos descriptivos. (*) media aritmética (Distribución Normal). (**) mediana (Distribución No Normal).

Método de cálculo del UCL95.

En el cuadro 71 se observa los resultados del cálculos de valores de Niveles de fondo para suelos de bosque por el método de cálculo UCL95; se utilizó el software estadístico libre ProUCL Versión 5.2, USEPA (2022); habiéndose obtenido un estadístico en función al tipo de distribución que presenten los datos, cabe mencionar que se ha realizado el cálculo UCL95 teniendo en cuenta el total de las concentraciones obtenidas, como también el cálculo UCL95 sin los valores discordantes, para todos los metales.

Al realizar el cálculo del UCL95 sin considerar los valores discordantes se observa que para los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Ti de los suelos de bosque; muestran valores más ajustados siendo menor con respecto al UCL95 calculado considerando los valores discordantes a excepción del Fe (cuadro 70).

El ProUCL (2022) sugiere un UCL95 que más se ajuste para cada uno de los metales pesados evaluados en el suelo en función a la distribución que presenten.

Cuadro 64. Cálculo del UCL95 (NF) para metales pesados en suelos de bosque del distrito de Luyando.

Calculo UCL95 para suelos de bosque				
Metal	UCL ^{SD}	Distribución*	UCL ^{CD}	Distribución*
As	18.55**	95% H-UCL	30.63	95% Student's-t UCL
Cu	17.23**	95% Student's-t UCL	17.23	95% Student's-t UCL
Cd	4.76**	95% Student's-t UCL	4.76	95% Student's-t UCL
Pb	22.59**	95% Student's-t UCL	38.02	95% H-UCL
Zn	84.91**	95% Student's-t UCL	255.2	95% H-UCL
Co	10.27**	95% Student's-t UCL	11.93	95% Student's-t UCL
Hg	0.161**	95% Adjusted Gamma UCL	0.177	95% Adjusted Gamma UCL
Mo	5.889**	95% Student's-t UCL	5.889	95% Student's-t UCL
Ni	38.33**	95% H-UCL	46.53	95% H-UCL
Cr	60.45**	95% Student's-t UCL	98.88	95% Student's-t UCL
Sr	222.4**	95% Adjusted Gamma UCL	360.7	95% Adjusted Gamma UCL
Mn	716.0**	95% Student's-t UCL	1950.0	95% H-UCL
Zr	431.7**	95% Student's-t UCL	466.6	95% Adjusted Gamma UCL
Ba	288.6**	95% Student's-t UCL	339.1	95% Student's-t UCL
Ti	6130.0**	95% Student's-t UCL	6130.0	95% Student's-t UCL
Fe	43010.0	95% Student's-t UCL	42030.0**	95% Student's-t UCL

Nota. SD el cálculo del UCL95 se realizó sin valores discordantes. CD indica que el cálculo del UCL95 se realizó con valores discordantes. * ProUCL indica la selección del UCL95 más ajustado a la distribución de los datos. ** valor ajustado. UCL95=NF calculado acorde a la metodología; valores expresados en ppm.

Concluyendo en el Cuadro 72, se muestra las propuestas de los Niveles de fondo “NF” en base a las dos metodologías utilizadas las de Estadística descriptiva y por calculo UCL95, para los suelos de bosque en estudio.

Cuadro 65. Niveles de Fondo propuestos (NF) para metales pesados en suelos de bosque del distrito de Luyando.

Propuesta de NF para suelos de bosque					
Metal	Distribución	Población de fondo	Método Estadístico Descriptivo		UCL95*
			Parámetro Estadístico	Valor*	
As	No Normal (n=13)	[6-37]	Mediana	6	19
Cu	Normal (n=24)	[3-34]	Media Aritmética	15	17
Cd	Normal (n=4)	[1-5]	Media Aritmética	3	5
Pb	Normal (n=21)	[8-43]	Media Aritmética	19	23
Zn	Normal (n=20)	[9-146]	Media Aritmética	71	85
Co	Normal (n=22)	[3-16]	Media Aritmética	9	10
Hg	Normal (n=24)	[0,0-0,3]	Media Aritmética	0,12	0,16
Mo	Normal (n=12)	[2-10]	Media Aritmética	5	6
Ni	Normal (n=22)	[9-68]	Media Aritmética	30	38
Cr	Normal (n=19)	[32-95]	Media Aritmética	55	61
Sr	Normal (n=22)	[19-625]	Media Aritmética	148	222
Mn	Normal (n=22)	[100-1500]	Media Aritmética	450	716
Zr	Normal (n=23)	[233-663]	Media Aritmética	388	432
Ba	Normal (n=22)	[33-443]	Media Aritmética	247	289
Ti	Normal (n=24)	[4000-7000]	Media Aritmética	5780	6130
Fe	Normal (n=23)	[8000-62000]	Media Aritmética	38548	42030

Nota: *Ambos valores de niveles de fondo expresados en ppm.

6.3.14. Análisis de las relaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados con las propiedades fisicoquímicas que intervienen en el cálculo de Valores de referencia del suelo de bosque.

Análisis estadístico de los parámetros fisicoquímicos.

En el cuadro 73, se muestran los estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos de los suelos de bosque en estudio, donde se observa que estos suelos muestran un pH ácido que indican problemas de acidez para las capas superficiales en la mayoría de las áreas muestreo de bosque, salvo 2 muestras (P030-H/SBM1 y P030-MA/SBM1) con valores cercanos a la neutralidad. El resultado del porcentaje en materia orgánica (MO) indica que son suelos ricos en contenidos de materia orgánica. El contenido en carbonatos (CaCO_3) es elevado debido a la presencia de materiales

carbonatados propios del área comprendido en un ambiente de dominio calcáreo “Kárstico”, mientras que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) presenta valores bajos para estos suelos de bosque. Respecto a la composición granulométrica las partículas son mayores para los contenidos de arcillas, arena, en comparación con los contenidos de limo, por lo que predominan las texturas franco-arcillosas y arcillosas.

Cuadro 66. Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del suelo de bosque.

Parámetros	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH [1:1]	MO (%)	CaCO ₃ (%)	CIC (cml+/kg)
Media	27,78	26,29	45,97	5,80	9,05	17,85	9,30
Mediana	25,00	24,50	43,93	5,78	8,86	17,47	9,09
DE	14,37	11,29	13,43	0,80	3,32	6,55	4,18
Mínimo	5,50	9,12	21,36	4,68	3,37	6,64	0,98
Máximo	69,52	51,70	80,25	7,20	19,81	39,06	16,99

*DE,

Desviación estándar

Cuadro 67. Prueba de Normalidad de los parámetros fisicoquímicos del suelo de bosque.

Metal	Asimetría	Curtosis	Test Shapiro-Wilkinson			
			Estadístico	gl	Sig.	Distribución
Arena (%)	1,246	1,956	0,890	24	0,013	No Normal
Arcilla (%)	0,521	0,392	0,968	24	0,625	Normal
Limo (%)	0,429	-0,471	0,963	24	0,511	Normal
pH [1:1]	0,129	-1,413	0,922	24	0,066	Normal
MO (%)	1,388	3,856	0,899	24	0,020	No Normal
CaCO ₃ (%)	1,388	3,856	0,899	24	0,020	No Normal
CIC (cml+/kg)	-,110,0	-0,694	0,982	24	0,928	Normal
Log Arena (%)	-0,609	1,610	0,944	24	0,197	Normal*
Log MO (%)	-0,240	1,537	0,965	24	0,539	Normal*
Log CaCO ₃ (%)	-0,240	1,537	0,965	24	0,539	Normal*

*Transformación logarítmica.

Análisis estadístico del pH

En Cuadro 73, se observa que el pH de los suelos de bosque en estudio se encuentran entre rangos de 4,68 a 7,20 con valor de la media de 5,8 con una desviación estándar relativa con un valor muy bajo (0.8%), mostrándose así escasa variabilidad y el mínimo intervalo de los valores de pH; indicando que son suelos fuertemente ácidos representando a un 42.0% de las muestras y un 25% de muestras con pH de moderadamente acida, y un 33% de muestras con pH de ligeramente acida (Porta et al., 2003), variaciones que se dan posiblemente debido al factor litogenico (material parental mineral) para los valores ácidos, además de los procesos pedogénicos (como transformación de materia orgánica) que ocurren en el área de estudio.

Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población de pH, no se identificaron valores discordantes (Figura 91). Además, se muestra que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 92), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 74).

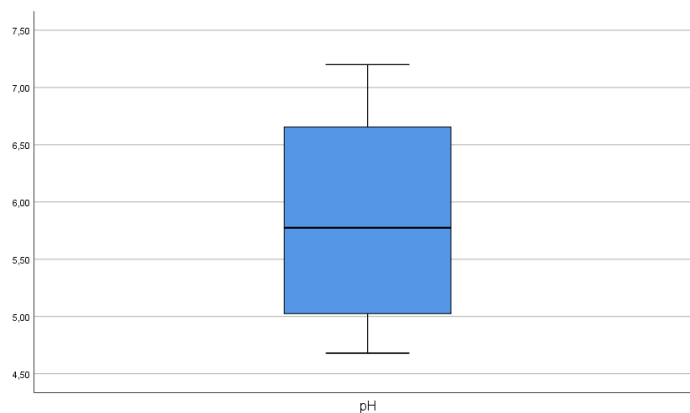


Figura 91. Diagrama de caja de la población de datos del pH.

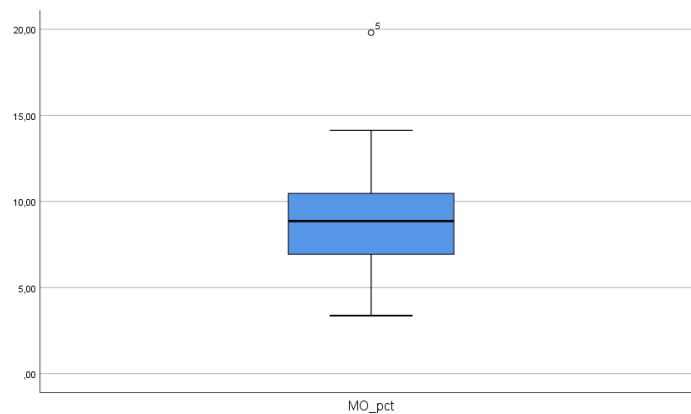


Figura 92. Histograma de la población de datos del pH.

Análisis estadístico de la Materia orgánica

En el Cuadro 73, se muestran que los contenidos de materia orgánica varían desde 3,37% (valor mínimo) hasta el 19,81% (valor máximo), y una media de 9,05%, con una desviación estándar relativa del 3,32%. mostrándose así que son suelos ricos en materia orgánica (Porta et al., 2003), también se puede atribuir a la eficiencia de descomposición por estar estos suelos de bosques en zonas tropicales, con altos aportes de material orgánico. Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población para la materia orgánica, se identificó un valor discordante (Figura 93) siendo la muestra P030-ASJT/SBM1 obtenida del estrato superficial. Además, se muestra que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 94), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 74).

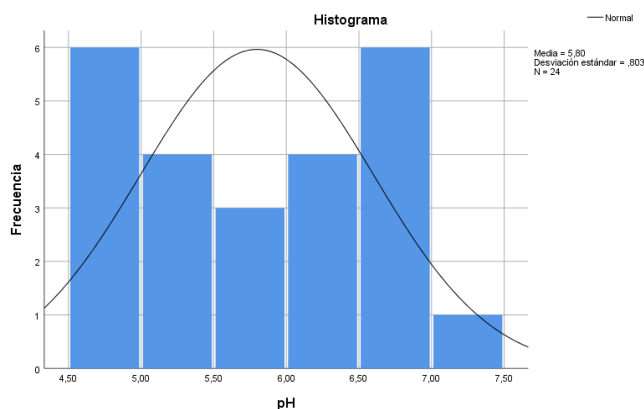


Figura 93. Diagrama de caja de la población de datos de materia orgánica.

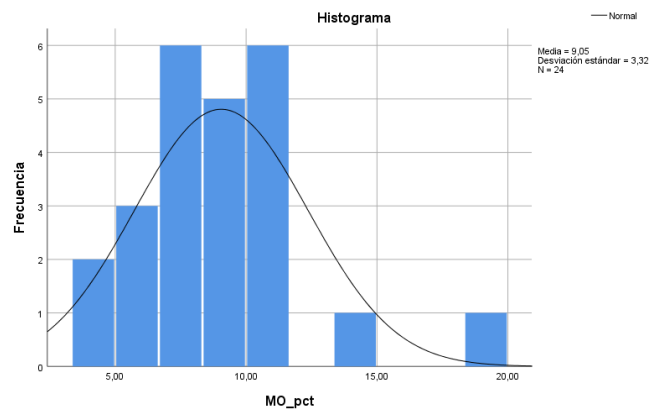


Figura 94. Histograma de la población de datos de materia orgánica.

Análisis estadístico de Carbonatos (CaCO_3)

En el Cuadro 73, se muestran que los contenidos de Carbonatos varían desde 6,64 % (valor mínimo) hasta el 39,06% (valor máximo), y una media de 17,85%, con una desviación estándar relativa del 6,55% que reafirma la mínima variabilidad del contenido de carbonatos en la zona de estudio. Referidos rangos indican características de suelos entre moderadamente calcáreos a altamente calcáreos (Porta et al., 2003), atribuyéndose que se dan a razón en gran medida al factor de tipo litogenico (material parental de dominio Kárstico. Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población de CaCO_3 , se identificó un valor discordante (Figura 95) siendo la muestra P030-ASJT/SBM1. Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 96), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 74).

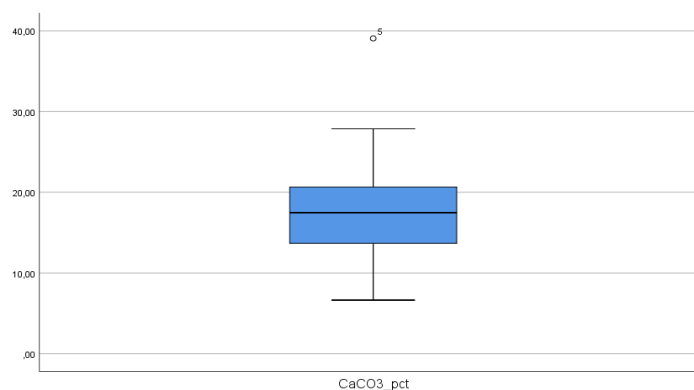


Figura 95. Diagrama de caja de la población de datos de los CaCO_3 .

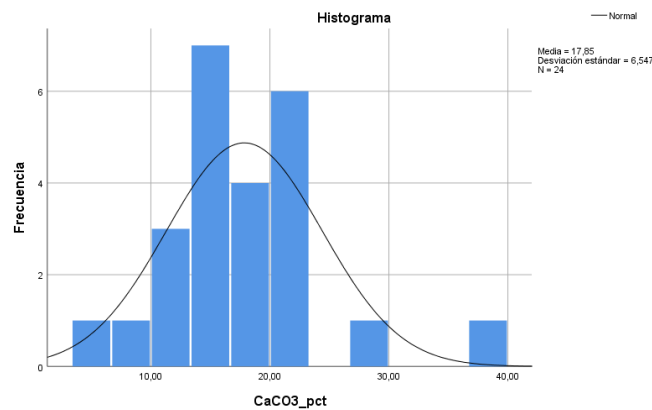


Figura 96. Histograma de la población de datos de los CaCO3.

Análisis estadístico de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

En el Cuadro 73, se muestran que los valores de CIC varían desde 0,98% (valor mínimo) hasta el 16,99% (valor máximo), y una media de 9,30 con una desviación estándar relativa del 4,18%, indicando una reducida variabilidad de los valores de la CIC. Se observa que el 100% de las muestras presentan valores bajos (menores a 20 cmol+/kg) (Marañés et al., 1994; Sánchez et al., 1984). Los valores de la CIC reflejan un índice de fertilidad del suelo. Estos valores indican una alta capacidad de los suelos para almacenar nutrientes; y están relacionados con los altos contenidos de arcilla y materia orgánica. Al realizarse el análisis del diagrama de caja de la población de CIC, no se identificó valor discordante alguno (Figura 97). Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 98), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 74).

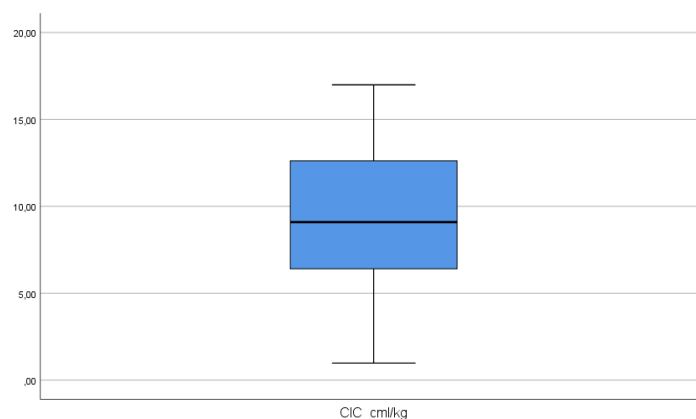


Figura 97. Diagrama de caja de la población de datos de la CIC.

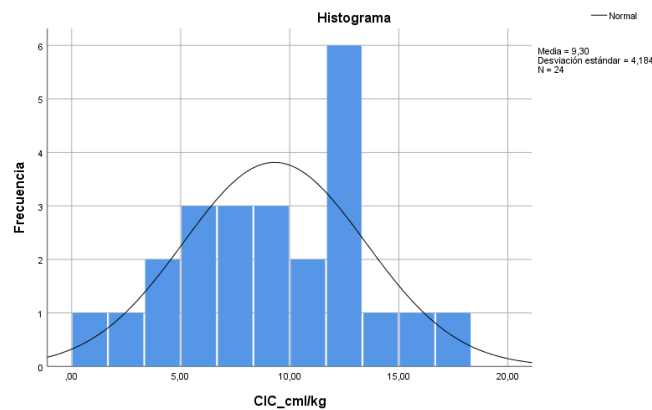


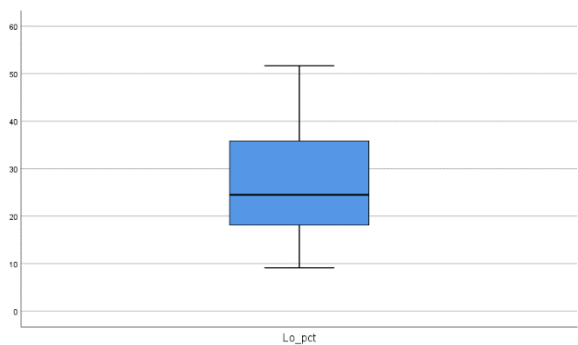
Figura 98. Histograma de la población de datos de la CIC.

Análisis estadístico de las fracciones granulométricas.

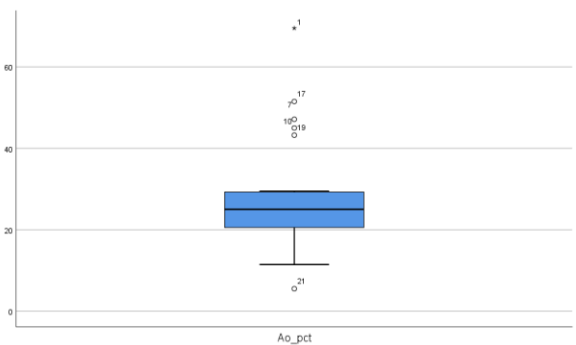
En el Cuadro 73, se muestran que los valores de las fracciones granulométricas ; donde se observa que los contenidos de arena varía entre un 5,50% (valor mínimo) y un 69,52% (valor máximo), siendo el valor de la media de 27,78% con una desviación estándar relativa del 14,37% y; del análisis del diagrama de caja se observa que existe 6 valores discordantes (Figura 99.a) Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 100.a), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 74). Para la fracción Limo varía entre un 9,12% (valor mínimo) y un 51,70% (valor máximo), siendo el valor de la media de 26,29% con una desviación estándar relativa del 11,29% y; del análisis del diagrama de caja se observa que no existe valores discordantes (Figura 99.b). Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 100.b). Para la fracción Arcilla varía entre un 21,36% (valor mínimo) y un 80,25% (valor máximo), siendo el valor de la media de 45,97% con una desviación estándar relativa del 13,47% y; del análisis del diagrama de caja se observa que no existe valor discordante (Figura 99.c). Además, se observa que la población de datos muestra en el histograma una distribución normal de sus datos (Figura 100.c), que se confirman por resultados de la prueba de Shapiro-Wilkinson según (ver Cuadro 74).

La predominancia de las clases texturales de textura fina Franco Arcilloso y Arcilloso para las muestras de suelos. Siendo de presencia mayoritaria la textura Franco arcillosa (50%) y Arcilloso (50%). En el estrato superficial las muestras con valores mayores de arcilla son P030-B/SBM1, P030-MP/SBM1, P030-SMT/SBM1, P030-

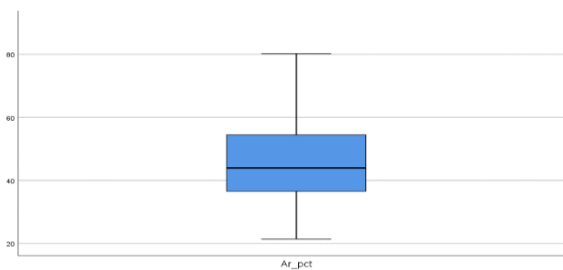
ASJT/SBM1, P030-3EQ/SBM1, P030-STR/SBM1, P030-IK/SBM1, P030-MPR/SBM1 y las del estrato profundo las muestras P100-H/SBM2, P100-B/SBM2, P100-MP/SBM2, P100-SMT/SBM2, P100-ASJT/SBM2, P100-SG/SBM2, P100-MA/SBM2, P100-3EQ/SBM2, P100-STR/SBM2, P100-GYO/SBM2, P100-IK/SBM2 y P100-MPR/SBM2; con tendencias de mayor acumulación de metales pesados, siendo clasificadas como arcillosas y franco arcillosos según el triángulo de texturas del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA, 1999, Porta et al., 1999).



99.a

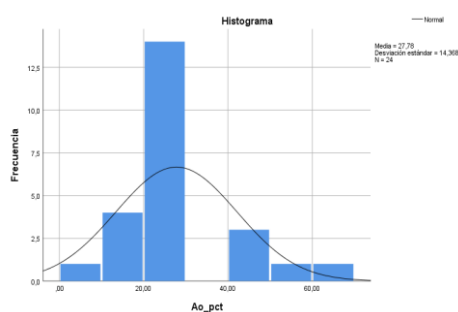


99.b

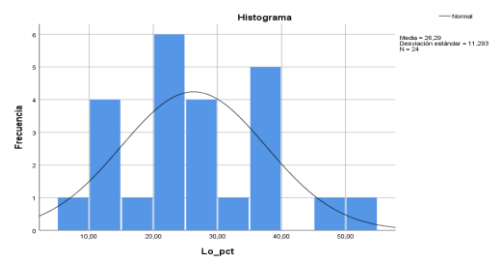


99.c

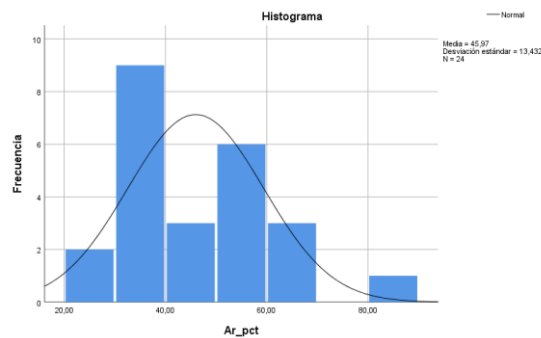
Figura 99. Diagramas de caja de la población de datos de las fracciones granulométricas.



100.a



100.b



100.c

Figura 100. Histogramas de la población de datos de las fracciones granulométricas.

Todas las muestras tendrían una influencia mayoritaria de los procesos pedogenéticos de transporte y acumulación de materiales finos dependiendo el estrato al cual pertenecen. Los contenidos de arcilla en ambos estratos influirían mayoritariamente en la dinámica de los metales pesados en el suelo (Porta, 1999), siendo en este caso suelos de bosques.

La relación entre las propiedades fisicoquímicas de los suelos de bosque y/o tropicales (CaCO_3 , pH, MO, CIC y el contenido de arcilla), es un tema crucial en la investigación de los suelos tropicales y de bosque natural, dicha relación se vuelve muy relevante al considerar el impacto en la toxicidad de metales pesados en suelos naturales, destacando las interacciones entre estas variables y su implicación en la evaluación de la calidad del suelo y/o la salud ambiental. Si se analizan los contenidos de carbonatos de calcio, al saber que son compuestos que influyen significativamente en el pH del suelo; como menciona Luo et al., (2015) los suelos que contienen considerables cantidades de carbonatos presentan patrones de amortiguamiento del pH más altos en comparación los que no los contienen.; por lo que la capacidad de amortiguamiento es crucial, ya que de tener un pH más estable esto puede influir en la disponibilidad de nutrientes y la actividad microbiana del suelo, conllevando a la vez a afecta al contenido de materia orgánica y la CIC (Luo et al., 2015) . En su investigación Khaledian et al., 2016 indica que el pH del suelo puede variar significativamente debido a la interacción de los carbonatos con otros factores como la materia orgánica y la textura del suelo. Sabido que la materia orgánica juega un papel fundamental sobre la dinámica del suelo. Gruszczyński (2021) señala que la materia orgánica y los carbonatos pueden interactuar de manera que afectan la CIC, un

indicador clave de la fertilidad del suelo, además Quan et al., (2015), menciona que la CIC se ve influenciada por la cantidad de materia orgánica, que actúa como un reservorio de nutrientes y, mejorando la capacidad del suelo para retener agua y nutrientes. Por otro lado, la investigación de Costa et al., (2020) asevera que la mineralogía de la fracción de arcilla también afecta la CIC, llegando a sugerir que la composición mineral del suelo puede ser un factor determinante en la capacidad de retención de nutrientes. Acorde con Bedassa, (2022); el contenido de arcilla en el suelo es otro factor crítico que interactúa con los carbonatos y la materia orgánica; siendo que el contenido de arcilla está fuertemente relacionado con la capacidad de retención de metales pesados, lo que implica que suelos con mayor contenido de arcilla pueden tener una mayor capacidad para adsorber estos metales, reduciendo así su toxicidad. Debido a que las partículas de arcilla tienen una alta superficie específica, pueden retener cationes y metales pesados, llegando a ser beneficioso esto para mitigar la toxicidad de los metales en suelos contaminados (Bedassa, 2022). Sin embargo, de acuerdo con los conocimientos, esta relación entre el contenido de arcilla y la toxicidad de metales pesados también puede depender del pH y de la presencia de carbonatos, lo que no lleva a indicar que es necesario un enfoque integrado para evaluar la calidad del suelo con respecto a los metales pesados en el distrito de Luyando. Cabe mencionar que en este estudio no se estudió la conductividad eléctrica, pero es necesario mencionar que este es un indicador en la evaluación de interacciones de las propiedades fisicoquímicas del suelo (Rieder et al., 2024), y nos proporcionaría una herramienta más en la monitorización de la calidad del suelo (Rieder et al., 2024); ya que la conductividad eléctrica está relacionada con la concentración de iones en el suelo, llegando a reflejar la disponibilidad de nutrientes y la capacidad de retención de metales pesados.

Por tanto en esta investigación, cabe mencionar que en cuanto a la toxicidad de metales pesados, por lo visto la relación entre el CIC y la concentración de metales pesados en el suelo es compleja y puede verse afectada por el pH y la materia orgánica (Bedassa, 2022); entonces los suelos con una alta CIC y un pH adecuado pueden mostrar una menor disponibilidad de metales pesados, por lo tanto la gestión de estas propiedades del suelo son esenciales para la salud ambiental y la sostenibilidad productiva del suelo, en el caso de los suelos naturales (fertilidad para especies de bosque). Sin embargo, es de importancia destacar que la relación no es lineal y puede variar según las condiciones

específicas del suelo y el tipo de metal pesado en estudio. La interacción entre los carbonatos, el pH, la materia orgánica y el CIC también puede influir en la dinámica de los nutrientes en el suelo. Según la investigación de Xu et al., (2018) la capacidad de los carbonatos para influir en el pH del suelo puede afectar la disponibilidad de nutrientes esenciales, lo que a su vez puede impactar la fertilidad del suelo. Esta relación es especialmente relevante en suelos tropicales (bosque natural), donde las condiciones climáticas y de producción (fertilidad) pueden ser muy variables.

Aunque se ha investigado ampliamente la relación entre los carbonatos y las propiedades del suelo, hay una necesidad de estudios que integren estos factores en un marco más holístico que considere las interacciones dinámicas entre ellos. Además, se requiere más investigación sobre cómo estas interacciones afectan la toxicidad de metales pesados en diferentes tipos de suelos tropicales y cómo se pueden aplicar estos conocimientos en la gestión sostenible del recurso suelo para el distrito de Luyando. Por los que, la relación entre los carbonatos de calcio, el pH, la materia orgánica, el CIC y el contenido de arcilla es compleja y multifacética, siendo estas interacciones cruciales para comprender la calidad del suelo y su capacidad para retener nutrientes y metales pesados en suelos de bosque natural.

6.3.15. Análisis estadístico entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

Correlaciones estadísticas entre los contenidos de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque.

En el cuadro 75, se muestran los coeficientes de correlación entre los contenidos de metales pesados y propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque donde, las correlaciones para los metales (Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti, Fe) y las propiedades fisicoquímicas (% Arena, % Arcilla, % Limo, pH, MO%, %CaCO₃, CIC) están dadas por el coeficiente de Pearson ya que las poblaciones de datos siguieron una distribución Normal (cuadros 66 y 74) sin considerar los valores discordantes, para el caso del metal As (cuadro 66) las correlaciones están dadas por el coeficiente de Spearman ya que su población mostro distribución No normal.

Del cuadro 75. se observa que existe correlaciones entre los contenidos de metales pesados y propiedades fisicoquímicas de los suelos, siendo las correlaciones altamente considerables con significación $P < 0,01$ como sigue: las correlaciones; del par $\text{CaCO}_3\text{-MO\%}$ ($r=1.00$) siendo positiva perfecta, para los siguientes pares CIC-Co ($r=0,647$); CIC-Hg ($r=-0,540$); Arc\%-Co ($r=0,540$), Ao\%-Co ($r=-0.560$) y el par Ar\%-Ao\% ($r=-0,672$) siendo correlaciones medias tanto de valores positivos y negativos según corresponda para los pares mencionados.

En cuanto a las correlaciones medias con significación $P < 0,05$ como sigue: para los pares Arc\%-Fe ($r=0.477$); pH-Fe ($r=0.429$); CIC-Fe ($r=0.510$); Lo\%-Ao\% ($r=-0,475$) y el par CIC-pH ($r=0,515$) considerados en rangos de correlación media tanto de valores positivos y negativos según corresponda, para las correlaciones entre metales, se verifica que existen correlaciones considerables entre estos contrastándolas con las del cuadro 67. Concluyendo que, de las referidas correlaciones entre metales y propiedades fisicoquímicas del suelo, podemos afirmar que existe variabilidad entre los metales y las propiedades fisicoquímicas en los suelos de bosque en el distrito de Luyando.

La materia orgánica presenta correlaciones bajas con los metales pesados, pero no son significativas, solo mostro correlación perfecta con el CaCO_3 , y no se observan correlación considerable con otras propiedades fisicoquímicas, por tanto, por ser suelos de bosque se puede aducir que la presencia de los demás metales pesados se da a razón del afloramiento lítico (natural) presentes en el área de estudio debido a los procesos pedogenéticos.

Al existir dicha correlación perfecta entre los carbonatos y la materia orgánica, se puede aducir que los contenidos bajos de carbonatos influenciarían sobre la movilidad de los metales en los estratos estudiados de los suelos de bosque del distrito de Luyando; además esto sugiere que la interacción entre los carbonatos y los metales pesados puede ser influenciada por la presencia de compuestos orgánicos (Santos et al., 2017).

Al verse las correlaciones Arc\%-Fe ; Arc\%-Co , a razón de las características coloidales de las Arcillas y/o como también la influencia de la MO\% son correlaciones significativas, estos nos dan a entender que existe competencia entre los metales para ocupar las posiciones de cambio (Saldaña, 2020; Mico, 2005, Estévez et al., 1998); siendo

que, para los metales con mayor afinidad a los coloides del suelo, podrían quedar adsorbidos a la partícula coloidal y persistirían en su forma móvil. En cuanto a la correlación observada entre el pH-Fe; CIC-pH, CIC-Fe también son relacionadas a la fracción coloidal de la arcilla y MO%, muchas de las formas de los metales en el suelo dependen principalmente del pH y del potencial redox (Boluda, 1988). Los suelos en estudio muestran valores de pH bajos (ácidos) con una media de pH=5,79 esto nos indica que podrían existir formas solubles de metales con gran movilidad, relacionado a minerales solubles, del tipo de material predominante litológico (May, 2015).

Respecto a la correlación de la CIC con metales como el Cobalto, Hierro, con coeficientes de correlación con valores medios, en tanto se añade que para los demás metales no se observan correlaciones altamente significativas con la CIC, mostrándose que dichas concentraciones de metales estudiado en el suelo de bosque no están reguladas por los procesos de intercambio catiónico (Micó, 2005) para esta condición de suelo natural.

Cabe mencionar que el contenido de materia orgánica y el pH del suelo influyen en la movilidad de metales como el Zn, tal como lo determino Boruszko et al., (2017), que mostró concentraciones tóxicas de Zn en suelos con alta materia orgánica. Además, Zeng et al., (2011) que sugiere que pH y Materia orgánica pueden influir en la bioacumulación de metales, por su parte He et al., (2020) considera que los carbonatos y arcillas puede mejorar la retención de metales pesados, por lo que sugirió que estos factores deben ser considerados en la gestión de suelos contaminados (Wang et al., 2023). Moghal et al., (2020) determinó que la interacción entre CaCO_3 y metales pesados como Ni, Cd y Pb puede mejorar la capacidad de retención de estos metales en el suelo. Existen muchos estudios sobre las interrelaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas, pero estas se centran en mediciones puntuales de metales pesados, por tanto, hay una falta de investigaciones sobre cómo estas interacciones cambian con el tiempo bajo diferentes condiciones ambientales y de manejo. Cabe mencionar que las interrelaciones entre los metales pesados y las propiedades del suelo es un campo de investigación complejo. Los hallazgos actuales sugieren que factores como el pH, la materia orgánica, la CIC y el contenido de arcilla juegan un papel crucial en la movilidad y toxicidad de los metales pesados en suelos naturales. Sin embargo, se requieren más

estudios integrales, que sean a largo plazo, y así poder comprender por completo estas interacciones, con el fin de desarrollar estrategias efectivas para la gestión y remediación de suelos contaminados puntualmente.

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Cuadro 68. Correlaciones entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque.

Variable		As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe	Ao (%)	Ar (%)	Lo (%)	pH	MO (%)	CaCO ₃ (%)	CIC (cm ⁺ /kg)	
As	r	1																							
	p																								
Cu	r	0,119	1																						
	p	0,580																							
Cd	r	-0,036	0,424*	1																					
	p	0,869	0,039																						
Pb	r	0,323	-0,074	-0,252	1																				
	p	0,123	0,731	0,235																					
Zn	r	0,051	-0,033	-0,087	0,478*	1																			
	p	0,813	0,880	0,685	0,018																				
Co	r	-0,047	0,134	0,206	-0,016	0,162	1																		
	p	0,828	0,534	0,334	0,941	0,449																			
Hg	r	0,634**	-0,065	-0,156	-0,096	-0,298	-0,297	1																	
	p	0,001	0,764	0,466	0,655	0,158	0,158																		
Mo	r	0,542**	0,476*	0,112	0,341	-0,009	-0,109	0,428*	1																
	p	0,006	0,019	0,602	0,103	0,968	0,611	0,037																	
Ni	r	0,198	0,629**	0,570**	-0,111	-0,131	0,145	0,240	0,593**	1															
	p	0,354	0,001	0,004	0,606	0,540	0,498	0,258	0,002																
Cr	r	-0,223	0,038	0,301	-0,194	0,205	0,283	-0,236	-0,422*	0,117	1														
	p	0,296	0,860	0,153	0,363	0,337	0,181	0,267	0,040	0,586															

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

CaCO ₃ (%)	r	0,271	0,337	-0,062	-0,218	-0,132	0,135	0,146	0,087	0,000	0,030	0,255	0,072	-0,238	0,034	-0,339	0,166	0,022	-0,037	0,016	-0,081	1,000**	1	
	p	0,200	0,107	0,774	0,305	0,539	0,530	0,497	0,687	0,999	0,890	0,230	0,738	0,264	0,874	0,105	0,439	0,920	0,865	0,941	0,707	0,000		
CIC (cm ⁺ /kg)	r	-0,276	0,343	0,007	0,000	0,367	0,647**	-0,540**	-0,091	0,194	0,287	-0,155	0,203	-0,140	0,060	-0,310	0,510*	-0,136	0,289	-0,171	0,515*	0,034	0,034	1
	p	0,192	0,101	0,973	0,998	0,078	0,001	0,006	0,673	0,365	0,174	0,470	0,342	0,513	0,782	0,141	0,011	0,526	0,170	0,425	0,010	0,873	0,873	

Nota. * La correlación es significativa en el nivel 0,05. ** La correlación es significativa en el nivel 0,01. (r): Coeficiente de Correlación. (P): Coeficiente de Significación.

Análisis factorial de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas

Se identificaron los componentes principales entre los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas, además el porcentaje de varianza que explica cada componente; los componentes que muestren la mayor varianza en los suelos de bosques en estudio. En el cuadro 76. Se muestran los resultados del análisis factorial entre los contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas de los suelos de bosque, observándose cinco componentes identificados con su correspondiente porcentaje de varianza que los explica, se enfatizan en negrita las variables con mayor coeficiente de carga dentro de cada componente.

Del análisis de componentes principales se tiene que el 82.8% de la varianza se logran explicar a través de los siete factores (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7). El primer componente (C1) explica el 20.1% de la varianza donde se incluyen los contenidos totales de los metales As, Hg, Mo, Sr, Ni y Pb siendo los primeros 4 metales de mayor carga, estos metales pesados relacionados principalmente al origen natural, en cuanto a los metales Ni y Pb con menores coeficientes de carga en este componente.

El segundo componente (C2) explica el 16.1% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Zn, Mn, Pb y CIC; presentan mayor carga los metales Zn y Mn, observando una nueva participación del Plomo, que con el CIC presentan menor coeficiente de carga; siendo la CIC la principal variable con influencia positiva en el componente.

El tercer componente (C3) explica el 12.4% de la varianza, donde se incluyen los contenidos de totales de los metales Ni, Cd, Cu; con mayor coeficiente de carga, con una nueva participación del Sr y Mo con menor coeficiente de carga en este componente, no se observan variables fisicoquímicas con influencia en este componente.

El cuarto componente (C4) explica el 11.2% de la varianza e incluye la variable %Arcilla con mayor coeficiente de carga e influencia, seguido de los contenidos de totales de los metales Co y Fe con mayor coeficiente de carga en este componente, también se incluyen la variable CIC con influencia positiva en este componente,

observando que el Fe y la CIC participan también en los componentes 2 y 5 con menores coeficientes de carga en este componente

Cuadro 69. ACP de los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de los suelos de bosque.

Variable	Componentes principales						
	1	2	3	4	5	6	7
As_ppm	0,917	-0,010	0,062	0,108	0,127	0,050	-0,158
Hg_ppm	0,800	-0,248	-0,028	-0,098	-0,188	0,144	0,264
Mo_ppm	0,792	0,087	0,336	0,001	0,263	0,000	-0,352
Sr_ppm	0,547	-0,498	0,406	-0,109	0,210	0,202	-0,191
Zn_ppm	-0,113	0,883	-0,102	-0,025	0,099	-0,100	0,065
Mn_ppm	-0,173	0,809	0,170	0,033	-0,214	0,057	0,044
Ti_ppm	-0,017	-0,716	-0,406	0,145	-0,042	-0,331	0,248
Pb_ppm	0,331	0,579	-0,329	0,027	0,191	-0,313	-0,140
Ni_ppm	0,377	0,062	0,860	0,089	0,105	-0,034	-0,031
Cd_ppm	-0,159	-0,071	0,849	0,026	-0,211	-0,114	0,016
Cu_ppm	0,138	0,121	0,673	0,148	0,268	0,321	-0,155
Ao_pct	-0,116	0,030	-0,001	-0,870	0,334	0,036	-0,138
Ar_pct	0,099	-0,218	-0,014	0,855	0,184	-0,093	-0,244
Co_ppm	-0,263	0,199	0,170	0,798	0,090	0,131	0,079
pH	0,031	0,185	-0,056	-0,178	0,860	-0,058	-0,009
Lo_pct	0,030	0,221	0,013	0,092	-0,642	0,063	0,465
Fe_ppm	0,206	-0,073	0,083	0,516	0,627	0,182	0,219
Ba_ppm	0,296	-0,355	0,090	0,231	0,579	-0,001	0,152
CIC_cml/kg	-0,412	0,389	0,209	0,436	0,555	0,096	-0,022
CaCO3_pct	0,066	-0,018	0,015	0,020	-0,005	0,983	-0,061
MO_pct	0,066	-0,018	0,015	0,020	-0,005	0,983	-0,061
Zr_ppm	-0,063	-0,153	-0,258	0,001	0,015	-0,222	0,821
Cr_ppm	-0,484	0,173	0,326	0,011	0,059	0,077	0,602
Autovalor	4,619	3,707	2,856	2,58	2,037	1,879	1,357
Varianza explicada	20,1	16,1	12,4	11,2	8,9	8,2	5,9

El quinto componente (C5) explica el 8.9% de la varianza e incluye la variable pH con mayor coeficiente de carga, seguido de los contenidos de totales de los metales Fe y Ba con mayor coeficiente de carga en este componente, también se incluyen las variables CIC y % Arena con influencia positiva en este componente, observando que el Fe y la CIC participan también en los componentes 2 y 4 con menores coeficientes de carga en este componente

El sexto componente (C6) explica el 8.2% de la varianza e incluye las variables CaCO₃ y %MO con mayor coeficiente de carga e influencia positiva en este componente, seguido del contenido total del Cu con menor coeficiente de carga en este componente.

Por último, el séptimo componente (C7) explica el 5.9% de la varianza e incluye los contenidos de totales de los metales Zirconio y Cromo con mayor coeficiente de carga, incluyendo la variable %Limo como variable principal con influencia positiva en este componente.

Análisis clúster de los contenidos totales de metales pesados y las propiedades fisicoquímicas.

Se puede observar en la Figura 101 se presenta el Dendograma resultado del análisis clúster de los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas en los suelos de bosques. En donde se observa la conformación de 4 cluster, siendo para el primer Cluster según análisis del Clúster de pertenencia; una asociación primigenia del As, Mo, Sr, Hg, Cu, Ni, Cd y MO y CaCO₃, observando que las variables características físicas químicas del suelo guardan relación con la capacidad de adsorción de los metales.

En el segundo cluster se observa una conformación de los metales Zn, Mn, Pb, consecuentemente siguen la agrupación las variables %Arena y pH, siendo el % Arena y el pH características relacionada con la movilidad de los metales, siendo que al disminuir el pH esta influenciaría en la desorción y la presencia de formas móviles de los metales, con respecto a los contenidos de arena, por ejemplo, altos contenidos de arena favorecerían la movilidad de metales pesados.

Para el tercer clúster se observa una asociación primigenia del Ba, Fe y la variable Arcilla, seguida del Co y la variable CIC; las variables observadas guardan relación con la movilidad y capacidad de absorción de los metales.

Por último, el cuarto Clúster la asociación de los metales Zr, Ti y la variable %Limo siendo esta variable es relacionada con la capacidad de absorción media de los metales y con la capacidad de movilidad.

Cabe resaltar que para los 4 clústeres se considera que los metales están relacionados a razón de su origen principalmente natural (litogénico), ya que las muestras tomadas son de suelos de bosques; con estos resultados de análisis clúster, se corroborar lo expresado en el análisis factorial entre los metales y las variables fisicoquímicas del suelo.

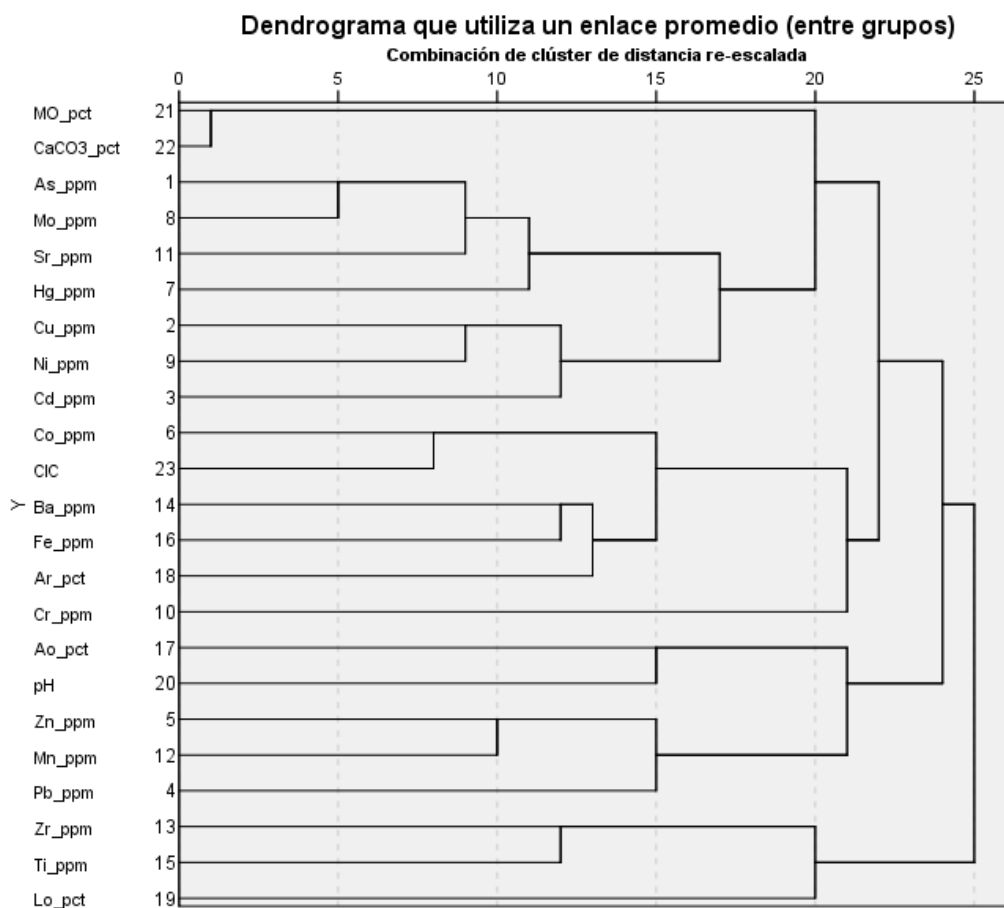


Figura 101. Dendrograma del análisis clúster de contenidos totales de metales pesados y propiedades fisicoquímicas en suelos de bosques.

6.3.16. Determinación de Valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.

Rectas de regresión lineal para los metales pesados.

En la determinación de valores de referencia de los metales pesados en estudio para los suelos de bosque en el distrito de Luyando, considerando las características edáficas (propiedades fisicoquímicas) de los suelos, se ha utilizado el método de las ecuaciones lineales, metodología consistente en establecer fórmulas en las cuales se relacionan las propiedades fisicoquímicas del suelo que influyen en la dinámica (movilidad) de los metales pesados en los suelos de estudio, estableciendo como principales características a las que intervengan altamente en la capacidad de absorción y/o movilidad de los metales en el suelo, siendo los más estudiados en la determinación de ecuaciones lineales el %MO, la CIC, el contenido de arcilla (Ar%), el contenido en carbonatos (CaCO_3) y el pH.

Por lo tanto, en esta investigación con el objetivo de conocer que propiedades fisicoquímicas del suelo tienen influencia en las concentraciones totales de los metales pesados en los suelos de bosque en el distrito de Luyando, se utilizaron las rectas de regresión lineal considerando los coeficientes de regresión (R) y coeficiente de determinación (R^2); Explicándose el comportamiento de los metales pesados debido a su grado de correlación, en función de las propiedades fisicoquímicas del suelo. Se consideraron todas las variables en el análisis entre las que mostraron distribución normal y las de distribución No normal que se han logrado su transformación logarítmica hasta alcanzar la normalidad, siendo los metales Arsénico (Log As), Cadmio (Log Cd), Mercurio (Log Hg), Molibdeno (Log Mo), Níquel (Log Ni) Cromo (Log Cr), Estroncio (Log Sr) y Manganeso (Log Mn).

Los parámetros fisicoquímicos con mayor participación en las rectas de regresión lineal son la arcilla (Arc%), el pH y la CIC (cm^l/kg). Se puede observar en el Cuadro 77; que la Arcilla interviene en las ecuaciones para los contenidos de Arsénico, Manganeso, Bario y Hierro con correlaciones positivas medianamente significativas ($P < 0,05$).

Cuadro 70. Rectas de regresión lineal múltiple entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de los suelos de bosque.

Metal	Recta de regresión	R	R ²
Arsénico	As = -34,73 + 0,35 (Arc%) + 5,87 (pH) - 1,45 (CIC)	0,576	0,332
Cobalto	Co = 9,55 - 2,58 (pH) + 0,88 (CIC)	0,839	0,704
Mercurio	Hg = 0,062 - 0,013 (CIC)	0,594	0,353
Molibdeno	Mo = -11,38 + 1,99 (pH)	0,515	0,265
Cromo	Cr = 109,62 + 3,49 (CIC)	0,46	0,212
Bario	Ba = -525,41 + 5,49 (% Arc) + 100,28(pH)	0,642	0,413
Hierro	Fe = -42442,995 + 512,07 (Arc%) + 7392,842 (pH)	0,72	0,519

Nota: en el cuadro elaborado, se observan las rectas de regresión; la influencia de cada parámetro fisicoquímico sobre los contenidos totales de los metales pesados del suelo de bosques en estudio, además se observa los coeficientes de Regresión (R) y Determinación (R²), para cada recta acorde al modelo determinado.

Cuadro 71. Rectas de regresión lineal simple entre los contenidos totales de metales y diferentes propiedades fisicoquímicas de suelos de bosque.

Metal	Arcilla %		pH		CIC	
	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta
Cobalto	0,540**	-0,47+0,19 Arc%	0,070	-	0,647**	1,41+0,71 CIC
Mercurio	-0,042	-	0,218	-	0,540**	0,22-0,010 CIC
Hierro	0,477*	13647,51+ 508,33Arc%	0,429*	-7381,20+7657,55 pH	0,510*	20765,33+1746,83 CIC

Nota: para los metales Arsénico, Molibdeno, Cromo, Manganeso y Bario, no se determinan ecuaciones lineales al no existir correlación significativa entre estos metales y las propiedades fisicoquímicas.

El pH interviene en las ecuaciones para los contenidos de Arsénico, Cobalto, Molibdeno, Bario y Hierro; por su parte la C.I.C. interviene en las ecuaciones para los contenidos de Arsénico, Cobalto, Mercurio y Cromo.

De las rectas de regresión, podemos observar que, para los metales Arsénico, Mercurio, Molibdeno, Cromo y Bario (Cuadro 77) se muestran valores más bajos ($R^2 < 0,500$); por lo cual existiría la posibilidad de que variables no comprendidas en estas rectas de regresión como la Materia Orgánica y CaCO_3 , influyan de manera considerables en los contenidos de metales y/o se pueda explicar sobre la variabilidad de los metales pesados estudiados (Saldaña, 2020; Micó, 2005).

Niveles de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.

En tanto en esta parte de la investigación también se utilizaron las ecuaciones lineales para lograr establecer los niveles de referencia específicos para cada metal pesado estudiado en este caso para los suelos de bosque obtenidos en el área de estudio del distrito de Luyando. Habiéndose considerado para este método las rectas de regresión lineal simple, determinadas del análisis entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque (Cuadro 78); puntualmente las predominantes, con gran aporte, que influyan y/o condicionen los contenidos totales de los metales pesados.

En el contexto del suelo de bosque (natural) estudiado y por la ubicación geográfica del estudio (zona tropical) con considerables contenidos de material coloidal tanto de arcilla y materia orgánica, y en su mayoría con pH que representan suelos ácidos; en esta parte del estudio también se consideran en las ecuaciones lineales los componentes Arcilla, pH, CIC y %MO; los Carbonatos (CaCO_3) no se consideran por no mostrar correlación significativa con los metales. Por lo que el valor de referencia se calcularía usando la ecuación siguiente:

$$\text{VR ó NR} = \text{NF} + a * \text{Arc}\% + b * \text{pH} + c * \text{CIC}$$

Sabiendo que VR = representa al valor de referencia, también se simboliza como NR=nivel de referencia.

NF = nivel de fondo que coincide con la media aritmética para metales con distribución normal, y la mediana para metales con distribución no normal.

Arc%= porcentaje de arcilla; pH= potencial de hidrógeno y CIC=capacidad de intercambio catiónico; a, b y c son los coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple.

En el Cuadro 79, se observa el cálculo del valor de referencia (VR) de cada metal, habiéndose substituidos los valores de la media y desviación estándar en las ecuaciones lineales correspondientes (MO, Arcilla, pH y CIC); siendo los valores medios para estas propiedades fisicoquímicas del suelo de bosque de 45,97 % para arcilla; 9,05% para M.O.; 5.79 para el pH y 9,30 cml+/kg para la C.I.C.

Para el caso de las muestras de suelos de bosque, se podría establecer como suelos estándar ya que no tienen intervención humana; estos valores serán representativos considerando todas las medias del total poblacional en el área de estudio (Mico, 2005; Saldaña, 2020).

Con respecto al método utilizado, también se generó una segunda ecuación (cuadro 79) donde se considera como nivel de fondo los valores obtenidos a través del cálculo de UCL95. Saldaña, (2020) utilizo también valores de UCL95 en su investigación, ya que son valores que presentan mayor robustez estadística, en concordancia con la distribución de los metales pesados. Recalcando, que el método muestra una dificultad al momento de realizar aproximaciones que comprendan todas las propiedades fisicoquímicas más relevantes del suelo, acorde a la correlación entre los metales pesados y la variedad de factores que intervengan en los procesos pedogenéticos. Como menciono Saldaña, (2020) entre otros autores, por una parte, la metodología es ventajosa en la determinación de los niveles de referencia específicos, para áreas en estudio con similares condiciones de uso del suelo, características geomorfológicas, geológicas u litológicas y/o similitud de concentraciones de las propiedades fisicoquímicas del suelo. En el Cuadro 79, se observa los niveles de referencia calculados, utilizando los valores de niveles de fondo obtenidos por los dos métodos utilizados (estadísticos descriptivos y método de UCL95). Siendo la mejor propuesta de los valores de referencia los obtenidos

con valores del UCL95, por mostrar mejor ajuste en concordancia con la distribución estadística de metales pesados en el suelo de bosque en el distrito de Luyando.

Cuadro 72. Niveles de Referencia propuestos para los metales pesados estudiados en los suelos de bosque en el distrito de Luyando.

Metal	Nivel de Fondo		Ecuación Lineal*	Nivel de Referencia (ppm)
	Método	Valor (ppm)		
As	Estadístico descriptivo	6	6+2DE	26
	UCL95	19	19+2DE	39
Cu	Estadístico descriptivo	15	15+2DE	29
	UCL95	17	17+2DE	32
Cd	Estadístico descriptivo	2,75	2,75+2DE	6
	UCL95	5	5+2DE	8
Pb	Estadístico descriptivo	19	19+2DE	37
	UCL95	23	23+2DE	41
Zn	Estadístico descriptivo	71	71+2DE	143
	UCL95	85	85+2DE	157
Co	Estadístico descriptivo	9	9+0,132 Arc + 0,590 CIC	20
	UCL95	10	10+0,132 Arc + 0,590 CIC	22
Hg	Estadístico descriptivo	0,12	0,12-0,10 CIC	0,81
	UCL95	0,16	0,16-0,10 CIC	0,77
Mo	Estadístico descriptivo	4,5	4,5+2DE	10
	UCL95	6	6+2DE	11
Ni	Estadístico descriptivo	30	30+2DE	64

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

	UCL95	38	4+2DE	72
Cr	Estadístico descriptivo	55	55+2DE	82
	UCL95	61	61+2DE	87
Sr	Estadístico descriptivo	148	148+2DE	461
	UCL95	222	222+2DE	535
Mn	Estadístico descriptivo	450	450+2DE	1429
	UCL95	700	700+2DE	1679
Zr	Estadístico descriptivo	388	388+2DE	633
	UCL95	432	432+2DE	678
Ba	Estadístico descriptivo	247	247+2DE	472
	UCL95	289	289+2DE	514
Ti	Estadístico descriptivo	5779	5779+2DE	7773
	UCL95	6100	6100+2DE	8094
Fe	Estadístico descriptivo	38548	38548+ 490,67Arc	61073,12
	UCL95	42000	42000+ 490,67Arc	64525,30

Nota. *Cada Ecuación Lineal propuesta para determinar los Niveles de Referencia de los metales pesados estudiados en suelos de bosque en el distrito de Luyando considera el Nivel de Fondo (calculado por el método estadístico descriptivo y del UCL95) como constante. Para los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Ti; se utilizó la ecuación de $NR = X + nDE$ al 95 %, para DE: Desviación estándar y X el Nivel de Fondo. El valor del UCL95 fue calculado descartando los valores discordantes.

Para concluir en el distrito según el mapa geológico (ver Anexo N°4) existe una variedad litológica que comprende desde Depósitos: Aluviales y fluviales, Formación: Chonta, Vivian, Grupos: Huayabamba, Oriente, Pucara, y Pluton de diorita (INGEMMET, 2023). Por lo que el método se podría aplicar realizando una estructuración geológica llegando a expresar los datos específicamente según la unidad litológica existente acorde con Brizuela y Jiménez (2012); Saldaña, (2020).

6.4. Clasificación de los suelos en estudio en función al grado de contaminación por presencia de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe.

En este acápite se muestra los resultados de la clasificación de los suelos de acuerdo con su grado de contaminación, habiéndose determinado previamente los niveles de fondo y valores de referencia; la clasificación se enfatiza en las muestras de suelos superficiales (0-30 cm de profundidad) tanto para las áreas de suelos agrícolas y de bosque. Con el fin de comparar los niveles de contaminación en ambas condiciones de uso de suelo que también se visualiza en el mapa de dispersión.

Previo al análisis en el Cuadro 80, se expresan las características generales de las muestras de suelos estudiados (valor medio e intervalos).

Cuadro 73. Características generales de los suelos superficiales.

N=24	Mínimo	Máximo	Media	Desv. Desviación
% Arcilla	21,36	63,36	42,98	11,96
% MO	5,94	19,81	9,42	3,28
pH	4,43	7,50	5,54	0,88
% CaCO ₃	11,71	39,06	18,58	6,46
CIC cml+/kg	0,98	19,02	9,20	4,13

Cuadro 74. Contenidos disponibles de metales en suelo agrícola y de bosque, muestreado a nivel superficial de 0-30 cm. (n=24).

Muestras	Contenidos disponibles (ppm)															
	*As	*Cu	*Cd	*Pb	*Zn	*Co	*Hg	*Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
P030-H/SAM1	-	13	-	16	62	10	0,092	-	28	52	145	400	378	391	5200	36300
P030-H/SBM1	-	9	-	15	43	6	0,098	-	18	56	95	200	599	189	6700	35000
P030-B/SAM1	-	11	-	25	89	16	0,063	-	23	53	38	1200	384	188	6200	36900
P030-B/SBM1	10	11	-	9	38	5	0,26	-	19	50	50	200	523	221	7100	48700
P030-MP/SAM1	6	14	-	30	61	11	0,068	-	16	52	93	1100	437	350	6000	34600
P030-MP/SBM1		22	-	18	54	8	0,094	2	15	43	36	400	455	340	6200	40400
P030-SMT/SAM1	7	12	-	25	46	15	0,085	-	20	46	12	800	638	179	7200	26300
P030-SMT/SBM1	7	9	-	21	43	15	0,096	-	22	55	20	800	441	247	10000	36100
P030-ASJT/SAM1	-	12	-	10	33	8	0,184	2	37	94	37	200	497	178	11800	54900
P030-ASJT/SBM1	-	26	-	11	76	14	0,075	-	23	51	30	1400	277	654	4000	31800
P030-SG/SAM1	11	21	2	33	125	8	0,104	6	46	57	546	1400	236	124	3100	18100
P030-SG/SBM1	8	12	3	26	134	9	0,131	3	39	48	1352	1500	310	123	4300	20000
P030-MA/SAM1	-	15	-	11	55	9	0,035	-	17	36	108	400	535	203	4900	30100
P030-MA/SBM1	8	13	-	20	86	3	0,118	4	20	95	181	100	371	295	4000	23100
P030-3EQ/SAM1	-	6	-	15	47	7	0,088	-	34	83	24	100	430	322	4600	28900
P030-3EQ/SBM1	58	13	2	98	679	9	0,23	2	42	61	416	3100	377	214	6100	31200
P030-STR/SAM1	-	12	-	10	72	13	0,069	-	24	46	49	500	360	154	6000	36000
P030-STR/SBM1	-	11	-	12	66	12	0,053	-	21	42	54	500	370	154	6200	36500
P030-GYO/SAM1	5	7	-	16	35	3	0,116	-	8	32	32	100	662	55	5800	18500
P030-GYO/SBM1	-	3	-	8	9	-	0,097	-	-	13	59	-	867	33	6300	1800
P030-IK/SAM1	-	17	-	20	75	11	0,051	-	24	49	71	700	415	264	5400	32900
P030-IK/SBM1	6	7	-	22	62	6	0,094	-	15	51	111	200	621	155	6900	35400
P030-MPR/SAM1	13	16	-	14	149	3	0,096	6	29	72	85	400	139	88	2800	20900
P030-MPR/SBM1	32	21	-	43	294	5	0,19	9	56	142	343	200	260	249	5800	41900

Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque). *Los valores de metales expresados en ppm.

Con el fin de lograr la clasificación de los suelos según su contaminación, se determinó los “contenidos medios” de metales como se muestra en el Cuadro 82. Se tienen como referencia los valores litológicos e intervalos de contenidos, siguiendo la metodología utilizada por IHOBE, (1998); C.M.A.J.A, (1999); Pérez, (2000) y Quiroz, (2012); entre otros, luego se determinaron las clases de contaminación según los contenidos de metales pesados encontrados en los suelos estudiados. Por lo cual se establecieron las clases según la acumulación edáfica (contenido en suelo/ valor litológico).

Los valores litológicos fueron considerados para el tipo de rocas sedimentarias Kabata Pendías y Pendías; (2001), siendo que las muestras extraídas muestran características de sedimentos arcillosos, siendo representativas para todos los suelos de la zona de estudio en el distrito de Luyando; llegándose a establecer 4 clases (ver A.E.3. Cuadro 95), las que son:

Clase 1: acumulación edáfica < 2 veces el valor litológico, corresponde a suelos no contaminados (SNC).

Clase 2: acumulación edáfica entre 2 y 5 veces el valor litológico, incluye suelos ligeramente contaminados (SLC).

Clase 3: acumulación edáfica entre 5 y 10 veces el valor litológico, corresponde a suelos moderadamente contaminados (SMdC).

Clase 4: acumulación edáfica > 10 veces el valor litológico, está integrada por suelos muy contaminados (SMuC) (Quiroz, 2012).

Cuadro 75. Contenidos medios de los metales en estudio, para los suelos superficiales de zonas agrícolas y de bosque en el distrito de Luyando (ppm). (n = 24).

	*As	*Cu	*Cd	*Pb	*Zn	*Co	*Hg	*Mo	*Ni	*Cr	*Sr	*Mn	*Zr	*Ba	*Ti	*Fe
Media Suelo	14,25	13,0	2,3	22,0	101,4	9,0	0,1	4,3	25,9	59,4	166,1	691,3	440,9	223,8	5,941.7	31,512.5
Intervalo	(5-58)	(3-26)	(2-3)	(8-98)	(9-679)	(3-16)	(0,035-0,26)	(2-9)	(8-56)	(32-142)	(12-1352)	(100-3100)	(139-867)	(33-654)	(2,800-11,800)	(18,100-54,900)
Media Roca ^a	13	40	0,3	20	80	14	0,2	2	40	80	300	400	160	500	3,800	33,000
Intervalo ^b	(1-13)	(2-60)	(0,035 - 0,3)	(3-40)	(10-120)	(0,1-20)	(0,04-0,40)	(0,16-2,6)	(5-90)	(5-120)	(20-600)	(400-1000)	(20-220)	(50-800)	(300-4600)	(4000-48000)
Suelo/Roca	1,10	0,33	7,78	1,10	1,27	0,64	0,54	2,13	0,65	0,74	0,55	1,73	2,76	0,45	1,56	0,95

^a Valores litológicos; ^b Rangos para rocas sedimentarias (sedimentos arcillosos) según Kabata-Pendías y Pendías et al., (2001).

*Los valores de metales expresados en ppm

Se muestra a continuación la clasificación de los suelos en función al grado de contaminación para cada metal pesado estudiado en los suelos superficiales muestreados en zonas agrícolas y de bosque.

Cuadro 76. Clasificación de suelos según contaminación por contenido disponible de metales pesados para suelo superficial agrícola y de bosque.

Muestras	Clases de contaminación para metales pesados															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
P030-H/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-H/SBM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-B/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	2	2	1	1	1
P030-B/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-MP/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	2	2	1	1	1
P030-MP/SBM1		1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-SMT/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-SMT/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	2	1
P030-ASJT/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1
P030-ASJT/SBM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	2	1	1	1	1
P030-SG/SAM1	1	1	3	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1
P030-SG/SBM1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
P030-MA/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-MA/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-3EQ/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-3EQ/SBM1	2	1	3	2	3	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1
P030-STR/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-STR/SBM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-GYO/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-GYO/SBM1	-	1	-	1	1	-	1	-	1	1	1	-	2	1	1	1
P030-IK/SAM1	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-IK/SBM1	1	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1
P030-MPR/SAM1	1	1	-	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
P030-MPR/SBM1	2	1	-	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1

Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque). Clases determinadas: Clase 1: acumulación edáfica < 2 veces el valor litológico, corresponde a suelos no contaminados (SNC). Clase 2: acumulación edáfica entre 2 y 5 veces el valor litológico, incluye suelos ligeramente contaminados (SLC); y Clase 3: acumulación

edáfica entre 5 y 10 veces el valor litológico, corresponde a suelos moderadamente contaminados (SMdC). (Quiroz, 2012).

Como se observa en el cuadro 83, se han identificado la existencia de las clases 1, 2 y 3 de contaminación para los metales estudiados acorde a su acumulación edáfica. A continuación, se describe con referencia a cada metal evaluado.

- a) Para el **Arsénico** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas se clasifican en la **Clase 1**; y para los suelos de bosque se identificó 2 muestras con clasificadas en la **Clase 2**; siendo la muestra P030-3EQ/SBM1 (comunidad de Tres Esquinas) y la muestra P030-MPR/SBM1 (comunidad de Mapresa).
- b) Para el **Cobre** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**.
- c) Para el **Cadmio** se identificó que el suelo agrícola (muestra P030-SG/SAM1) se clasifican en la **Clase 3**, al igual que las muestras de suelos de bosque (P030-SG/SBM1 comunidad San Gregorio y P030-3EQ/SBM1 comunidad de Tres Esquinas).
- d) Para el **Plomo** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas se clasifican en la **Clase 1**, para los suelos de bosque se identificó 2 muestras clasificadas en la **Clase 2** (P030-3EQ/SBM1 en la comunidad de Tres Esquinas y P030-MPR/SBM1 en la comunidad de Mapresa).
- e) Para el **Zinc** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas se clasifican en la **Clase 1**, y para los suelos de bosque se identificó 1 muestra que se clasifica en la **Clase 3** (P030-3EQ/SBM1 en la comunidad de Tres Esquinas) y 1 muestra que se clasifica en la **Clase 2** (P030-MPR/SBM1 en la comunidad de Mapresa).
- f) Para el **Cobalto** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**.

- g) Para el **Mercurio** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**.
- h) Para el **Molibdeno** se identificó para suelos agrícolas, la muestra P030-ASJT/SAM1 se clasifica en la **Clase 1**; y las muestras P030-SG/SAM1 (Comunidad San Gregorio) y P030-MPR/SAM1 (Comunidad de Mapresa), se clasifican en la **Clase 2**. Para los suelos de bosque se identificó para las muestras P030-MP/SBM1 (Comunidad de Mishquipunta), P030-SG/SBM1(Comunidad de San Gregorio), P030-3EQ/SBM1(Comunidad de Tres Esquinas) se clasifican en la **Clase 1**; y las muestras P030-MA/SBM1 (comunidad de Marona) y P030-MPR/SBM1 (comunidad de Mapresa) se clasifican en la **Clase 2**.
- i) Para el **Níquel** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**.
- j) Para el **Cromo** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**.
- k) Para el **Estroncio** se identificó para la mayoría de las muestras entre agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**; y solo la muestra P030-SG/SBM1 (comunidad San Gregorio) se clasifica en la **Clase 2**.
- l) Para el **Manganeso** se identificó para las muestras agrícolas P030-H/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-ASJT/SAM1, P030-MA/SAM1, P030-3EQ/SAM1, P030-STR/SAM1, P030-GYO/SAM1, P030-IK/SAM1 y P030-MPR/SAM1 se clasifican en la **Clase 1** y las muestras P030-B/SAM1 (Comunidad de Bolaina), P030-MP/SAM1(Comunidad de Mishquipunta), P030-SG/SAM1(Comunidad de San Gregorio) se clasifican en la **Clase 2**. Para los suelos de bosque se identificó para las muestras P030-H/SBM1, P030-B/SBM1, P030-MP/SBM1, P030-SMT/SBM1, P030-MA/SBM1, P030-STR/SBM1, P030-IK/SBM1 y P030-MPR/SBM1 se clasifican en la **Clase 1**; y las muestras P030-ASJT/SBM1 (Alto San Juan de Tulumayo), P030-SG/SBM1(Comunidad San Gregorio) y P030-3EQ/SBM1 (Comunidad de Tres Esquinas) se clasifican en la **Clase 2**.

- m) Para el **Zirconio** se identificó para las muestras agrícolas P030-H/SAM1, P030-B/SAM1, P030-MP/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-ASJT/SAM1, P030-MA/SAM1, P030-3EQ/SAM1, P030-STR/SAM1, P030-GYO/SAM1, P030-IK/SAM1, se clasifican en la **Clase 2**. Y para las muestras de P030-SG/SAM1, P030-MPR/SAM1 se clasifican en la **Clase 1**. Para los suelos de bosque se identificó para las muestras P030-H/SBM1, P030-B/SBM1, P030-MP/SBM1, P030-SMT/SBM1, P030-MA/SBM1, P030-3EQ/SBM1, P030-STR/SBM1, P030-GYO/SBM1, P030-IK/SBM1 se clasifican en la **Clase 2**. Y las muestras: P030-ASJT/SBM1, P030-SG/SBM1 y P030-MPR/SBM1 se clasifican en la **Clase 1**.
- n) Para el **Bario** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**.
- o) Para el **Titanio** se identificó para la mayoría de las muestras entre agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**; y la muestra P030-SMT/SBM1 suelo de bosque (comunidad de San Miguel de Tulumayo) y la muestra P030-ASJT/SAM1 suelo agrícola (Alto San Juan de Tulumayo), se clasifican en la **Clase 2**.
- p) Por último, para el **Hierro** se identificó que todas las muestras de los suelos agrícolas y de bosque se clasifican en la **Clase 1**.

Por lo tanto, se puede concluir que los suelos superficiales agrícolas en estudio muestran valores de contaminación ligera con respecto a los metales: Molibdeno (P030-SG/SAM1 y P030-MPR/SAM1); Manganeso (P030-B/SAM1, P030-MP/SAM y P030-SG/SAM1); Zirconio (P030-SG/SAM1, P030-B/SAM1, P030-MP/SAM1, P030-SMT/SAM1, P030-ASJT/SAM1, P030-MA/SAM1, P030-3EQ/SAM1, P030-3EQ/SAM1, P030-STR/SAM1, P030-GYO/SAM1, y P030-IK/SAM1); Titanio (P030-ASJT/SAM1). Y contaminación moderada para el suelo agrícola respecto al Cadmio (P030-SG/SAM1),

Con respecto a los suelos superficiales de bosque en estudio muestran valores de contaminación ligera con respecto a los metales: Arsénico (P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1); Plomo (P030-3EQ/SBM1 y P030-MPR/SBM1); Zinc (P030-3EQ/SBM1

y P030-MPR/SBM1); Molibdeno (P030-MA/SBM1 y P030-MPR/SBM1); Estroncio (P030-SG/SBM1); Manganeso (P030-ASJT/SBM1, P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1); Zirconio (P030-H/SBM1, P030-B/SBM1, P030-MP/SBM1, P030-SMT/SBM1, P030-MA/SBM1, P030-3EQ/SBM1, P030-STR/SBM1, P030-GYO/SBM1 y P030-IK/SBM1); Titanio (P030-SMT/SBM1). Y contaminación moderada para suelos de bosque respecto al Cadmio (P030-SG/SBM1 y P030-3EQ/SBM1).

Por lo verificado con los análisis estadísticos multivariados, análisis de los componentes principales y los análisis de conglomerados “cluster” los resultados apuntan a que la contaminación del suelo en la zona de estudio procede principalmente de las actividades antrópicas para el caso de los suelos agrícolas (Marrugo et al., 2017) a excepción de los suelos con metales que no indican valores de contaminación.

Pérez et al., (2000), han llevado a cabo un estudio para la clasificación de suelos agrícolas de la zona Sur y Suroeste de Madrid, zonas de intensa actividad industrial y alta demografía. Han distribuido los suelos en cuatro clases en función de la contaminación por metales pesados (Pb, Cu, Cd y Zn). Las clases fueron establecidas según la acumulación edáfica (contenido en suelo/valor litológico). Quiroz, 2012, clasifico suelos agrícolas en la microcuenca de picuroyacu en el Distrito de Jose Crespo y Castillo, determinando en base a las concentraciones de metales pesados, Clases de contaminación 2 y 3 de ligeros a moderadamente contaminados para el Cd; y para los metales Pb, Zn y Cu; clase 1 de suelos ligeramente contaminados, las concentraciones de metales mostraron la secuencia de concentraciones en los suelos: Cd>>>Pb>Zn>Cu.

6.4.1. Valoración Ambiental de los Suelos en base a los contenidos disponibles de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe.

Para lograr la Valoración Ambiental de la calidad de los suelos en estudio, previamente se realizó la identificación de los Valores Indicativos de Evaluación de calidad de suelo “VIEC” en base a la metodología establecida por IHOBE; (1994) y clase definida en el acápite de clasificación por su grado de contaminación; esta metodología también fue utilizada por Pérez, 2000; Quiroz, 2012; entre otros.

Por lo tanto, al mencionarse en este acápite el termino VIE-A, nos estamos refiriendo al valor de referencia “VR” que fue calculado y propuesto en base a los métodos descriptivos y/o UCL95, según corresponda acorde a la distribución identificada para cada grupo de datos de los metales estudiados. Dicho esto, entonces $VR=VIEC$ (A, B, C), diferenciándose en base a los rangos que se establezcan, para cada nivel de evaluación, explícitamente $VR= VIE-A$, como principal rango para este proceso de Valoración Ambiental.

Cabe indicar que en adelante se realiza la valoración ambiental en tres escenarios propuestos para los suelos de estudio: Suelos superficiales (suelos agrícolas y bosque), Suelos agrícolas y Suelos de Bosque natural.

6.4.2. Determinación de Valores de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales, para suelos superficiales.

Rectas de regresión lineal para los metales pesados.

En la determinación de valores de referencia de los metales pesados en estudio para los suelos superficiales tanto agrícolas como de bosque en el distrito de Luyando, considerando las características edáficas (propiedades fisicoquímicas) de los suelos, se utilizó el método de las ecuaciones lineales (método explicado anteriormente), se establecieron como principales características las que muestran alta intervención en la capacidad de absorción y/o movilidad de los metales en el suelo, entre los que destacan el contenido de arcilla (Ar%), el contenido de materia orgánica (%MO), el contenido de carbonatos ($CaCO_3$), el pH y la CIC, son los más estudiados en la determinación de ecuaciones lineales. Por tanto, se utilizaron las rectas de regresión lineal considerando los coeficientes de regresión (R) y coeficiente de determinación (R^2); con el objetivo de conocer que propiedades fisicoquímicas del suelo tienen influencia en las concentraciones totales de los metales pesados en los suelos superficiales agrícolas y de bosque natural en el distrito de Luyando, con referidas rectas se explica el comportamiento de los metales pesados en función al grado de correlación entre metales y las propiedades fisicoquímicas del suelo.

Se consideraron todas las variables en el análisis entre las que mostraron distribución normal y las de distribución No normal (Cuadro 33).

Los parámetros fisicoquímicos con mayor participación en las rectas de regresión lineal son los carbonatos CaCO₃, CIC, pH y Arcilla (Arc%), en orden de mayor a menor participación. Se puede observar en el Cuadro 84; que la Arcilla (Arc%) solo interviene en la ecuación para el contenido de Cadmio, los carbonatos (CaCO₃) intervienen en las ecuaciones de los contenidos de Cadmio, Zirconio, Bario y Titanio con correlaciones positivas y negativas medianamente significativas; la CIC (cm³/kg) interviene en las ecuaciones de Cobalto, Mercurio y Bario, por último, el pH interviene en las ecuaciones de Cobalto, Molibdeno y Bario.

Cuadro 76. Rectas de regresión lineal múltiple entre los contenidos totales de metales y propiedades fisicoquímicas de los suelos superficiales agrícolas y de bosque en el distrito de Luyando.

Metal	Recta de regresión	R	R ²
Cadmio	$Cd = -5,74 - 0,08 (\text{Arc}\%) - 0,002 (\text{CaCO}_3)$	1,0	1,0
Cobalto	$Co = 9,76 - 1,88 (\text{pH}) + 0,93 (\text{CIC})$	0,795	0,633
Mercurio	$Hg = 0,09 - 0,008 (\text{CIC})$	0,652	0,426
Molibdeno	$Mo = -22,16 + 7,32 (\text{pH})$	0,955	0,913
Zirconio	$Zr = 643,09 - 10,88 (\text{CaCO}_3)$	0,441	0,195
Bario	$Ba = -71,40 + 12,20 (\text{CaCO}_3) + 14,50(\text{CIC})$	0,773	0,597
Titanio	$Ti = 8516,91 - 138,62 (\text{CaCO}_3)$	0,459	0,211

Nota: en el cuadro elaborado, se observan las rectas de regresión; la influencia de cada parámetro fisicoquímico sobre los contenidos totales de los metales pesados del suelo superficial agrícola y de bosque en estudio, además se observa los coeficientes de Regresión (R) y Determinación (R²), para cada recta acorde al modelo determinado.

De las rectas de regresión, podemos observar que, para los metales, Mercurio, Zirconio y Titanio se muestran valores más bajos (R²<0,500); por lo cual existiría la posibilidad de que variables no comprendidas en estas rectas de regresión como la Materia Orgánica influyan de manera considerable en los contenidos de metales y/o se pueda

explicar sobre la variabilidad de los metales pesados estudiados (Saldaña, 2020; Micó, 2005).

Niveles de referencia de metales pesados por el método de Ecuaciones Lineales.

Como ya se mencionó el uso del método de ecuaciones lineales ha sido utilizada en investigaciones referidas a los suelos mayormente en países europeos; con el objetivo de determinar los valores de referencia específicos de los metales en estudio, considerando las propiedades fisicoquímicas específicamente. En tanto en esta investigación también se utilizaron las ecuaciones lineales para lograr establecer y definir los niveles de referencia específicos (Saldaña 2020, Rueda Saa et al., 2011, Micó Llopis, 2005); para cada metal estudiado del suelo superficial agrícola y de bosque del distrito de Luyando. Se han considerado con dicho método en primera instancia las rectas de regresión lineal simple entre los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo superficial (Cuadro 85); específicamente aquellas predominantes, que influyen y/o condicionan los contenidos totales de los metales pesados.

En el contexto del suelo superficial en estudio para ambas condiciones agrícolas y de bosque, por encontrarse en zona tropical con considerables contenidos de material coloidal tanto de arcilla y materia orgánica, y en su mayoría con pH que representan suelos ácidos; se consideran en las ecuaciones lineales los componentes de arcilla (Arc), materia orgánica (MO), Carbonatos (CaCO₃), pH y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Por lo que el valor de referencia se calcularía usando la ecuación siguiente:

$$VR = NF + a * Arc + b * MO + c * pH + d * CIC + e * CaCO_3$$

Sabiendo que VR = representa al valor de referencia.

NF = nivel de fondo que coincide con la media aritmética para metales con distribución normal, y la mediana para metales con distribución no normal.

Arc = %arcilla; MO=materia orgánica, pH y CIC=capacidad de intercambio catiónico; a, b, c, d y e son los coeficientes derivados de las pendientes de las rectas de regresión simple (Cuadro 85). Es necesario aclarar que el valor de referencia (VR) se calcula, para cada uno de los metales, substituyendo las variables independientes (MO,

Arcilla, CaCO_3 , pH y CIC) de las ecuaciones obtenidas por un valor representativo, y resolviendo la ecuación (Cuadro 86).

Con respecto al valor del nivel de fondo, este se considera como constante en la ecuación del VR, según sea la distribución estadística de la población que presenten (Saldaña, 2020, IHOBE, 1998, Micó, 2005)

Del Cuadro 85, se observa que las variables fisicoquímicas muestran correlaciones medianamente significativas con los contenidos de metales pesados en estudio, siendo que la arcilla (Arc%) presenta una correlación perfectamente significativa negativa ($P < 0,01$) solo con el contenido de Cadmio.

Cuadro 77. Rectas de regresión lineal simple entre los contenidos totales de metales y las propiedades fisicoquímicas de suelos superficiales agrícolas y de bosque.

**. La correlación es significativa en el nivel 0,05 (bilateral).*

Metal	Arcilla %		Materia Orgánica		pH		CIC		CaCO ₃	
	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta	(r)	Recta
Cadmio	-1,00**	5,76-0,083 Arc	-0,875	-	-0,737	-	-0,917	-	-0,875	-
Cobalto	0,178	-	-0,022	-	-0,004	-	0,680**	2,22+0,705 CIC	-0,022	-
Mercurio	0,267	-	0,050	-	-0,339	-	0,594**	0,18-0,008 CIC	0,050	-
Molibdeno	0,267	-	0,410	-	0,768*	-10,10+2,62 pH	-0,245	-	0,410	-
Zirconio	-0,183	-	-0,441*	643,1 - 21,46 MO	-0,147	-	-0,294	-	-0,441*	643,1 - 10,88 CaCO ₃
Bario	0,185	-	0,640**	-14,35 +25,28 MO	0,185	-	0,385	-	0,640**	-14,35 +12,82 CaCO ₃
Titanio	0,266	-	-0,459*	8516,90 - 273,37 MO	-0,273	-	-0,082	-	-0,459*	8516,90 - 138,62 CaCO ₃

***.* La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

Mientras que para los contenidos de metales cobalto, mercurio y bario presentan correlación medianamente significativa con la Capacidad de intercambio catiónico (CIC). Para los contenidos Cadmio, Zirconio, Bario y Titanio muestran correlaciones medianamente significativas con los carbonatos (CaCO_3). Por su parte la materia orgánica presentó una correlación medianamente significativa ($P < 0,01$) con los contenidos de Zirconio, Bario y Titanio. Para el caso del pH, una correlación considerable significativa ($P < 0,01$) con el metal Molibdeno.

En el cuadro 86, se observan las ecuaciones lineales determinadas para cada metal pesados evaluado en el área de estudio y los niveles de referencia calculados a partir de ellas, utilizando los valores de Niveles de Fondo determinados por métodos estadísticos descriptivos y por método UCL95 (Cuadro 48), habiéndose definido valores medios de suelo estándar como para arcilla 43%; para M.O 9%; para carbonatos CaCO_3 19%; para el pH 5.5 y 9 cm^3/kg para la C.I.C.

El Cuadro 86, se muestra los Valores de Referencia propuestos para suelos superficiales en el distrito de Luyando; que fueron calculados en base a dos metodología establecidas ($X+2DE$ y Regresión) explicados anteriormente, para los casos de los metales As, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, Sr, Mn y Fe se adoptó el criterio de $X+2DE$, porque para algunos metales no hay correlación y/o la correlación no es suficientemente significativa con las propiedades fisicoquímicas; en cuanto a los metales Cd, Co, Hg, Mo, Zr, Ba y Ti; se adoptaron el criterio de regresión (ecuaciones lineales) por la relación con la arcilla para el caso del Cadmio; y/o la materia orgánica para el caso del Zirconio; Bario y Titanio además de la buena relación con los Carbonatos, para el caso de Cobalto y Mercurio con buena relación con la CIC, y el molibdeno su relación con el pH.

Cuadro 78. Valores de referencia propuestos para metales pesados en suelos superficiales del distrito de Luyando.

Metal	Nivel de Fondo		Ecuación Lineal*	VR (ppm)
	Método	Valor (ppm)		
As	Estadístico descriptivo	8	8+2DE	13
	UCL95	10	10+2DE	15
Cu	Estadístico descriptivo	13	13+2DE	23
	UCL95	14	14+2DE	24
Cd	Estadístico descriptivo	2,0	2-0,083 Arc	2
	UCL95	3	3-0,083 Arc	1
Pb	Estadístico descriptivo	19	19+2DE	36
	UCL95	22	22+2DE	39
Zn	Estadístico descriptivo	66	66+2DE	134
	UCL95	79	79+2DE	147
Co	Estadístico descriptivo	9	9+0,766 CIC	16
	UCL95	10	10+0,766 CIC	17
Hg	Estadístico descriptivo	0,09	0,0908-0,003 CIC	0,06
	UCL95	0,10	0,103-0,003 CIC	0,08
Mo	Estadístico descriptivo	4,0	4+0,985 pH	9
	UCL95	6,0	6+0,985 pH	11
Ni	Estadístico descriptivo	25	25+2DE	44
	UCL95	28	28+2DE	47
Cr	Estadístico descriptivo	50	50+2DE	68
	UCL95	54	54+2DE	72
Sr	Estadístico descriptivo	67	67+2DE	156
	UCL95	84	84+2DE	173
Mn	Estadístico descriptivo	400	400+2DE	1327
	UCL95	800	800+2DE	1727
Zr	Estadístico descriptivo	422	422 - 10,02 CaCO ₃	236

	UCL95	470	470 - 10,02 CaCO ₃	284
Ba	Estadístico descriptivo	205	205 +5,95 CaCO ₃	316
	UCL95	239	239 +5,95 CaCO ₃	350
Ti	Estadístico descriptivo	6000	6000 - 106,78 CaCO ₃	4016
	UCL95	6000	6000 - 106,78 CaCO ₃	4016
Fe	Estadístico descriptivo	31800	31800+2DE	47767
	UCL95	40000	40000+2DE	55967

Nota. *Cada ecuación lineal propuesta para determinar los valores de referencia de los metales pesados estudiado en suelos superficiales del distrito de Luyando considera el nivel de fondo (calculado por el método estadístico descriptivo y del UCL95) como constante. Para los metales As, Cu, Pb, Zn, Ni, Cr, Sr, Mn y Fe; se utilizó la ecuación de $VR = X + nDE$ al 95 %, para DE: Desviación estándar y X el Nivel de Fondo. Para los metales Cd, Co, Hg, Mo, Zr, Ba y Ti; se adoptaron el criterio de regresión (ecuaciones lineales). El valor del UCL95 fue calculado descartando los valores discordantes.

Cuadro 79. Valores de referencia para suelos superficiales en el distrito de Luyando.

Metal	VIE-A
As	13
Cu	23
Cd	3-0,083 Arc
Pb	36
Zn	134
Co	10+0,766 CIC
Hg	0,103-0,003 CIC
Mo	6+0,985 pH
Ni	44
Cr	68
Sr	156
Mn	1327

Zr	470 - 10,02 CaCO ₃
Ba	239 +5,95 CaCO ₃
Ti	6000 - 106,78 CaCO ₃
Fe	47767

Nota: Arc=contenido en arcilla; CIC=capacidad de intercambio catiónico; CaCO₃=Carbonatos; pH=cationes hidrógenos. Valores expresados en (ppm). Para efectos de valoración el VR se denota como VIE-A

Con el mismo criterio se muestran los VR correspondientes para suelos agrícolas y de bosque respectivamente en los Cuadros 88 y 89.

Habiéndose definido valores medios del suelo agrícola; para arcilla 46%; para M.O 8,4%; para el pH 5.7 y 12,5 cml+/kg para la C.I.C. Se calcularon los VR en base a dos criterios (X+2DE y de regresión), en los casos de los metales As, Pb, Zn, Mo, Mn, Zr, Ba; Ti y Fe se adoptó el criterio de X+2DE, (no existe correlación y/o la correlación no es significativa); en cuanto a los metales Cu, Cd, Co, Hg, Ni, Cr y Sr; se adoptó el criterio de regresión (ecuaciones lineales), por la relación significativa con la arcilla y materia orgánica; además la buena relación con el pH y la CIC.

Cuadro 80. Valores de referencia para suelos agrícolas en el distrito de Luyando.

Metal	VIE-A
As	16
Cu	14+0,010 Arc + 0,46 MO + 2,17 pH + 0,043 CIC
Cd	0+0,002 Arc + 0,101 MO + 0,108 pH + 0,016 CIC
Pb	26
Zn	117
Co	11+0,092 Arc + 0,005 MO - 0,438 pH + 0,307 CIC
Hg	0,12+0,001 Arc -0,005 MO - 0,003 pH
Mo	8
Ni	29+0,029 Arc + 2,050 MO - 2,093 pH + 0,118 CIC
Cr	54+0,660 Arc + 1,389 MO
Sr	84+0,025 Arc - 0,129 MO + 18,070 pH + 0,145 CIC

Mn	1297
Zr	643
Ba	411
Ti	7534
Fe	50910

Nota: Arc=contenido en arcilla; CIC=capacidad de intercambio catiónico; pH=cationes hidrógenos. Valores expresados en (ppm). Para efectos de valoración el VR se denota como VIE-A

Habiéndose definido valores medios del suelo de bosque; para arcilla 46%; para M.O 9%; para el pH 5.8 y 9 cml+/kg para la C.I.C. Se calcularon los VR, en base a dos criterios (X+2DE y de regresión), en los casos de los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba y Ti se adoptó el criterio de X+2DE, (no existe correlación y/o la correlación no es significativa); en cuanto a los metales Co y Fe; se adoptó el criterio de regresión (ecuaciones lineales), por la relación significativa del cobalto y el hierro con la arcilla, y buena relación con la CIC, para estos dos metales; no se identificó relación significativa con los carbonatos, pH y la materia orgánica.

Cuadro 81. Valores de referencia para suelos de Bosque en el distrito de Luyando.

Metal	VIE-A
As	26
Cu	29
Cd	6
Pb	37
Zn	143
Co	$10+0,132 \text{ Arc} + 0,590 \text{ CIC}$
Hg	0,28
Mo	10
Ni	64
Cr	82
Sr	461

Mn	1429
Zr	633
Ba	472
Ti	7773
Fe	42000+ 490,67Arc

Nota: Arc=contenido en arcilla; CIC=capacidad de intercambio catiónico; pH=cationes hidrógenos. Valores expresados en (ppm). Para efectos de valoración el VR se denota como VIE-A

6.4.3. Valoración de la calidad de los suelos en el distrito de Luyando.

Los VIE-A calculados (Cuadro 87, 88 y 89), sirven para determinar la toxicidad real y potencial de los metales presentes; el resultado final de la valoración realizada se enmarca en el sentido de una Valoración Ambiental; (Kabata Pendías y Pendías, 1992; Pérez, 2000; Quiroz, 2012) dichos resultados se obtuvieron haciendo uso de los contenidos disponibles en los suelos de estudio y los valores litológicos calculados (ver Cuadro 95). Los valores VIE-A fueron utilizados para realizar la valoración de la calidad del suelo en el distrito de Luyando (ver Cuadros 90, 91 y 92). Concluyendo que, de la valoración realizada, se logró conocer si existe o no de peligro real de toxicidad de los metales pesados en los suelos estudiados según el grado de contaminación previamente identificados con la clasificación correspondiente, llegando a establecer valores cualitativos (A, B y C) en base a los contenidos disponibles y valores de referencia “VR” calculados (VIE-A), en tres escenarios.

Cabe resaltar que el Valor Indicativo de Evaluación A (VIE-A), es definido como el estándar correspondiente al máximo valor del background de determinada sustancia (IHOBE, 1998) en este caso para cada metal estudiado en los suelos del distrito, referido estándar corresponde al límite superior del intervalo de concentraciones en que una determinada sustancia se encuentra de forma natural (IHOBE, 1998; C.M.A.J.A, 1999). En tanto de existir concentraciones que superen el VIE-A se entiende que el suelo esta alterado, pero no contaminado (IHOBE, 1998), por lo cual sería necesario establecer un control ambiental.

Respecto al valor indicativo de evaluación B (VIE-B), el estándar indica la concentración límite de una sustancia en el suelo, un valor por encima de este se entendería que el suelo está alterado y existe la posibilidad de que esté contaminado (IHOBE, 1998), de observarse este extremo, su confirmación requerirá realizar un análisis de riesgo para el metal estudiado, y pasar este nivel B ya comprendería estar en un nivel VIE-C, y se trataría de un suelo contaminado (IHOBE, 1998), por lo cual requeriría investigación obligatoria (C.M.A.J.A, 1999).

6.4.4. Valoración de suelos superficiales en el distrito de Luyando.

Con los Valores Indicativos de Evaluación de Calidad (VIEC) de suelo superficial (0 a 30 cm) en el distrito de Luyando (ver Cuadro 90) se logró determinar la toxicidad real y potencial de los metales As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe; presentes en los suelos superficiales estudiados. Cabe mencionar que para esta primera valoración de los suelos del distrito de Luyando; se tomaron 24 muestras de suelos superficiales (12 suelos agrícolas y 12 suelos de bosque); se detalla a continuación el análisis de la valoración para cada metal estudiado:

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Cuadro 82. Valoración de la calidad de suelos superficiales en el distrito de Luyando.

Muestras	V.I.E.(A, B, C)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
	VR=13	VR=23	VR=1.5 7	VR=36	VR=134	VR=16	VR=0,063	VR=9	VR=44	VR=68	VR=156	VR=1327	VR=236	VR=316	VR=7984	VR=47767
P030-H/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	B	A	A
P030-H/SBM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-B/SAM1	-	A	-	A	A	B	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-B/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	A	B
P030-MP/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	B	A	A
P030-MP/SBM1		A	-	A	A	A	B	A	A	A	A	A	B	B	A	A
P030-SMT/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-SMT/SBM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	B	A
P030-ASJT/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	A	A	B	A	A	B	A	B	B
P030-ASJT/SBM1	-	B	-	A	A	A	B	-	A	A	A	B	B	B	A	A
P030-SG/SAM1	A	A	A	A	A	A	B	A	B	A	B	B	B	A	A	A
P030-SG/SBM1	A	A	B	A	B	A	B	A	A	A	B	B	B	A	A	A
P030-MA/SAM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-MA/SBM1	A	A	-	A	A	A	B	A	A	B	B	A	B	A	A	A
P030-3EQ/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	B	A	A	B	B	A	A
P030-3EQ/SBM1	B	A	A	B	B	A	B	A	A	A	B	B	B	A	A	A
P030-STR/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-STR/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-GYO/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-GYO/SBM1	-	A	-	A	A	A	B	-	-	A	A	-	B	A	A	A
P030-IK/SAM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-IK/SBM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-MPR/SAM1	A	A	-	A	B	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MPR/SBM1	B	A		B	B	A	B	A	B	B	B	A	B	A	A	A

Nivel VIE A: Valor de referencia (VR), por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable. El valor A normalmente es igual al límite de detección o al contenido natural en promedio. Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo Aceptable. Nivel VIE C: significa el máximo riesgo tolerable, o límite superior de aceptabilidad del riesgo, sobrepasarlo significa peligro grave para la salud. Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); SAM (muestra de suelo agrícola); SBM (muestra de suelo de bosque). VR valores de referencia de metales expresados en ppm.

Arsénico

Para este metal el VIE-A calculado es de 13 ppm. Del análisis de valoración se tiene 2 muestras con valores que sobrepasan el valor de referencia establecido; como son: P030-3EQ/SBM1 (58 ppm) y P030-MPR/SBM1 (32 ppm) las concentraciones del metal en estos suelos superficiales se encuentran dentro del rango del nivel VIE-B, mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). En contraste a otras investigaciones para el caso de Consejería de medio ambiente de la Junta de Andalucía “CMAJA, (1999)” el VR establecido es de 20 ppm; el VR para el caso de la Comunidad Autónoma del País Vasco “CAPV” es de 23 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda el valor de 29 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000).

En el Perú solo se establece un valor referente obligatorio (DS. N° 011-2017-MINAM), dicho valor establecido en la ECA para suelo es 50 mg/kg (ppm) siendo considerado como valor de evaluación y posible intervención; en apreciación a dicho valor, se considera como muy general y elevado; y en comparación con los VIEC se consideraría como valor del nivel de VIE-B, por lo que en este estudio el VIE-B calculado es de 71 ppm; considerando los valores de >9% de materia orgánica y >43% de Arcilla.

De lo mencionado respecto al VR de intervención, Holanda a definido un valor de 76 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2013) con 10% de materia orgánica y 25% de arcilla. Para la CMAJA, (1999) el VR de intervención es de mayores a 50 ppm. El VR en suelos de la CAPV es de 35 mg/kg (IHOBE, 1994); Para el Ecuador según los criterios de Calidad el VR de 12 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Para Chile se considera concentraciones máximas hasta 12.5 mg/kg para pH <6.5; para pH entre >5 y >6.5 valores de referencia de 10 y 20 mg/kg respectivamente (D.S 4/2009), y en México se considera concentraciones máximas hasta 22 mg/kg (SEMARNAT, 2004) para todo lo mencionado estos valores serian considerados en el nivel VIE-B.

Cobre

Para este metal el VIE-A calculado es de 23 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra P030-ASJT/SBM1 (26 ppm) sobrepasa el nivel VIE-A establecido para suelos superficiales, encontrándose la concentración de este metal dentro del rango

del nivel VIE-B; mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable) en este suelo. En contraste a otras investigaciones, en el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 50 ppm; el VR de la CAPV es de 22.5 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda el VR establecido es de 36 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), en Ecuador establece según sus criterios de Calidad el Valor de 25 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015), para México el Valor de 22 mg/kg (SEMARNAT, 2004). En el Perú no se establece un valor de referencia específico para el cobre.

Cadmio

Para este metal el VIE-A calculado es de 1.57 ppm. Del análisis de Valoración se tiene que para la muestra P030-SG/SBM1 (3 ppm) valor que sobrepasa el nivel VIE-A establecido, encontrándose dentro del rango del nivel VIE-B (calculado de 3.28ppm) mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable) en este suelo. En contraste a otras investigaciones en el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 2 ppm; El VR en la CAPV es de 0.8 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda VR de 0.8 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), Para Ecuador según sus criterios de Calidad establecen el Valor de 0.5 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015).

En el Perú solo se establece un valor referente obligatorio (DS. N° 011-2017-MINAM), dicho valor establecido en la ECA para suelo es 1.4 mg/kg considerado como valor de evaluación y posible intervención. Respecto al VIE-B calculado (3.28ppm) sería bajo en comparación al valor considerado en México cuya concentración máxima es hasta 37 mg/kg (SEMARNAT, 2004), al igual en Chile se considera concentraciones máximas hasta 1.25 mg/kg para suelos con $\text{pH} < 6.5$ y pH entre > 5 y > 6.5 con valores de 2mg/kg respectivamente (D.S 4/2009), se encontrarían en el nivel VIE-B respecto a este estudio de investigación.

Plomo

Para este metal el VIE-A calculado es de 36 ppm. Del análisis de valoración se tiene que para la muestra P030-3EQ/SBM1 (98 ppm) y P030-MPR/SBM1 (43ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Plomo, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable) en estos suelos. En contraste a otras

investigaciones como en el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 100 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV el VR de 54.5 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda el VR es de 85 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), en Ecuador se establece según sus criterios de Calidad el Valor de 19 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015).

En el Perú solo se establece un valor referente obligatorio (DS. N° 011-2017-MINAM), dicho valor establecido en la ECA para suelo es 70 mg/kg considerado como valor de evaluación y posible intervención; en comparación con los VIEC se consideraría como valor del nivel de VIE-B en este estudio. En Chile se considera concentraciones máximas hasta 100 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 con valores de entre 50mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). El VIE-B, calculado para el metal es de 125.50ppm. Por otra parte, en México se considera concentraciones máximas hasta 400 mg/kg (SEMARNAT, 2004), por lo tanto, en comparación con los valores mencionados este sería un valor mayor.

Zinc

Para este metal el VIE-A calculado es de 134 ppm. Del análisis de valoración se tiene que para la muestra P030-3EQ/SBM1 (679ppm), P030-MPR/SAM1 (149ppm) y P030-MPR/SBM1 (294ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Zinc, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable) en estos suelos.

En contraste a otras investigaciones como el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 200 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV un VR de 100 mg/kg (IHOBE, 1994). Para Holanda el valor de 140 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), en Ecuador se establece según sus criterios de Calidad el Valor de 60 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015).

En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo. En Chile se considera concentraciones máximas hasta 120 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 175mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). Los valores altos se llegan a

equiparar como VIE-B con respecto a este estudio de investigación; cuyo valor calculado para el VIE-B; para este metal es de 872ppm.

Cobalto

Para este metal el VIE-A calculado es de 16 ppm. Del análisis de valoración se tiene que para la muestra P030-B/SAM1 sobrepasa el nivel VIE-A establecido para el Cobalto, encontrándose la concentración del metal en este suelo superficial dentro del rango del nivel VIE-B mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable).

En contraste a otras investigaciones como para el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 20 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV es de 18.5 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda el valor de 9 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), en Ecuador establecen según sus criterios de Calidad el Valor de 10 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo.

Mercurio

Para este metal el VIE-A calculado es de 0.063 ppm. Del análisis de valoración se tiene que cuatro muestras P030-B/SBM1 (0.063 ppm), P030-MA/SAM1 (0.035 ppm), P030-STR/SBM1 (0.053 ppm) y P030-IK/SAM1(0.051 ppm) no sobrepasan el nivel VIE-A calculado mostrando que no existe riesgo de toxicidad (despreciable). Para las concentraciones de las otras 20 muestras estarían dentro del rango del nivel VIE-B por sobrepasar el VIE-A (cuadro 90) mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). En contraste a otras investigaciones como para el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 1 ppm para suelos agrícolas; para el caso de la CAPV el VR es de 0.3 mg/kg (IHOBE, 1994). Al igual en Holanda el valor de 0.3 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), para el Ecuador establecen según sus criterios de Calidad el Valor de 0.1 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En Chile se considera concentraciones máximas hasta 1.0 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 1 y 1.5mg/kg respectivamente (D.S 4/2009).

En el Perú solo se establece un valor referente obligatorio (DS. N° 011-2017-MINAM), dicho valor establecido en la ECA para suelo es 6.6 mg/kg considerado como

valor de evaluación y posible intervención; al igual en México concentraciones máximas hasta 23 mg/kg (SEMARNAT, 2004) siendo el límite más alto encontrado para suelos.

Molibdeno

Para este metal el VIE-A calculado es de 9 ppm. Del análisis de valoración ninguna muestra sobrepasa el nivel VIE-A calculado para el Molibdeno mostrando que no existe riesgo de toxicidad (despreciable). En contraste a otras investigaciones como para el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 10 ppm para suelos agrícolas; para el caso de la CAPV es de 1.05 mg/kg (IHOBE, 1994). Holanda el valor de 3 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), en Ecuador establece según sus criterios de Calidad el Valor de 5 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo.

Níquel

Para este metal el VIE-A calculado es de 44 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-SG/SAM1 (46 ppm) y P030-MPR/SBM1 (56 ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Níquel, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). En contraste a otras investigaciones como: para el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 40 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV es de 37 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda el valor de 35 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000), en Ecuador establecen según sus criterios de Calidad el Valor de 19 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En Chile se considera concentraciones máximas hasta 50 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 30 y 112 mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo para este metal; en México se establecen concentraciones máximas para este metal hasta 1600 mg/kg (SEMARNAT, 2004) siendo el valor más alto de referencia encontrado.

Cromo

Para este metal el VIE-A calculado es de 68 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-ASJT/SAM1 (94 ppm); P030-MA/SBM1 (95 ppm); P030-

3EQ/SAM1 (83 ppm), P030-MPR/SBM1 (72ppm) y P030-MPR/SBM1 (142 ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Cromo, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). En contraste a otras investigaciones como: para el caso de CMAJA, (1999) el VR establecido es de 100 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV el VR de 50 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda el valor de 100 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). En Ecuador establecen según sus criterios de calidad el valor de 54 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo. Para México se establecen concentraciones máximas para cromo hexavalente hasta 280 mg/kg (SEMARNAT, 2004) siendo el valor más alto de referencia encontrado.

Estroncio

Para este metal el VIE-A calculado es de 156 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-SG/SAM1 (546 ppm), P030-SG/SBM1 (1352 ppm); P030-MA/SBM1 (181 ppm); P030-3EQ/SBM1 (416 ppm) y P030-MPR/SBM1 (343 ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Estroncio, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B cuyo valora calculado fue de 1352 ppm con respecto a este estudio de investigación, mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). En contraste a otras investigaciones no se encontraron valores de referencia establecidos para este metal. En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo.

Manganeso

Para este metal el VIE-A calculado es de 1327 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-ASJT/SBM1 (1400 ppm), P030-SG/SAM1 (1400 ppm), P030-SG/SBM1 (1500 ppm) y P030-3EQ/SBM1 (3100 ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Manganeso, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B, mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). Los valores altos se llegan a equipararlos como VIE-B con respecto a este estudio de investigación cuyo valor calculado para el VIE-B; para este metal es de 2970 ppm; cabe mencionar que el contenido del metal en la muestra P030-

3EQ/SBM1 supera el nivel VIE-B, por lo que se encontraría en el nivel VIE-C correspondiendo realizar una investigación obligatoria para descartar riesgo para la salud humana y del suelo.

En contraste a otras investigaciones no se encontraron valores de referencia establecidos para este metal. En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo.

Zirconio

Para este metal el VIE-A calculado es de 236 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-SG/SAM1 (236 ppm) P030-MPR/SAM1 (139 ppm) no sobrepasan el nivel VIE-A mostrando que no existe riesgo de toxicidad (despreciable). Por tanto, las concentraciones de las otras muestras estarían dentro del rango del nivel VIE-B (cuadro 90) mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). Siendo el valor calculado del VIE-B de 754 ppm para este metal. En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo.

Bario

Para este metal el VIE-A calculado es de 316 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-H/SAM1 (391 ppm), P030-MP/SAM1(350 ppm), P030-MP/SBM1(340 ppm), P030-ASJT/SBM1 (654 ppm) y P030-3EQ/SAM1 (322 ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Bario, valores que se encontrarían dentro del rango del nivel VIE-B, mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable). En contraste a otras investigaciones el VR para el caso de la CAPV es de 142.50 mg/kg (IHOBE, 1994). En Holanda el valor es de 160 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). En Ecuador se establece según sus criterios de Calidad el valor de 200 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015).

En el Perú solo se establece un valor referente obligatorio (DS. N° 011-2017-MINAM), dicho valor establecido en la ECA para suelo es 750 mg/kg considerado como valor de evaluación y posible intervención; al igual en México concentraciones máximas hasta 5400 mg/kg (SEMARNAT, 2004) siendo el límite más alto encontrado para suelos.

Titanio

Para este metal el VIE-A calculado es de 7984 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-SMT/SBM1 (10000 ppm) y P030-ASJT/SAM1 (11800 ppm); sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Titanio, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B, mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable); con respecto a este estudio de investigación el valor VIE-B calculado es de 12700 ppm.

En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo, tampoco valores de referencia en otros países.

Hierro

Para este metal el VIE-A calculado es de 47767 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras P030-B/SBM1 (48700 ppm) y P030-ASJT/SAM1 (54900 ppm); sobrepasan el nivel VIE-A establecido para el Hierro, encontrándose la concentración del metal en estos suelos superficiales dentro del rango del nivel VIE-B, mostrando que existe peligro real de toxicidad (riesgo aceptable).

En contraste a otras investigaciones Sánchez (2017) establece para el Hierro el Límite superior de 72787 mg/kg en suelo de tipo Cambisol, que para nuestro estudio lo equiparamos como un VR(VIE-A). Por otra parte, Iribarren et al., (2008), definió el VR90 igual a 3750 mg/kg para el Hierro en la comunidad Autónoma de Aragón (España) con presencia abundante de los tipos de suelos Cambisoles.

En el Perú no se cuenta con el valor establecido en la ECA para suelo.

6.4.5. Valoración de suelos Agrícolas en el distrito de Luyando.

Para el segundo escenario suelos agrícolas (Cuadro 91), cabe mencionar que para todos los metales en estudio; el cálculo se basó en 24 muestras de suelos tomadas en 2 estratos de estudio (superficiales y profundos). El cálculo de los VIEC se realizó considerando los contenidos estándar para arcilla 46%; para M.O 8,4%; para el pH 5.7 y 12,5 cm^l/kg para la C.I.C. se detalla a continuación el análisis de la valoración para cada metal estudiado:

Arsénico

Para este metal el VIE-A calculado es de 16 ppm. Del análisis de valoración se tiene que ninguna muestra sobrepasan el VIE-A establecido para el Arsénico en suelos agrícolas, por tanto, no existe riesgo de toxicidad (despreciable). El VR establecido en esta investigación se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas, en comparación con investigaciones como para el caso de Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía “CMAJA, (1999)” el VR establecido es de 20 ppm; para el caso de la CAPV calculado con valores medios de 10% de materia orgánica y 25% de Arcilla, el VR es de 23 mg/kg (IHOBE, 1994). En Alemania el VR es de 40 mg/kg para suelo agrícola. El VR para Holanda es de 29 mg/kg para su suelo estándar (10% MO y >25% Arcilla) (Stcrt, 2000).

El VIE-A; es alto con respecto a los valores de referencia; para Ecuador un valor de 12 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015); para Chile valor de 20 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 12 y 10 mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). Con respecto al VIE-A calculado en nuestro estudio un valor alto fue informado por Fajardo et al., (2019) quien determino un VR de 138.9 mg/kg para suelos agrícola en la comunidad Ccahuanhuire distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, departamento Apurímac. En el Perú el valor de referencia es de 50 mg/kg para suelos agrícolas, fue establecido en la ECA para suelo (DS. N°-011-2017-MINAM) y es considerado como valor de evaluación y posible intervención.

Cobre

Para este metal el VIE-A calculado es de 30 ppm. Del análisis de valoración se tiene que ninguna muestra sobrepasa el VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, no existe riesgo de toxicidad (despreciable). El VR establecido en esta investigación se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas en comparación con el VR establecido por CMAJA, (1999) de 50 ppm; para Chile valores de referencia de 100 mg/kg para pH <6.5; y pH entre >5 y >6.5 valores entre 150 mg/kg respectivamente (D.S 4/2009).

El VIE-A; es alto con respecto a los valores de referencia; para la CAPV es de 22.5 mg/kg (IHOBE, 1994), en Holanda el VR es de 36 mg/kg para suelo estándar (Stcrt,

2000); para el Ecuador es de 25 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Se reportan valores altos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (227.8mg/kg), Huanacopampa (64.45 mg/kg), Tambulla y Lahuani (43.92 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el cobre en suelos agrícolas.

Cadmio

Para este metal el VIE-A calculado es de 2 ppm. Del análisis de valoración se tiene que ninguna muestra sobrepasa el VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, no existe riesgo de toxicidad (despreciable).

El VR establecido en esta investigación se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas en comparación con el VR de 2 ppm establecido por CMAJA, (1999); el VR en Chile de 1.25 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 2mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). Respecto al VR en México de 37 mg/kg (SEMARNAT, 2004), solo este valor sería el más elevado en relación con los demás Valores de Referencia mencionados para suelos agrícolas.

Pero el VIE-A calculado se configura como valor alto, con respecto al VR establecido en la CAPV es de 0.8 mg/kg (IHOBE, 1994), en Holanda de 0.8 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000) y el VR de 0.5 mg/kg en Ecuador según criterios de Calidad para suelo estándar (MAATE, 2015). En el Perú el valor de referencia es de 1.4 mg/kg para suelos agrícolas, establecido en la ECA para suelo (DS. N°-011-2017-MINAM) y es considerado como valor de evaluación y posible intervención.

Plomo

Para este metal el VIE-A calculado es de 26 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-MP/SAM1 (30 ppm), P030-SG/SAM1(33 ppm), y en estrato profundo la muestra P100-SG/SAM2 (32 ppm)

sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

El VR establecido en esta investigación se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas en comparación con el VR establecido por CMAJA, (1999) de 100 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV el VR de 54.5 mg/kg (IHOBE, 1994). El VR para Holanda es de 85 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). El VR en Chile de 100 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 entre 50mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). Respecto al VR en México de 400 mg/kg (SEMARNAT, 2004), este valor sería el más elevado en relación con los demás VR mencionados para suelos agrícolas.

El VIE-A; es alto con respecto al valor de referencia; para el Ecuador de 19 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Se reportan valores altos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (75.62 mg/kg), Huanacopampa (38.04 mg/kg), Tambulla y Lahuani (85.9 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

En el Perú el valor de referencia es de 70 mg/kg para suelos agrícolas, fue establecido en la ECA para suelo (DS. N°-011-2017-MINAM) y es considerado como valor de evaluación y posible intervención. En comparación con los VIEC se consideraría como valor del nivel de VIE-B; según la clasificación de esta investigación, el valor calculado para el VIE-B; para este metal es de 34 ppm para los suelos agrícolas en estudio.

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Cuadro 83. Valoración de la calidad de suelos agrícolas en el Distrito de Luyando.

Muestras	V.I.E. (A, B)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
	VR=16	VR=30	VR=2	VR=26	VR=117	VR=15	VR=0,075	VR=8	VR=34	VR=92	VR=174	VR=1297	VR=643	VR=411	VR=7534	VR=50910
P030-H/SAM1	-	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-B/SAM1	-	A	-	A	A	B	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MP/SAM1	A	A	-	B	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-SMT/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-ASJT/SAM1		A	-	A	A	A	B	-	B	B	A	A	A	A	B	B
P030-SG/SAM1	A	A	A	B	B	A	B	A	B	A	B	B	A	A	A	A
P030-MA/SAM1		A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-3EQ/SAM1		A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-STR/SAM1		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-GYO/SAM1	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P030-IK/SAM1		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MPR/SAM1	A	A	-	A	B	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-H/SAM2		A	-	A	A	A	B	-	B	A	A	A	A	A	A	A
P100-B/SAM2		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-MP/SAM2	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	B	A	A
P100-SMT/SAM2	A	A	-	A	A	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-ASJT/SAM2	A	A	-	A	A	A	B	-	B	B	A	A	A	A	B	B
P100-SG/SAM2	A	A	A	B	B	A	B	-	B	A	B	B	A	A	A	A
P100-MA/SAM2		A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-3EQ/SAM2		A	-	A	A	A	B	-	-	A	A	A	A	A	A	A
P100-STR/SAM2	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-GYO/SAM2	A	A	-	A	A	A	B	-	A	A	A	A	B	A	A	A
P100-IK/SAM2		A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-MPR/SAM2	A	A		A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A

Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable. El valor A normalmente es igual al límite de detección o al contenido natural en promedio. Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo Aceptable. Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo >100 cm); SAM (muestra de suelo agrícola). VR valores de referencia de metales expresados en ppm.

Zinc

Para este metal el VIE-A calculado es de 117 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-SG/SAM1 (125 ppm), P030-MPR/SAM1 (149 ppm), y del estrato profundo las muestras P100-SG/SAM2 (119 ppm) y P100-MPR/SAM2 (181 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

El VR establecido se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas en comparación con el VR establecido por CMAJA, (1999) es de 200ppm para suelos ácidos; para el VR en Holanda es de 140 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000); para el VR en Chile es de 120 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 175 mg/kg respectivamente (D.S 4/2009).

El VIE-A; es alto con respecto al valor de referencia; para el caso de la CAPV el VR es de 100 mg/kg (IHOBE, 1994), y para el Ecuador es de 60 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Se reportan valores bajos y altos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuanhuire (94.4 mg/kg), Huanacopampa (72.33 mg/kg), Tambulla y Lahuani (402 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Zinc en suelos agrícolas. El valor calculado para el VIE-B; para este metal es de 192 ppm para los suelos agrícolas en estudio.

Cobalto

Para este metal el VIE-A calculado es de 15 ppm. Del análisis de Valoración se tiene que solo la muestra P030-B/SAM1(16 ppm), sobrepasa el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) en este suelo.

El VR establecido se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas en comparación con el VR establecido por CMAJA, (1999) es de 20 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV el VR es de 18.5 mg/kg (IHOBE, 1994).

El VIE-A; es alto con respecto al valor de referencia; para Holanda el VR es de 9 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000) y para el Ecuador el VR es de 10 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Se reportan valores bajos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (9.7 mg/kg), Huanacopampa (9.933 mg/kg), Tambulla y Lahuani (11.72 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Cobalto en suelos agrícolas.

Mercurio

Para este metal el VIE-A calculado es de 0.075 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-H/SAM1 (0.092 ppm), P030-SMT/SAM1(0.085 ppm), P030-ASJT/SAM1 (0.184 ppm), P030-SG/SAM1 (0.104 ppm), P030-3EQ/SAM1 (0.088 ppm), P030-GYO/SAM1 (0.116 ppm), P030-MPR/SAM1 (0.096 ppm), y en el estrato profundo las muestras P100-H/SAM2 (0.118 ppm), P100-SMT/SAM2 (0.10 ppm), P100-ASJT/SAM2 (0.287 ppm), P100-SG/SAM2 (0.12 ppm), P100-3EQ/SAM2 (0.135 ppm), P100-STR/SAM2 (0.077 ppm) y P100-GYO/SAM2 (0.208 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

El VR establecido se encuentra entre rangos aceptables para suelos agrícolas en comparación con el VR establecido por CMAJA, (1999) es de 1ppm; el VR para la CAPV es de 0.3 mg/kg (IHOBE, 1994). Para Holanda el VR es de 0.3 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). En Ecuador un VR de 0.1 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En Chile un VR de 1.0 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 1 y 1.5mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). Respecto al VR establecido en México de 23 mg/kg (SEMARNAT, 2004), este valor sería el más elevado con relación a los mencionados.

En el Perú el valor de referencia es de 6.60 mg/kg para suelos agrícolas, fue establecido en la ECA para suelo (DS. N°-011-2017-MINAM) y es considerado como valor de evaluación y posible intervención.

Molibdeno

Para este metal el VIE-A calculado es de 8 ppm. Del análisis de valoración se tiene que ninguna muestra sobrepasa el VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, no existe riesgo de toxicidad (despreciable).

En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor alto y aceptable para suelos agrícolas con respecto al VR establecido por CMAJA, (1999) es de 10 ppm. El VIE-A; es alto con respecto a los valores de referencia; para CAPV es de 1.05 mg/kg (IHOBE, 1994), para Holanda es de 3 mg/kg para su suelo estándar (Stert, 2000), para el Ecuador es de 5 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Molibdeno en suelos agrícolas.

Níquel

Para este metal el VIE-A calculado es de 34ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-ASJT/SAM1 (37 ppm), P030-SG/SAM1(46 ppm), en el estrato profundo las muestras P100-H/SAM2 (61 ppm), P100-ASJT/SAM2 (43 ppm), P100-SG/SAM2 (45 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor aceptable para suelos agrícolas con respecto al VR establecido por CMAJA, (1999) es de 40 ppm para suelos ácidos; para el caso de la CAPV el VR es de 37 mg/kg (IHOBE, 1994). Para Holanda el VR es de 35 mg/kg para su suelo estándar (Stert, 2000). El VR en Chile se considera concentraciones máximas hasta 50 mg/kg para pH <6.5 y pH entre >5 y >6.5 entre 30 y 112mg/kg respectivamente (D.S 4/2009). El VIE-A calculado en esta investigación es alto con respecto al VR de 19 mg/kg establecido el suelo estándar en Ecuador (MAATE, 2015). Y con respecto al VR establecido en México de 1600 mg/kg

(SEMARNAT, 2004), este valor sería el más elevado en relación con los demás VR mencionados. En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Niquel en suelos agrícolas.

Cromo

Para este metal el VIE-A calculado es de 92 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-ASJT/SAM1 (94 ppm) y del estrato profundo la muestra P100-ASJT/SAM2 (100 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor aceptable para suelos agrícolas con respecto al VR establecido por CMAJA, (1999) es de 100ppm; el VR para Holanda es de 100 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). El VIE-A es alto con respecto al VR para CAPV de 50 mg/kg (IHOBE, 1994); y para el VR en Ecuador es de 54 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Se reportan valores bajos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (14.54 mg/kg), Huanacopampa (15.7 mg/kg), Tambulla y Lahuani (12.55 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

En el Perú el valor de referencia para cromo hexavalente es de 0.4 mg/kg para suelos agrícolas, fue establecido en la ECA para suelo (DS. N°-011-2017-MINAM) y es considerado como valor de evaluación y posible intervención. En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Cromo en suelos agrícolas..

Estroncio

Para este metal el VIE-A calculado es de 174 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra del estrato superficial P030-SG/SAM1 (546 ppm), y en estrato profundo la muestra P100-SG/SAM2 (959 ppm) sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos

suelos. Estos valores se encuentran entre los rangos del VIE-B calculados para este metal, según la clasificación de esta investigación, el valor calculado para el VIE-B; para este metal es de 1165.50 ppm para los suelos agrícolas en estudio.

Con respecto al VR calculado, se podría decir que representa un valor aceptable para suelos agrícolas; pero es claro que no existen estándares globales uniformes para los valores de referencia del estroncio en suelos agrícolas, lo que dificulta la comparación entre esta investigación y otros estudios. Se mencionan investigaciones como la de Plaza (2018) en cuyo estudio de suelos de una viña en la Provincia de San Antonio- Chile determino la concentración de Sr con una mediana de 304 ppm, elevado en comparación de nuestro estudio. Se reportan valores bajos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (10.8 mg/kg), Huanacopampa (10.22 mg/kg), Tambulla y Lahuaní (15.67 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac. Al igual que el estudio de Bravo et al. (2014) en Castilla de la Mancha-España; determinan contenidos de estroncio en concentración de 183,06 mg/kg para suelos calizos; concentración de 444,65 mg/kg para suelos inceptisoles; concentración de 264,34 mg/kg para suelos entisoles y concentración de 140.91 mg/kg para suelos alfisoles. Alarifi et al. (2022) evaluó la contaminación de suelos en granjas de palma en Arabia Saudita, encontraron concentraciones promedio de estroncio de 247 mg/kg; además valores más altos de Sr (653 mg/kg), sin embargo el valor promedio del Sr tubo una variación al comparar con el valor determinado en Wadi Jazan, Arabia Saudita de 115.05 mg/kg (Al-Boghdady y Hassanein, 2019) y de 175 mg/kg (Rudnick, y Gao, 2003), por tanto indicaron que algunas muestras específicas exhibieron valores de Factores de Enriquecimiento aumentados para Sr, encontraron concentraciones de estroncio que variaron entre 0.5 y 2.0 mg/kg, indicando esto que los factores antropogénicos jugaron un papel en su aumento, concluyeron que la actividad agrícola intensiva contribuye en la acumulación de estroncio en estos suelos (Alarifi et al., 2022). A lo mencionado para nuestros suelos agrícolas estudiados podrían estar dándose aportes considerables del estroncio debido a la actividad agrícola mediante aplicación de agroquímicos y/o fertilizantes, además del aporte litogénico; Thomsen y Andreasen, (2019) en su estudio analizaron cómo la aplicación de cal agrícola afecta las variaciones

isotópicas naturales de estroncio en suelos; los valores encontrados pueden ser comparables con los de otras regiones del país, toda vez se realice su determinación en estudios futuros (Kosheleva y Timofeeva, 2018) como también regiones agrícolas del mundo.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Estroncio en suelos agrícolas.

Manganeso

Para este metal el VIE-A calculado es de 1297 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra del estrato superficial P030-SG/SAM1 (1400 ppm), y del estrato profundo la muestra P100-SG/SAM2 (1800 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. Estos valores se encuentran entre los rangos del VIE-B calculados para este metal, según la clasificación de esta investigación, el valor calculado para el VIE-B; para este metal es de 2000 ppm para los suelos agrícolas en estudio.

En contraste a otras investigaciones el VIE-A calculado representa un valor alto pero aceptable para suelos agrícolas con respecto al VR de 289 mg/kg establecido por Mico, (2005). Peris, (2006) establece VR de 557mg/kg; Iribarren (2008) establecen VR de 715 ppm. Saldaña, (2020) estableció un VR de 966 mg/kg. Por su parte Saleem et al., (2024) evaluó la contaminación por metales pesados en suelos agrícolas en Pakistán, y encontraron concentraciones de manganeso que variaron entre 664,7 y 1699 mg/kg, indicando un enriquecimiento moderado en comparación con los niveles de referencia (Saleem et al., 2024) siendo la concentración media de 1191 mg/kg, también indica que las concentraciones podrían estar asociados con fuentes lisogénicas o antropogénicas. En comparación con otras investigaciones como la establecida por USEPA (2005) valor de 220 mg/kg en USEPA Ecological SSL. Para Abraham et l., (2018) valor de 500 mg/kg en Australia Ecological investigation levels. Zhang, (2018) determino valores de 629 mg/kg para suelos de USA. Bahrami et al., (2019) estable valor de 561.8 mg/kg para suelos de Irán. Kelepertzis, (2014) establece valor de 1020 para suelo de Grecia. Amadi et al. (2017) analizaron la calidad del suelo alrededor de un sitio de actividad agrícola y minería de oro en Nigeria. Se reportaron niveles de manganeso oscilaban entre 57,21 y 504,42 ppm, con

un valor medio de 249,05 ppm. Por su parte Amadi et al., (2017) al comparar la concentración media de manganeso en los suelos estudiados determinaron que era inferior al estándar de 527 ppm establecido por Wedepohl (1995) y a los 600 ppm establecidos por Taylor y McLennan (1995). Eze et al. (2018) encontró niveles de manganeso que variaron entre 168 y 1219 mg/kg, con un valor medio de 647,5 ppm en suelos agrícolas. Cabe mencionar que los valores de referencia para el manganeso en suelos agrícolas son fundamentales para evaluar su impacto en la calidad del suelo y la salud de los cultivos. La literatura revisada muestra que las concentraciones de manganeso consideradas seguras generalmente oscilan entre 20 y 100 mg/kg. Sin embargo, niveles superiores a 300 mg/kg pueden ser motivo de preocupación en el contexto agrícola, ya que pueden afectar negativamente el crecimiento de las plantas y la salud del suelo (Saleem et al., 2024; Amadi et al., 2017). Se reportan valores bajos y altos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (679.9 mg/kg), Huanacopampa (805.4 mg/kg), Tambulla y Lahuani (1300 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Manganeso en suelos agrícolas.

Zirconio

Para este metal el VIE-A calculado es de 643 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra del estrato superficial P030-GYO/SAM1 (662 ppm), y en estrato profundo la muestra P100- GYO/SAM2 (762 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones el VIE-A calculado representa un valor aceptable para suelos agrícolas por su parte Gómez, (2024) determinó NGR para cuatro provincias estudiadas 551.8 mg/kg (Guadalajara); 600.8 mg/kg (Toledo); 361 mg/kg (Cuenca); y 334.1 mg/kg (Albacete), provincias que conforman Castilla la Mancha, las muestras fueron recolectadas, teniendo en cuenta que en su mayoría los puntos de

muestreo estuvieran a distancias considerables de ámbitos de cualquier tipo de actividad antrópica y/o zonas que representarían anomalía geoquímica. Taylor y McLennan (2009) establecen valores medios de concentración del Zirconio en la corteza continental un valor de 190 ppm; por su parte Plaza (2018) en su estudio geoquímica de suelos de una viña en la Provincia de San Antonio- Chile determino concentración de Sr con una mediana de 71.90 ppm. Existe poca o casi nula investigación específica que considere el estudio de este metal en los suelos agrícolas tanto a nivel nacional como internacional.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Zirconio en suelos agrícolas.

Bario

Para este metal el VIE-A calculado es de 411 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra del estrato profundo P100-MP/SAM2 (551 ppm), sobrepasa el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para este suelo.

En contraste a otras investigaciones el VIE-A calculado representa un valor alto pero aceptable para suelos agrícolas; con respecto a la CAPV el VR es de 142.50 mg/kg (IHOBE, 1994). Para Holanda el VR de 160 mg/kg para su suelo estándar (Stcrt, 2000). Para el Ecuador el VR de 200 mg/kg para su suelo estándar (MAATE, 2015). Por su parte Plaza (2018) en su estudio geoquímica de suelos de una viña la Provincia de San Antonio- Chile determino concentración de Ba con una mediana de 369 ppm. Se reportan valores bajos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuanhuire (86.77 mg/kg), Huanacopampa (114 mg/kg), Tambulla y Lahuani (231.9 mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

Con respecto al valor de La Soil Quality Guidelines-Canadá (CCME, 2013) fija un valor de 750 mg/kg para suelos agrícolas. Lange et al., (2024) en su estudio determino que concentraciones de bario en suelos alcanzaron hasta 200 mg/kg, considerando como valor elevado en comparación con niveles de referencia establecidos por diversas normativas ambientales de Brasil; siendo los límites reglamentarios en el suelo agrícola

entre 20 a 112 mg/kg para el Brasil (Lange et al., 2024). En México se establecen concentraciones máximas para este metal hasta 5400 mg/kg (SEMARNAT, 2004) este valor sería el más elevado en relación con los demás VR mencionados

En el Perú el valor de referencia para Bario es de 750 mg/kg para suelos agrícolas, establecido en la ECA para suelo (DS. N°-011-2017-MINAM) y es considerado como valor de evaluación y posible intervención.

Titanio

Para este metal el VIE-A calculado es de 7534 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra del estrato superficial P030-ASJT/SAM1 (11800 ppm), y en estrato profundo la muestra P100-ASJT/SAM2 (8300ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor aceptable para suelos agrícolas; Por su parte Taylor y McLennan (2009) establecen valores medios de concentración del Titanio en la corteza continental un valor de 4100ppm (0.41wt%); por su parte Plaza (2018) en su estudio geoquímica de suelos de una viña en la Provincia de San Antonio- Chile determino concentración de Ba con una mediana de 9300ppm (0.93wt%). Se reportan valores bajos en comparación al VIE-A calculado en nuestro estudio, por ejemplo, Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (747.3 mg/kg), Huanacopampa (1223 mg/kg), Tambulla y Lahuani (714.1mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac. Existe poca o casi nula investigación que considere el estudio de este metal en los suelos agrícolas tanto a nivel nacional como internacional.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Titanio en suelos agrícolas.

Hierro

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 50910 ppm. Del análisis de Valoración se tiene que las muestras P030-ASJT/SAM1 (54900 ppm), y en estrato

profundo la muestra P100-ASJT/SAM2 (67500ppm) en la comunidad de Alto San Juan de Tulumayo, sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos agrícolas, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor aceptable para suelos agrícolas; con respecto al VR de 13178 mg/kg establecido por Mico, (2005). Peris, (2006) establece VR de 26584 mg/kg; Sánchez (2017) establece el Límite superior (VR) de 72787 mg/kg (ppm).

Por su parte Plaza (2018) en su estudio geoquímica de suelos de una viña en la Provincia de San Antonio- Chile determino concentración de Ba con una mediana de 56700ppm (5.67wt%). Fajardo et al., (2019) determinaron valores de referencia en tres zonas de estudio con suelos agrícolas siendo para Ccahuahuire (21616 mg/kg), Huanacopampa (27219 mg/kg), Tambulla y Lahuani (27837mg/kg) en el distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas, y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac.

En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Hierro en suelos agrícolas.

6.4.6. Valoración de suelos de Bosque natural en el distrito de Luyando.

Para el tercer escenario de evaluación se tiene suelos de Bosque natural (Cuadro 92), cabe mencionar que para todos los metales en estudio; el cálculo se basó en 24 muestras de suelos tomadas en 2 estratos de estudio (superficiales y profundos) para cada muestra, se detalla a continuación el análisis de la valoración. Para el cálculo de los VIEC se consideraron los valores promedio de las propiedades fisicoquímicas de los suelos estudiados; siendo 9.05% de materia orgánica, 46% de Arcilla, pH de 5.8 y 9 cml+/kg de CIC; del análisis se tiene lo siguiente para los metales.

Arsénico

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 26 ppm, siendo este valor más alto con respecto al calculado para suelos agrícolas. Del análisis de valoración se tiene que las

muestras del estrato superficial P030-3EQ/SBM1 (58 ppm), la muestra P030-MPR/SBM1(32 ppm) y del estrato profundo las muestras P0100-3EQ/SBM2 (80 ppm), P100-MPR/SBM2 (37 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. Siendo dichos contenidos considerados valores anómalos (discordantes) según el análisis para el grupo de muestras de los suelos en estudio.

En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de bosque, existe una variedad de valores de referencia para este metal, las que se distinguen acorde a la ubicación geográfica y condiciones climáticas, por ejemplo, para CMAJA, (1999) el VR establecido para suelos naturales se encuentra entre rangos de valores de 2 a 5 ppm. Autores como O'Neill, (1995) determinaron rangos de 0,1 a 20 ppm; rangos entre 1-50 según Alloway, (1968). Por su parte en Francia (Baize, 1997) rangos de 1-25 mg/kg suelos naturales sin anomalías. Y valores de 10 mg/kg según Alloway, (1995). En china valores de 9,2 mg/kg para suelos naturales según Chen et al., (2013). En suelos naturales en USA valores de 5,2 mg/kg según Schacklette y Boerngen, (1984) y 2,6 mg/kg suelos naturales en Polonia según Dudka y Markert, (1992). Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 26 ppm y VR95 de 31 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Sánchez (2017) establece como límite superior un VR de 587.56 mg/kg para suelos naturales "background" en suelos de la tercera Región de Chile. En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Arsénico en suelos de bosque natural. El valor calculado para el VIE-B; para este metal es de 89,76 ppm para los suelos de bosque en estudio.

Valoración de la calidad del suelo por presencia y biodisponibilidad de metales pesados: El caso de Luyando

Cuadro 84. Valoración de la calidad de los suelos de bosque en el distrito de Luyando.

Muestras	V.I.E. (A, B)															
	As	Cu	Cd	Pb	Zn	Co	Hg	Mo	Ni	Cr	Sr	Mn	Zr	Ba	Ti	Fe
	VR=26	VR=29	VR=6	VR=37	VR=143	VR=20	VR=0,28	VR=10	VR=64	VR=82	VR=461	VR=1429	VR=633	VR=472	VR=7773	VR=61073
P030-H/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-B/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MP/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-SMT/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-ASJT/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	B	A	A
P030-SG/SBM1	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	A	A	A	A
P030-MA/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A	A
P030-3EQ/SBM1	B	A	A	B	B	A	A	A	A	A	A	B	A	A	A	A
P030-STR/SBM1	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-GYO/SBM1	-	A	-	A	A	-	A	-	-	A	A	A	B	A	A	A
P030-IK/SBM1	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P030-MPR/SBM1	B	A	-	B	B	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A	A
P100-H/SBM2	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-B/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-MP/SBM2	-	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-SMT/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-ASJT/SBM2	-	A	-	A	A	B	A	-	A	A	A	B	A	B	A	A
P100-SG/SBM2	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A
P100-MA/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	A	A	B	A	-	A	A	A	A
P100-3EQ/SBM2	B	B	A	B	B	A	B	A	B	A	A	B	A	A	A	A
P100-STR/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
P100-GYO/SBM2	-	A	-	A	A	A	A	-	A	A	A	-	B	A	A	A
P100-IK/SBM2	A	A	-	A	A	A	A	A	B	B	A	A	A	A	A	B
P100-MPR/SBM2	B	A	-	B	B	A	B	A	A	B	B	A	A	A	A	A

Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable. El valor A normalmente es igual al límite de detección o al contenido natural en promedio. Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo Aceptable. Nota: (-) valor no detectado L.D; P030 (profundidad de muestreo hasta 30 cm); P100 (profundidad de muestreo >100 cm); SBM (muestra de suelo de Bosque). VR valores de referencia de metales expresados en ppm.

Cobre

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 29 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra de estrato profundo P100-3EQ/SBM2 (34 ppm) sobrepasa el VIE-A establecido para suelos de bosque, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de bosque, existe una variedad de valores de referencia para este metal, las que se distinguen acorde a la ubicación geográfica y condiciones climáticas, por ejemplo, los para CMAJA, (1999) los niveles de referencia pueden darse entre rangos de 17 a 100 mg/kg (VIE-A); y los de intervención en rangos de 100 a 800 mg/kg. Por su parte Alloway, (1995); Baize, (1997) aseveran que la concentración media en la corteza terrestre es entre 45-50 mg/kg. Por otra parte, Iribarren (2008) establece un VR de 28 ppm para suelos naturales de la Comunidad de Aragón. Sánchez (2017) establece como límite superior un VR de 587.56 mg/kg para suelos naturales de la tercera Región de Chile. Eneque et al (2019) determinó un NR de 18.45 mg/kg en Osheki un Área Natural Protegida - Bosque de Protección San Matías – San Carlos (BPSM-SC), con características de bosques muy húmedos tropicales (bmh-T) y otro NR de 10.55 mg/Kg (Línea de Flujo y el PAL “LFPAL) están clasificadas en tierras altas para producción forestal, con calidad agrológica media, limitación por suelo y erosión (F3se - F2se), esto confirma la influencia de la variabilidad de los tipos de suelo según su naturaleza en la determinación del valor de referencia. En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el cobre en suelos de bosque natural.

Cadmio

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 6 ppm. Del análisis de Valoración se tiene que ninguna muestra sobrepasa el VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, no existe riesgo de toxicidad (despreciable).

En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de bosque natural para CMAJA, (1999) los niveles de referencia oscilan entre 0,5 a 3,0 mg/kg y los niveles de intervención en suelos de parques naturales valores mayores a 15 mg/kg. Otros autores

como Swaine, (1955); Alloway, (1968); Bowen, (1979) coinciden y mencionan rangos de 0,01 a 7 mg/kg para suelos naturales. Por su parte en Francia (Baize, 1997) rangos de 0,05 a 0,7 mg/kg para suelos naturales sin anomalías. Autores como Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” para suelos de 1 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafoquímico es de 0.25 mg/kg en Galicia. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 0.4 ppm y VR95 de 0.6 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Cadmio en suelos de bosque natural.

Plomo

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 37 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-3EQ/SBM1 (98 ppm), P030-MPR/SBM1 (43 ppm), y del estrato profundo las muestra P100-3EQ/SBM2 (128 ppm) y P100-MPR/SBM2 (62 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de bosque; CMAJA, (1999) menciona que los niveles de referencia oscilan entre 10 a 50 mg/kg como valores normales, y los niveles de intervención en suelos de parques y zonas forestales mayores a 1000 mg/kg. Autores como Alloway, (1968); Bohn et al. (1985) establecieron rangos entre 2 a 200 mg/kg en suelos naturales, y Swaine, (1955) y Bowen, (1979) establecen valores entre rangos de 2 a 300 mg/kg para suelos naturales. Por su parte en Francia (Baize, 1997) para suelos naturales sin anomalías y rangos de 9 a 50 mg/kg. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 36 ppm y VR95 de 44 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Sánchez (2017) establece para el Plomo como límite superior un VR de 78.29 mg/kg(ppm). Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” para suelos de 80 mg/kg en Galicia. Saldaña, (2020) estableció un VR mediante 2 métodos de cálculo valores de 58 mg/kg (Estadístico Descriptivo) y 62mg/kg (UCL95) considerando suelo estándar (con contenidos de 5 % de M.O., 5 de pH y 24 meq/100g de C.I.C.). Eneque et al., (2019) determinó un NR para el Pb de 32.53 mg/kg (Osheki-BPSM-SC y Petrolífera) y 32.74 mg/Kg (LFPAL). En los

Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Plomo en suelos de bosque natural.

Zinc

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 143 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-3EQ/SBM1 (679 ppm), P030-MPR/SBM1 (294 ppm), y del estrato profundo la muestra P100-SG/SBM2 (146 ppm), P100-3EQ/SBM2 (1028 ppm) y P100-MPR/SBM2 (373 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de bosque, CMAJA, (1999) menciona que los valores de referencia se encuentran entre rangos de 60 a 300 mg/kg; y los valores de intervención entre 120 a 3000 mg/kg para todos los usos. Siendo los niveles de intervención en suelos de parques y zonas forestales mayores a 1000 mg/kg. Alloway, (1968) establece valores de referencia para suelos naturales de 50 mg/kg. Bowen, (1979) menciona rangos entre 1 a 900 mg/kg; Swaine, (1955); Alloway, 1968) coinciden con rangos entre 10 a 300 para suelos naturales.

Por su parte en Francia (Baize, 1997) muestra rangos de 10 a 100 mg/kg para suelos naturales sin anomalías. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 130 ppm y VR95 de 190 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un NGR ecosistemas de 200 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafquímico es de 100 mg/kg en Galicia. En su investigación Saldaña, (2020) estableció un VR mediante 2 métodos de cálculo valores de 542 mg/kg (Estadístico Descriptivo) y 552mg/kg (UCL95) considerando suelo estándar. Eneque et al., (2019) determinó un NR para el Zn de 60.45 mg/kg (Osheki -BPSM-SC) y de 79.80 mg/Kg (LFPAL). En los Entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Zinc en suelos de bosque natural.

Cobalto

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 15 ppm. Del análisis de valoración se tiene que solo la muestra P100-ASJT/SBM2 (31 ppm), sobrepasa el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) en este suelo.

En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de naturales; CMAJA, (1999) establecen que los niveles de contaminación se dan a partir de 10 mg/kg (VR) y los umbrales de intervención se sitúan entre rangos de 40 a 240 mg/kg. En cuanto a niveles de intervención en suelos de parques y zonas forestales valores mayores a 300 mg/kg. Otras bibliografías, Alloway, (1968) para suelos naturales mencionan como valores de intervención los rangos de 1 a 40 mg/kg; Bohn et al., (1985) valore entre rangos de 1 a 50 mg/kg; y rangos de 1 a 70 mg/kg (Swaine, 1955; Bowen, 1979; Baize, 1997; Azcue, 1993). ICEQC, (1991) establece VR de 10 mg/kg para suelos de Canadá; Alloway, (1968) un VR de 8 mg/kg para suelos naturales y valor de referencia para Holanda de 20 mg/kg según NMHPPE, (1994). Por su parte Baize, (1997) para Francia valores de referencia entre rangos de 2 a 23 mg/kg suelos naturales sin anomalías. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 15 ppm y VR95 de 18 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia de 40 mg/kg para suelos de Galicia; considerando que el fondo edafoquímico es de 40 mg/kg en Galicia. Eneque et al (2019) determinó un NR para el Co de 9.71 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 79.80 mg/Kg (LFPAL). En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Cobalto en suelos de bosque natural.

Mercurio

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 0.28 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato profundo, P100-3EQ/SBM2 (0.389 ppm) y P100-MPR/SBM2 (0.318 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos naturales de bosque; para CMAJA, (1999) los niveles de referencia se encuentran entre rangos de 0,3 a 2 mg/kg; siendo el VR máximo de 2 mg/kg considerado como valor de intervención. Por otro lado, los niveles de intervención en suelos de parques y zonas forestales para valores mayores a 15 mg/kg (CMAJA, 1999). Otras bibliografías, entre ellos Bohn et al. (1985) indican para suelos naturales valores con rangos entre 0,005 a 0,1 mg/kg; Bowen, (1979) mencionan rangos de 0,01 a 0,5 mg/kg; Alloway, (1968) menciona rangos de 0,02 a 0,2 mg/kg y Alloway, (1968) un valor de referencia de 0,05 mg/kg. Para Bélgica VR de 0,55 mg/kg

(BVRHABTGG, 1995) y valores de referencia de 1 mg/kg en Francia según Barth y Hermite, (1987); al igual que en Reino Unido (Barth y Hermite, 1987) para suelos naturales, valor de referencia de 0.3 mg/kg para Holanda (NMHPPE, 1994). Por su parte en Francia (Baize, 1997) muestra rangos de 0.02 a 0.2 mg/kg suelos naturales sin anomalías. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 0.06 ppm y VR95 de 0.08 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Macias y Calvo de Anta (2009) establecen un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” para suelos de 1 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafquímico es de 0.15 mg/kg. Eneque et al., (2019) determinó un NR para el Hg de 0.246 mg/kg en suelo natural (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera. En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Mercurio en suelos de bosque natural.

Molibdeno

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 10 ppm. Del análisis de valoración se tiene que ninguna muestra sobrepasa el VIE-A establecido para suelos de bosque, por tanto, no existe riesgo de toxicidad (despreciable). En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos naturales de bosque, para CMAJA, (1999) asevero que para este metal los niveles de referencia se encuentran entre rangos de 1 a 10 mg/kg. Respecto a niveles de intervención existe alta variabilidad de dispersión cuyos rangos se encuentran entre 4 y 200 mg/kg. Por otro lado, los niveles de intervención en suelos de parques y zonas forestales son mayores a 200 mg/kg (CMAJA, 1999). Otras bibliografías, como lo referido por Allaway, (1968) y Bowen, (1979) para suelos naturales tienen valores con rangos entre 0,1 a 40 mg/kg). Otros valores de 1 y 2 mg/kg para suelos naturales según Azcue, (1993). Para suelos naturales de Canadá VR de 2 mg/kg (ICEQC, 1991), y VR de 10 mg/kg para suelos en Holanda (NMHPPE, 1994). Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 3 ppm y VR95 de 4 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” de 5 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafquímico es de 2.5 mg/kg. En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Molibdeno en suelos de bosque natural.

Níquel

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 64 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato profundo P100-3EQ/SBM2 (68 ppm) y P100-IK/SBM2 (159 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos naturales de bosque; para CMAJA, (1999) menciona que para el Ni los niveles de referencia se encuentran entre rangos de 10 a 50 mg/kg. Por otro lado, los niveles de intervención en suelos de parques y zonas forestales mayores a 500 mg/kg (CMAJA, 1999). Otras bibliografías, Swaine, (1955); Bowen, (1979) coinciden para suelos naturales valores con rangos entre 2 a 750 mg/kg. Para Bélgica un VR de 9 mg/kg (BWRHABTGG, 1995). Allaway, (1968) establece rangos de 10 a 1000 mg/kg; también un VR de 24.5 mg/kg para suelos naturales de Reino Unido según McGrath y Loveland, (1992), VR de 30 a 50 mg/kg para suelos naturales en Alemania (Barth y Hermite, 1987), VR de 35 mg/kg para suelos en Holanda (NMHPPE, 1994). Por su parte en Francia (Baize, 1997) muestra rangos de 2 a 60 mg/kg suelos naturales sin anomalías. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 40 ppm y VR95 de 49 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Mientras que Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” de 75 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafoquímico es de 65 mg/kg. Eneque et al (2019) determinó un NR para el Ni de 15,51 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 13,1 mg/Kg (LFPAL). En los estándares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Níquel en suelos de bosque natural.

Cromo

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 82 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-MA/SBM1 (95 ppm), P030-MPR/SBM1 (142 ppm) y en el estrato profundo la muestra P100-MA/SBM2 (115 ppm), P100-IK/SBM2 (334 ppm) y P100-MPR/SBM2 (174 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos.

En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos naturales de bosque, CMAJA, (1999) menciona que, para el Cr, los niveles de referencia se sitúan en el intervalo de 37 a 600 mg/kg y los de intervención en 130 a 1000mg/kg; en general los contenidos del metal varían en función del material original del que proceda el suelo CMAJA, (1999). Por otro lado, los niveles de intervención en suelos de parques y zonas forestales son de mayores a 500 mg/kg (CMAJA, 1999). Otros autores establecieron para suelos naturales, Allaway, (1968) establece un valor de referencia de 20 mg/kg; Barth y Hermite, (1987) un VR de 30 para suelos de Alemania; Según BVRHABTGG, (1995) un VR de 37mg/kg en Bélgica; McGrath y Loveland, (1992) un VR de 41 mg/kg para en suelos de Inglaterra y Gales; Baize, (1997) un VR de 65 mg/kg para suelos de Francia; Según NMHPPE, (1994) un VR de 100 mg/kg para suelos de Holanda; Barth y Hermite, (1987) establece un VR de 100 para suelos de Alemania y según AFNOR, (1985) un VR de 150 mg/kg para Francia. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 80 ppm y VR95 de 98 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” para suelos de 80 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafoquímico es de 80 mg/kg. Eneque et al (2019) determinó un NR para el Cr de 41.65 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 21.01 mg/Kg (LFPAL En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Cromo en suelos de bosque natural.

Estroncio

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 461 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras tanto del estrato superficial P030-SG/SBM1 (1352 ppm), y del estrato profundo las muestras P100-SG/SBAM2 (840 ppm) y muestra P100-MPR/SBM2 (625 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos naturales de bosque, Kabata (2001) menciona que el rango de concentraciones del Sr en horizontes superficiales oscila entre 715 y 1000 ppm, considerando estos valores como referencia para este metal. Por su parte Govindaraju (1994) asevero que los contenidos de referencia del Sr en suelos de China se encuentran entre rangos de 26 y 150 ppm, y en suelos cercanos a un yacimiento minero polimetálico rangos de 180 a 380 ppm. En suelos forestales de Estados Unidos

concentraciones medias de 150 ppm; y hasta 675 ppm en la Ex Unión Soviética (Kabata, 2001). Por su parte Jiménez-Ballesta, (2010) menciona que la media referencia mundial de Estroncio es de 220 ppm para suelos. Mendoza et al. (2020) hizo mención que la abundancia del Sr en la corteza continental varía entre rangos de 282 a 348 mg/kg, Rudnick y Gao, (2014). Menciona que el VR o valor medio de 320 mg/kg. Por otro lado, Eneque et al., (2019) determinó un NR para el Sr de 4.221 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 10,92 mg/Kg (LFPAL).

En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Estroncio en suelos de bosque natural.

Manganeso

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 1429 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-SG/SBM1 (1500), P030-3EQ/SBM1(3100 ppm), y en el estrato profundo las muestras P100-ASJT/SBM2 (1500 ppm) y P100-3EQ/SBM2 (8200 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de bosque; Kabata-Pendias (2001) menciona que el valor medio de referencia en suelos Forestales de China es 840 ppm; para suelos de E.E.U.U el valor medio referencial de 654 ppm Kabata-Pendias (2001) con rangos de 150 a 1500ppm. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 715 ppm y VR95 de 890 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Por su parte Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” para suelos de 850 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafoquímico es de 850 mg/kg. Gómez (2024) determino NGR en Castilla de la Mancha para las provincias: Albacete un valor de 1250.8mg/kg, para Cuenca un valor de 1010.1mg/kg, para Toledo un valor de 917.3mg/kg, y para Guadalajara un valor de 1256,9mg/kg. Saldaña (2020), estableció un VR de 966 ppm para el Mn. Por su parte Sánchez (2017) determino concentraciones naturales o background para el Manganeso un valor de 2007 ppm. Por último, Eneque et al (2019) determinó un NR para el Mn de 630.9 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 947.2 mg/Kg (LFPAL). En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Manganeso en suelos de bosque natural.

Zirconio

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 633 ppm. Del análisis de valoración se tiene que la muestra del estrato superficial P030-GYO/SBM1 (867ppm) y del estrato profundo la muestra P100-GYO/SBM2 (663 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. En contraste a otras investigaciones con respecto a suelos de bosque; Kabata-Pendias, (2001) menciona que para el Zr la concentración en la corteza generalmente varía de 20 a 500 ppm, siendo más baja en rocas ultramáficas y sedimentos calcáreos. Taylor y McLennan (2009) establecen valores medios de concentración del Zirconio en la corteza continental un valor de 190 ppm.

Como otros metales estudiados, el contenido de Zr de los suelos generalmente se hereda de las rocas madre (Mendoza, 2020); en cuestión de suelos naturales, existe una variación significativa en el contenido de Zr entre los tipos de suelo. Siendo las concentraciones más bajas de Zr para suelos de deriva glacial (70 a 200; con media, 140 ppm) y concentraciones más altas en suelos residuales derivados de rocas ricas en Zr (70 a 200; media, 305 ppm). El contenido promedio de Zr calculado para varios suelos de los EE. UU. es de 224 ppm (Kabata, 2001), con promedio de 350 ppm de Zr para suelos australianos (Hutton, 1977). Para suelos derivados de basaltos y andesitas contenidos entre 330 y 850 ppm (Wells, 1960), mientras que para suelos arenosos de 90 a 160 ppm y para suelos de turba de tan solo 32 ppm (Lukashev y Pietukhova, 1974). En suelos chernozems rusos rangos entre 200 y 550 ppm (Protasova y Kopayeva, 1985). Para suelos de referencia de China rangos entre 219 y 500 ppm, con una media de 281 ppm y para suelos de los EE. UU. entre 184 y 760 ppm con una media de 279 ppm (Govindaraju, 1994).

Siendo que en la zona de estudio son característicos las rocas sedimentarias Kabata (2001) muestra que en suelos producto de rocas sedimentarias el rango de concentraciones del Zr, para sedimentos arcillosos están entre 160 a 200 ppm; para calizas y dolomitas concentraciones de 20 ppm; en las Lutitas 150 a 200 ppm (Mendoza et al.,2020) y para areniscas concentraciones entre 180 a 220 ppm Kabata (2001). En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Zirconio en suelos de bosque natural.

Bario

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 472 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial P030-ASJT/SBM1 (654 ppm) y del estrato profundo la muestra P100-ASJT/SBM2 (690 ppm), sobrepasan el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para estos suelos. En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor que se encuentra entre rangos aceptables para suelos naturales de bosque; Kabata (2001) menciona que el Ba en la corteza terrestre, con mayor probabilidad se concentra en rocas magmáticas intermedias y ácidas con variabilidad de su concentración entre rangos de 400 a 1200 ppm. Por su parte Taylor y McLennan (2009) establecen valores medios de concentración del Bario en la corteza continental un valor de 550 ppm. Con respecto a suelos forestales Kabata (2001) reporto que en Rusia la media para el contenido de Bario es de 560 ppm; para Bulgaria la media de 631 ppm (con rangos de 397–850ppm). En Canadá la media de 669ppm (con rangos de 262–867ppm). Govindaraju (1974) reporto el contenido de Ba en suelos de referencia de China varía entre 180 y 1210 ppm, y en suelos de EE.UU. con rangos desde 290 a 2240 ppm.

Siendo que en la zona de estudio son característicos las rocas sedimentarias Kabata (2001) asevera que para suelos producto de rocas sedimentarias el rango de concentraciones del Ba, para sedimentos arcillosos están entre 500 a 800 ppm; para calizas y dolomitas concentraciones de 50 a 200 ppm; en las Lutitas 500 a 800 ppm, y para areniscas concentraciones entre 100 a 320 ppm Kabata (2001). En su estudio Saldaña (2020), establece VR de 161 ppm para el Bario. Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 890 ppm y VR95 de 1295 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. Macias y Calvo de Anta (2009) fijan un Nivel Genérico de Referencia “NGRecosistemas” para suelos de 400 mg/kg en Galicia; considerando que el fondo edafoquímico es de 220 mg/kg. En su estudio Gómez (2024) determino NGR en Castilla de la Mancha para las provincias: Albacete un valor de 382mg/kg, para Cuenca un valor de 381.5mg/kg, para Toledo un valor de 471.6mg/kg, y para Guadalajara un valor de 541.8mg/kg. Por último, Eneque et al (2019) determinó un NR para el Ba de 46.88 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 94.26 mg/Kg (LFPAL). En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Bario en suelos de bosque natural.

Titanio

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 7773 ppm. Del análisis de valoración se tiene que las muestras del estrato superficial y profundo de suelos de bosque en el Distrito de Luyando no sobrepasan el nivel VIE-A establecido para estos suelos, por tanto, no existe riesgo de toxicidad con respecto a este metal. En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor que se encuentra entre rangos aceptables para suelos naturales de bosque; Kabata (2001) menciona que el Ti es un componente común de las rocas (Mendoza et al., 2020) y su concentración suele variar entre 0.03% (300 ppm) y 1.4% (14000 ppm). En suelos superficiales los contenidos varían entre 0,1 y 0,9% (media, 0,35%) exceptuando los suelos orgánicos (Kabata, 2001) formados en la ex Unión Soviética (media 0.45%). Si se determinan contenidos mayores de Ti estos son asociados a suelos meteorizados, tropicales y los que se originaron de roca con alto contenido de Ti. Por otra parte, los suelos con proporciones más bajas de Ti son los suelos orgánicos ligeros. Kabata (2001), reporta que a nivel mundial el contenido medio de Ti calculado es de 0,33% (3300 ppm), siendo menores los encontrados en los podzoles (rangos de 0.10-0.28%) e histosoles (rangos de 0.011-0.64%). Con respecto a suelos forestales Kabata (2001) reporto que en Rusia la media para el contenido de Bario es de 0.57% (5700 ppm), en ex Unión Soviética la media de 0.36% (3600 ppm) con rangos entre 0.15 a 0.50%). En su estudio Gómez (2024), determino NGR en Castilla de la Mancha para las provincias: Albacete un valor de 0.5% (5000ppm), para Cuenca un valor de 1.2% (12000ppm), para Toledo un valor de 0.6% (6000ppm), y para Guadalajara un valor de 0.6%(6000ppm). Además, Eneque et al., (2019) determinó un NR para el Ti de 178.6 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 138.9 mg/kg (LFPAL). En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Titanio en suelos de bosque natural

Hierro

Para este metal el VIE-A (VR) calculado es de 61073 ppm. Del análisis de valoración se tiene que solo la muestra del estrato profundo P100-IK/SBM2 (62100 ppm), sobrepasa el nivel VIE-A establecido para suelos de bosque natural, por tanto, existe riesgo real de toxicidad (aceptable) para este suelo.

En contraste a otras investigaciones el VR calculado representa un valor que se encuentra entre rangos aceptables para suelos naturales; Kabata (2001) menciona que el Fe es considerado como el constituyente principal de la corteza terrestre siendo su concentración aproximada al 5% (50000 ppm), encontrándose las concentraciones en los suelos rangos desde 0.5 a 5%; principalmente en la serie máfica de rocas magmáticas entre 0.03% (300ppm) y 1.4% (14000ppm). Siendo la abundancia global alrededor del 45% (Kabata Pendias y Pendias, 2001). Por su parte Taylor y McLennan (2009) establecen valores medios de de 3.5% (35000ppm). En la zona de estudio son características la presencia de rocas sedimentarias; Kabata Pendias y Pendias, (2001) muestra que en suelos producto de rocas sedimentarias el rango de concentraciones del Fe, para sedimentos arcillosos están entre 3.3 a 4.7 %; para calizas y dolomitas concentraciones de 0.4 a 1.0%; en las Lutitas 4.3 a 4.8 %, y para areniscas concentraciones entre 1.0 a 3.0 %. Mendoza, (2020), menciona que la concentración de Ti se distribuye dependiendo de la litología, siendo para lutitas y esquistos (6000 mg/kg); rocas ultramáficas (3000 mg/kg), areniscas (1500 mg/kg) y calizas (400 mg/kg). En su estudio Gómez (2024) determino NGR en Castilla de la Mancha para las provincias: Albacete un valor de 0.5% (5000ppm), para Cuenca un valor de 1.2% (12000ppm), para Toledo un valor de 0.6% (6000ppm), y para Guadalajara un valor de 0.6%(6000ppm). Por otro lado, Iribarren, (2008) establece VR90 de 3750 ppm y VR95 de 4485 ppm para suelos de la Comunidad de Aragón. En su estudio Gómez, (2024) determino NGR en Castilla de la Mancha para las provincias: Albacete un valor de 4.3% (43000ppm), para Cuenca un valor de 4.2%(42000ppm), para Toledo un valor de 6.4%(64000ppm), y para Guadalajara un valor de 5.5% (55000ppm). Por último, Eneque et al., (2019) determinó un NR para el Ti de 42032 mg/kg (Osheki-BPSM-SC) y Petrolífera y 34982 mg/kg (LFPAL). En los entandares de calidad ambiental para suelo del Perú aún no se establece un valor de referencia específico para el Hierro en suelos de bosque natural

CONCLUSIONES

- Se logró caracterizar las propiedades fisicoquímicas de suelos en el distrito de Luyando, y a la vez se determinaron las correlaciones estadísticas con las concentraciones de los 16 metales (As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe) estudiados, existiendo correlaciones altas
- Se determinaron los niveles de fondo de los metales pesados estudiados en suelos superficiales, agrícolas y de bosque natural, a través del método estadístico descriptivo y el cálculo del UCL95 en los suelos del distrito de Luyando.
- Se logró establecer los valores de referencia de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe, en el contexto ambiental y agroecológico; considerando los niveles de fondo y las propiedades fisicoquímicas de los suelos por el método de ecuaciones lineales, llegando a proponer valores de referencia de metales pesados en los suelos con el fin de fortalecer la gestión sostenible del recurso suelo en el distrito de Luyando.
- Se clasificaron los suelos en estudio en función al grado de contaminación por presencia de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe.
- Se logró determinar la existencia del peligro de toxicidad; establecer y proponer los valores indicativos de toxicidad real y potencial de los suelos en base a los contenidos disponibles de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe.
- Se logró la Valoración ambiental del suelo en el distrito de Luyando en función a los niveles de referencia y estándares de calidad ambiental, debido a la presencia y disponibilidad de los metales pesados As, Cu, Cd, Pb, Zn, Co, Hg, Mo, Ni, Cr, Sr, Mn, Zr, Ba, Ti y Fe.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdullahi, A., Lawal, M., & Salisu, A. (2021). Heavy metals in contaminated soil: source, accumulation, health risk and remediation process. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences*, 14(1), 1-12. <https://doi.org/10.4314/bajopas.v14i1.1>
- Abrego-Bonilla, J. and Guccione, M. (2023). *Rol de la precipitación en la cuenca del río guararé (costa pacífica de panamá), 1981 – 2020*. Congreso Nacional De Ciencia Y Tecnología – Apanac, 175-182. <https://doi.org/10.33412/apanac.2023.3932>.
- Acevedo, I. y Sánchez, A. (2021). Evaluación del nivel de degradación del suelo en dos sistemas productivos en la depresión de quíbor. ii. calidad del suelo. *Bioagro*, 33(2), 127-134. <https://doi.org/10.51372/bioagro332.6>
- Adimalla, N., Qian, H., & Wang, H. (2019). Assessment of heavy metal (HM) contamination in agricultural soil lands in northern Telangana, India: an approach of spatial distribution and multivariate statistical analysis. *Environmental monitoring and assessment*, 191(4), 246. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7408-1>.
- Adriano, D.C. (2001). *Trace Elements in the Terrestrial Environment: Biogeochemistry, Bioavailability and risk of metals*. 2nd edn., Springer-Verlag.
- Adriano, D.C. (1986). *Trace elements in the terrestrial Enviroment*. Springer-Verlag 533 p.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) 2004. *Resumen de salud pública Estroncio CAS#: 7440-24-6*. www.atsdr.cdc.gov/es T
- Aghlidi, P., Cheraghi, M., Lorestani, B., Sobhanardakani, S., & Merrikhpour, H. (2020). Spatial distribution of cadmium in agricultural soils of eghlid county, south of iran. *Archives of Hygiene Sciences*, 9(4), 311-324. <https://doi.org/10.52547/archhygsci.9.4.311>

- Amoros, J. & Bravo, S. & Higuera, P. & Navarro, F. & Pérez-de-los-Reyes, C. & M.Sanchez. (2014). *Estroncio (Sr) acumulado en hoja de viña (Vitis vinífera L.) en Castilla-La Mancha*. 10.13140/2.1.1380.8322.
- Álam, I., Alam, M., Khan, A., Haq, S., Ayaz, A., Jalal, A., ... & Bhat, J. (2021). Biochar supplementation regulates growth and heavy metal accumulation in tomato grown in contaminated soils. *Physiologia Plantarum*. <https://doi.org/10.1111/ppl.13414>
- Albadalejo, J. and E. Díaz, (1990). *Degradación y regeneración del suelo en el mediterráneo español: Experiencias en el proyecto Lucdeme*.
- Albujar, J. (2023). Evaluación del contenido de metales biodisponibles en suelos arenosos de playas del municipio puerto cabello, estado carabobo, venezuela. *Bionatura*, 8(4), 1-16. <https://doi.org/10.21931/rb/2023.08.04.16>
- Allaway WH. (1968). Agronomic control over the environmental cycling of trace elements. *Adv Agron*. 20: 235-274.
- Alloway, B. J. (2013). *Heavy Metals in Soils*. (ed. Alloway B.J.), (ser. Environmental Pollution, no. ser. 22), 3.a ed., edit. Springer Netherlands, 2013, 613 p., ISBN 978-94-007-4469-1, [http:// dx.doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7).
- Alloway, B. J. (1995). *Heavy Metals in Soils*. 2nd ed. Blackie, Glasgow. England. 368 p.
- Alloway, B.J. (1995). Soil processes and the behavior of metals. En: *Heavy metals in soils* Alloway, B.J. ed.), Blackie Academic and Professional, London. 11-37.
- Alloway, B.J. y Jackson, A.P. (1991). The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Science of the Total Environment*, 100, 151-176.
- Alloway, B.J. (1990). *Heavy Metals in Soils*. Blackie & Son Ltd., London. 368.
- Alloway, B.J., Thorton, I., Smart, G.A., Sherlock, J.C. y Quinn, M.J. (1988). Metal availability. *Science of the Total Environment*, 75, 41-69.

- Ameh, G. and Onuh, E. (2020). Phytoremediation of copper and nickel contaminated soil using eleusine indica on soil properties. *International Journal of Plant & Soil Science*, 1-8. <https://doi.org/10.9734/ijpss/2019/v31i530220>
- Ameh, G., Nwamba, H., Nwani, C., & Ofordile, E. (2020). Effects of heavy metals on agronomic attributes of some selected cereal crops (zea mays and sorghum bicolor). *Journal of Applied Life Sciences International*, 24-30. <https://doi.org/10.9734/jalsi/2020/v23i930184>
- Anaya, M., Rangel, F., Iannacone O., & Romero, L. (2022). Metales pesados en hortalizas y suelos agrícolas regados con aguas superficiales: una revisión sistemática. *Idesia (Arica)*, 40 (3), 33-41. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292022000300033>
- Aportela, O. and Paulino, L. (2020). Evaluación de metales pesados en ríos y truchas oncorhynchus mykiss de la región Pasco, Perú. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, 32-48. <https://doi.org/10.46380/rias.v3i2.93>
- Arellano D, J. (2002). *“Introducción a la Ingeniería Ambiental”*. México: Alfaomega Grupo Editor, S.A. de C.V.
- Arshad, M.A. y Coen, G.M. (1992). “Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria”. *American J. of Alternative Agriculture* 7: 25-31.
- Arévalo-Gardini, Enrique, Obando-Cerpa, Meyier E., Zúñiga-Cernades, Luis B., Arévalo-Hernández, Cesar O., Baligar, Virupax, & He, Zhenli. (2016). Metales pesados en suelos de plantaciones de cacao (*Theobroma cacao* L.) en tres regiones del Perú. *Ecología Aplicada*, 15(2), 81-89. <https://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.747>
- Arévalo-Hernández, C.; Arévalo-Gardini, E; Farfán-Pinedo, A; Baligar V.; He, Z. (2017). *Metales pesados en suelos, hojas y granos de zonas cacaoteras del Perú 2017*. International Symposium on Cocoa Research (ISCR), Lima, Peru, 13-17 November 2017.

- Arévalo, Y. y Loján, P. (2023). Identificación morfológica de hongos micorrízicos arbusculares en poblaciones nativas de cinchona officinalis en la provincia de Loja, Ecuador. *Cedamaz*, 13(2), 148-157. <https://doi.org/10.54753/cedamaz.v13i2.1849>
- Argota-Pérez, G. , Iannacone, J., & Rodríguez-Santiago, M. A. . (2024). Valor estético desde una perspectiva filosófica en el biomonitoreo ambiental de la contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos. *BIOTEMPO*, 21(1), 87–93. <https://doi.org/10.31381/biotempo.v21i1.6445>
- Armiñana–García, R., Suárez, L., Gómez, A., & Delgado, O. (2024). Bioacumulación de metales pesados en los músculos de claria gariepinus y su incidencia en la salud humana. *UBM*, 5(8), 10-17. <https://doi.org/10.56124/ubm.v5i8.0001>
- Arshad, M.A. y Coen, G.M. (1992). “Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria”. *American J. of Alternative Agriculture* 7: 25-31.
- Astete J, Gastañaga MC, Pérez D. (2010). Niveles de metales pesados en el ambiente y su exposición en la población luego de cinco años de exploración minera en las Bambas, Perú 2010. *Rev Peru Med Exp Salud Publica*. 2014;31(4):695-701.
- Astier, C.M., Mass-Moreno, M. y Etchevers, B.J. (2002) Derivación de indicadores de calidad de suelo en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia* 36: 605-620 p.
- Astonitas Carrasco, L. J., Pariente Mondragón, E., & Milla Pino, M. E. (2021). Evaluación del contenido de metales pesados en suelos periurbanos a partir de parámetros fisicoquímicos. *Revista De La Universidad Del Zulia*, 12(33), 50-69. <https://doi.org/10.46925//rdluz.33.05>
- Babich, H., Stotzky, G. (1983) Physicochemical factors of natural reservoirs affect the transformation and exchange of heavy metals toxic to microbes. *Environ Biogeochem Ecol Bull* 35, 316-323.
- Baird C. (1999). *Environmental Chemistry*. 2nd Ed. W.H. Freeman & Company.

- Baize D, Sterckeman T. (2001). Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *The Science of the Total Environment* 264 2001 127-139 DOI:10.1016/S0048-9697(00)00615-X.
- Baize D. (1997). *Teneur totales en elements traces metalliques dans les sols (France)*. INRA editions. Paris. Francia.
- Bandick, A.K. y Dick, R.P. (1999). Field management effects on soil enzymes activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31(11):1471-1479 p.
- Bannick, C.G., Bachmann, G., and Dreher, P. (1998). Soil Values for the application of organic waste to agricultural land and the recycling of mineral waste, *Land Contamination and Reclamation*, 6,2, 103-106.
- Barth H y L'Hermite P (Ed.). (1987). *Scientific Basis for Soil Protection in the European Community. Commission of the European Communities*. Elsevier Applied Science. Londres.
- Basta, N.T. (2004). Heavy metal and trace element chemistry in residual-treated soil: Implications on metal bioavailability and sustainable land application. In: *Sustainable land application Conference*, January, 4-8, Florida; University of Florida.
- Basta, N.T. y Tabatabai, M.A. (1992). Effect of cropping system on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. *Soil Science*, 153: 195-204.
- Bautista Z. F. (1999). "Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados" México: Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán.
- Bayata, A. (2020). Assessment, accumulation, toxicity and importance of heavy metals in agricultural soil and living system - review. *American Journal of Environmental Protection*, 9(6), 121. <https://doi.org/10.11648/j.ajep.20200906.11>

- Bech, J., Poschenrieder, C., Barceló, J., Lansac., A. (2002). Plants from mine spoils in the South American Area as Potential Sources of Germplasm, for Phytoremediation Technologies. *Acta Biotechnol.* 22: 1-2, 5-11.
- Bech, J.; Tobías, F.J.; Roca, N. (2001). Nivells basals de metalls pesants i elements traça a sòls de Catalunya. Dossiers Agraris ICEA (Institució Catalana d'Estudis Agraris), *Sòls Contaminats* 7, 19-35.
- Beceyro, A. y Nadal, M. (2022). Análisis de la dinámica del paisaje en el distrito barrancas (maipú, mendoza) mediante google earth. *Geofocus Revista Internacional De Ciencia Y Tecnología De La Información Geográfica*, 30, 73-92. <https://doi.org/10.21138/gf.782>
- Везенцев, А., Volovicheva, N., Korolkova, S., Peristaya, L., Milyutin, V., & Korolkov, I. (2021). Purification of water and fertile soil with bentonite-like clays of the belgorod region. *Bio Web of Conferences*, 30, 02001. <https://doi.org/10.1051/bioconf/20213002001>
- Belmonte S., F., A. Romero D., F. Alonso S., J. Moreno B. y S. Rojo L. (2010). Afecciones de suelos agrícolas por metales pesados en áreas limítrofes a explotaciones mineras del sureste de España. *Papeles de Geografía* (51-52):45-54.
- Beltrán Machado, J., & Aguilar, J. M. (2022). Análisis de la contaminación por metales pesados en la ciudad de Cuenca mediante el uso de bioindicadores. *ACI Avances En Ciencias E Ingenierías*, 14(2). <https://doi.org/10.18272/aci.v14i2.2600>
- Bernal, César A. (2010). *Metodología de la investigación. Tercera edición Pearson Educación*, Colombia, ISBN: 978-958-699-128-5
- Blake, L., & Goulding, K. W. T. (2002). Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of seminatural ecosystems at Rothamsted experimental station, UK. *Plant and Soil*, 240(2), 235-251.

- Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J. & Shotyk, W. (2000). Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *The Science of the total environment*, 249(1–3): 257–280. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00522-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00522-7)
- Bodek, I., W.J. Lyman, W.F. Reehl y D. Rosenblatt. 1988). *Environmental inorganic chemistry, properties, processes and estimation methods*. Pergamon Press. New York.
- Boekhold, A.E., Temminghoff, E.J.M. and Van Der Zee, S.E.A.T.M. (1993). Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. *Journal of Soil Science*, 44: 85–96 p.
- Bohn HI, McNeal BL y O'Connor GA (1985). *Soil Chemistry*. Wiley interscience, Wiley, Nueva York.
- Bohn, H., McNeal, B. and O'Connor, G. (1979). *Soil Chemistry*. New York. 329 p.
- Boletín Oficial del País Vasco (BOE). (2005). número 32, de 16 de febrero de 2005
- Bourg, A.C. (1995). Speciation of heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility. En Heavy metals. *Springer Berlin Heidelberg*. 19-31.
- Boussen, S., Soubrand, M., Bril, H., Ouerfelli, K., & Abdeljaoud, S. (2013). Transfer of lead, zinc and cadmium from mine tailings to wheat (*Triticum aestivum*) in carbonated mediterranean (Northern Tunisia) soils. *Geoderma*, 192, 227-236.
- Bowen, H.J.M. (1980). *Environmental chemistry of the elements*. Academi Press, New York. 333 p.
- Brady, N.C. y Weil, R.R. (2008). *The nature and properties of soils*, 14th Edic. Prentice Hall, Upper Saddle River, New York.
- Bravo, S J.A. Amorós, P.L. Higuera, F.J. García, C. Pérez-de los Reyes, M. Sánchez, (2014). *Estroncio (Sr) acumulado en hojas de viña (Vitis vinifera L.) en Castilla-La Mancha*.

- Brejeda, J. and Moorman, T.B. (2001). Identification and interpretation of regional soil quality factors for the Central High Plains of the Midwestern USA. In: D.E Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds). *Sustaining the Global Farm*. 535-540 p.
- Brion, J. y Rosso, M. (1998). *Impacto de los Sitios Contaminados-Argentina*. www.ingenieroambiental.com.
- Brown Jr, GE, y Parks, GA (2001). Sorción de elementos traza en superficies minerales: perspectivas modernas a partir de estudios espectroscópicos y comentarios sobre la sorción en el entorno marino. *International Geology Review*, 43 (11), 963-1073.
- Brümmer, G.; K.G. Tiller; U. Herms, & P.M. Clayton. (1983). Adsorption/desorption and/or precipitation/dissolution processes of zinc in soils. *Geoderma* 31: 337-354 p
- Cabeza, I., Mosquera, J., Díaz, M. P. M., & Hernández, J. S. M. (2021). Análisis de tendencias en la recuperación de suelos empleando vigilancia tecnológica. *Iteckne*, 19(1). <https://doi.org/10.15332/iteckne.v19i1.2634>
- Cachada, A., Rocha-Santos, T. & Duarte, A.C. (2018). *Chapter 1 - Soil and Pollution: Introduction to the Main Issues. Soil Pollution*, pp. 1–28. Academic Press. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128498736000017>.
- Cala, V. (1998). *Comportamiento de metales pesados en suelos*. In: *Terceras Jornadas de Suelos Contaminados*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 57-72.
- Cala, R.V. y Rodríguez J.S. (1989). Evaluación de diversas soluciones extractantes de metales pesados en suelos como indicadores de las formas asimilables para las plantas. *Anal. Edafol. y Agrobiol.* 48:11-21 p.
- Calderón-Guevara, M., Carpio-Rivera, N., & Galarza-Mora, W. (2023). Metales pesados cd, pb y hg: una problemática de salud pública en el contexto de las relaciones internacionales e importancia de la academia en su mitigación.. *Mqinvestigar*, 7(3), 2545-2578. <https://doi.org/10.56048/mqr20225.7.3.2023.2545-2578>

- Calderón, F., Guerra, J., Lucio, D., & Tamayo, P. (2020). Impacto ambiental provocado por el inadecuado uso de fertilizantes químicos en cultivos de maíz. *Unesum - Ciencias Revista Científica Multidisciplinaria*, 3(1), 61-72. <https://doi.org/10.47230/unesum-ciencias.v3.n1.2019.128>
- Calero Hurtado, A., Franklin Traspadini, E. I. ., Ferreira de Sousa, F. B. ., Marchioro, V. ., Silva Oliveira, L. S. ., Carvalho Santos, L. ., Olivera Vicedo, D. ., Peña Calzada, K., & Cazzeta, J. O. . (2023). Mejoramiento de las propiedades físicas y químicas de los suelos ácidos con la aplicación de vinaza. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 39, 461–471. <https://doi.org/10.20937/RICA.54554>
- Cang, L., Wang, Y., Zhou, D. & Dong, Y. (2004). Heavy metals pollution in poultry and livestock feeds and manures under intensive farming in Jiangsu Province, China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 16(3): 371–374
- Cano, M.A., Moreno García, A.M. y González Parra, J., (1997). Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos de cultivo. *Ecología* 11: 83-89.
- Cano, J. (2021). Metales pesados y fertilidad del suelo en sistemas de riego por canales, Puno, Perú. *Manglar*, 18(4), 419-426. <https://doi.org/10.17268/manglar.2021.054>
- Cárdenas, A. (2012). *Presencia de cadmio en algunas parcelas de cacao orgánico de la cooperativa Agraria Industrial Naranjillo, Tingo María, Perú*. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional Agraria de la Selva. Huánuco. Perú. 96 p.
- Carrillo-Martínez, C., Álvarez-Fuentes, G., & Aguilar-Benítez, G. (2022). Análisis de la calidad del suelo bajo producción intensiva de chile (*capsicum annuum* l.) en la región irrigada por el acuífero, calera, zacatecas, méxico. *Revista Terra Latinoamericana*, 40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.942>
- Cartaya-Rubio, O., Pérez, Y., & Blanco, Y. (2024). Influencia de hongos micorrícicos en el crecimiento y la adsorción de cadmio en girasol (*helianthus annuus* l.). *Agronomía Mesoamericana*, 57500. <https://doi.org/10.15517/am.2024.57500>
- Castillo-Valdez, X., Etchevers-Barra, JD, Hidalgo-Moreno, CMI, & Aguirre-Gómez, A. (2021). Evaluación de la calidad del suelo: generación e interpretación de

indicadores. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 39. <https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.698>

Castro-Hinostroza, N., Novoa, C., Vizarreta-Luna, G., Vílchez, P., Barrantes, J., Ríos, J., ... & Peramás, L. (2024). Distribución espacial del plomo en el suelo urbano de Callao, Perú. *RICA*, 40. <https://doi.org/10.20937/rica.54942>

Castro-González, N., Sánchez, F., & Marroquín, G. (2023). Análisis espacial de metales pesados en suelos agrícolas de la subcuenca atoyac-zahuapan y riesgos de salud pública.. *Agricultura Sociedad Y Desarrollo*, 21(1). <https://doi.org/10.22231/asyd.v21i1.1593>

Castro-Sarmiento, A., Vides, F., & Andrade-Perez, J. (2023). Evolución de las tecnologías utilizadas para la absorción de mercurio con cenizas vegetales en suelos contaminados por la minería de oro. *Boletín De Innovación Logística Y Operaciones*, 5(2), 40-49. <https://doi.org/10.17981/bilo.5.2.2023.04>

Catzin, J., Barajas, M., Rosales-Martínez, V., Bautista-Ortega, J., & Fraire-Cordero, S. (2023). Sistemas tradicionales y silvopastoriles de escárcega, campeche: fertilidad química del suelo. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 23(Suplemento II). <https://doi.org/10.53897/revaia.23.27.51>

Cazorla-Vinueza, X., Quisimalin, A., Ortega, M., Quintuña, P., & Cornejo, J. (2024). Soil evaluation through quality indicators. *Epoch Congresses the Ecuadorian Journal of S T E a M*, 3(2), 55-71. <https://doi.org/10.18502/epoch.v4i1.15801>

CCME. (1999-2018). *Canadian environmental quality guidelines*. Canadá: Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health.

Cedeño, C., Flores, E., Leiva, J., & Fábrega, J. (2023). *Potenciando la agricultura regenerativa a través de la enseñanza-aprendizaje sobre calidad de suelos en ipts de educación media en Panamá*. Congreso Nacional De Ciencia Y Tecnología – Apanac, 349-255. <https://doi.org/10.33412/apanac.2023.3958>

Chambi, Lourdes J., Orsag, Vladimir, & Niura, Amalia. (2012). Evaluación de la Presencia de metales pesados y arsénico en suelos agrícolas y cultivos en tres

micro-cuencas del municipio de Poopó. *Revista Boliviana de Química*, 29(1), 111-119. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-54602012000100012&lng=es&tlng=en.

Chattopadhyay, A. and Jervis, R. E., (1974) Multielement determination in market-garden soils by instrumental photon activation analysis, *Anal. Chem.*, 46, 1630.

Chávez, L., Mego-Mego, V., Cuse-Quispe, J., Chávez-Pinchi, M., Mamani-Condori, J., Galindo-Pacherres, J., ... y Gonzales-Bellido, J. (2022). Actividad minera y suelos contaminados en el sector de km 100 la pampa región madre de dios. *Revista Biodiversidad Amazónica*, 1(1), e172. <https://doi.org/10.55873/rba.v1i1.172>

Chaw Su Lwin, Byoung-Hwan Seo, Hyun-Uk Kim, Gary Owens & Kwon-Rae Kim (2018) Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality—a critical review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 64:2, 156-167, <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1440938>

Chen, R., Han, L., Liu, Z., Zhao, Y., Li, R., Xia, L., ... y Fan, Y. (2022). Evaluación de la contaminación del suelo por metales pesados y los riesgos para la salud en una zona minera de la provincia meridional de Shaanxi, China. *Toxics*, 10(7), 385. <https://doi.org/10.3390/toxics10070385>

Chen, X., He, H., Chen, G., & Li, H. (2020). Effects of biochar and crop straws on the bioavailability of cadmium in contaminated soil. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65631-8>

Chen, Y., (2013). Accumulation and health risk of heavy metals in vegetables from harmless and organic vegetable production systems of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.037>

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.

- Christensen T. H. (1984). Cadmium soil sorption at low concentrations. I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Water, Air, and Soil Pollution*, 21(1–4), 105–114.
- Clemente, R., Almela, C., Bernal, P. M. (2006). A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. *Environmental Pollution*. 143: 397- 406.
- Clemente, R., Escobar, A., & Pilar, B., M. (2006). Heavy metals fractionation and organic matter mineralization in contaminated calcareous soil amended with organic material. *Bioresource Technology*, 97(15), 1894-1901.
- Colmenero Sujo, L. H., y Villalba, M. de L. (2023). Remoción de arsénico en agua con zeolitas naturales provenientes del norte y centro de México: Arsenic removal in water with natural zeolites from northern and central Mexico. *TECNOCIENCIA Chihuahua*, 17(3), e1261. <https://doi.org/10.54167/tch.v17i3.1261>
- Concepción, J., Meco, R., (2003). *Fundamentos de agricultura ecológica: realidad actual y perspectivas*. España: Universidad de Castilla La Mancha.
- Condori-Apaza, R., Gonzales, L., & Ancca, S. (2023). Niveles de concentración de metales pesados en sedimentos de zona alta del río Locumba, Perú. *Producción + Limpia*, 18(2), 103-115. <https://doi.org/10.22507/pml.v18n2a6>
- Contreras-Santos, JL, Martínez-Atencia, J., Rodríguez-Vitola, JL, Barragán-Hernández, W., Garrido-Pineda, J. y Falla-Guzman, CK (2023). Índice de Calidad de Suelos para Sistemas Agrícolas en el Tropical Seco. *Revista Terra Latinoamericana*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1694>
- Contreras-De la Cruz, E. E., Saez-Huaman, W., Sumarriva-Bustanza, L. A., Chávez-Sumarriva, N. L., & Yaulilahua-Huacho, R. (2023). Concentración de metales pesados plomo y arsénico en el botadero de Mollebamba, Huancavelica. *Revista Alfa*, 7(19), 64–71. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v7i19.198>
- Contreras Santos, J. L., Martínez Atencia, J., Falla Guzmán, C. K., Garrido Pineda, J. F., & Rodríguez Vitola, J. L. (2021). Caracterización de sistemas ganaderos del

Caribe seco para cuantificación de índices de calidad de suelo. *Agronomía Costarricense*, 45(2). <https://doi.org/10.15517/rac.v45i2.47768>

Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. (C.M.A.J.A.) (1999). *Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación*. España. 253 p.

Committee on Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments. (2002). (CBCSS, 2002). *Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications*. Washington, National Research Council of the National Academies. (also available at <https://www.nap.edu/catalog/10523/bioavailability-of-contaminants-in-soils-and-sediments-processes-toolsand>).

Corey, R.B. (1987). Soil Test Procedures: Correlatlon. Capitulo 2 en Soil Testng:Samplfng, Correlatlon, Callbratlon and Interpretatlon. J.R. Brown (ed). SSSA Speclal Publicatlon N°. 21

Corrales, E. (2002). Sostenibilidad agropecuaria y sistemas de producción campesinos. Cuadernos Tierra y Justicia N°. 5 Reino de Noruega - SUIPICOL Suiza; Séjours Catholique Francia ASDI Suecia, IDEA - IER - ILSA - Secretariado Nacional Pastoral. Bogotá.

Corrales, E. y Forero, J. (2007). *La reconstrucción de los sistemas de producción campesinos. El caso de ASPROINCA en Riosucio y Supia*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Cotler, H., Corona, J., & Galeana-Pizaña, J. (2020). Erosión de suelos y carencia alimentaria en México: una primera aproximación. *Investigaciones Geográficas Boletín Del Instituto De Geografía*, (101). <https://doi.org/10.14350/rig.59976>

Crozier J. (2012). *Heavy metals in Cocoa. International Workshop on Possible EU regulations on cadmium in cocoa and chocolate products*. Nature and Food Quality in the Netherlands (LNV), the European Cocoa Association (ECA) & CAOBISCO.

- Cuéllar, L., Suárez, L., Torrejano, V., Orduz-Tovar, S., Espinosa, C., & Suárez, J. (2020). Macrofauna del suelo y condiciones edafoclimáticas en un gradiente altitudinal de zonas cafeteras, huila, colombia. *Revista De Biología Tropical*, 69(1). <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i1.42955>
- Dalkmann, P., Siebe, C., Amelung, W., Schloter, M. & Siemens, J. (2014). Does Long-Term Irrigation with Untreated Wastewater Accelerate the Dissipation of Pharmaceuticals in Soil? *Environmental Science & Technology*, 48(9): 4963–4970. <https://doi.org/10.1021/es501180x>
- Dalurzo, H. C., Serial, C., Vázquez, S. y Ratto, S. (2002). *Indicadores quimicos y biológicos de calidad de suelos en Oxisoles de Misiones. Argentina*. Facultad de Ciencias Agrarias-UNNE.
- De la Fuente Fernández, S. (2011). *Análisis Conglomerados*. Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales.
- Delgado, J., Lima, L., Vieira, K., Neto, J., & Fonseca, E. (2023). Extração sequencial bcr para frações geoquímicas e avaliação de zn, ni, cd, cu e pb nos sedimentos costeiros no complexo portuário de santos, sudeste do brasil. *Sistemas & Gestão*, 18(1). <https://doi.org/10.20985/1980-5160.2023.v18n1.1884>
- Díaz, W. (2016). Estrategia de gestión integrada de suelos contaminados en el Perú. *Revista Del Instituto De investigación De La Facultad De Minas, Metalurgia Y Ciencias geográficas*, 19(38), 103-110. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v19i38.13575>
- Diez, T.; Müller, C. (1997). Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) (long-time soil-monitor--ing) Teil II (part II), Stoffeinträge, Stoffausträge, Schwermetall-Bilanzierung verschiedener Betriebstypen (Input, Output, heavy metal balances of different kind of farms; In: *Bodenkultur und Pflanzenbau (soil and plantgrowing)*, *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau* (editor).

- Dirección Regional de Agricultura – Huánuco (DRA) (2024). *Informe Cualitativo de la Producción Agrícola, Región Huánuco*.
<http://www.huanucoagrario.gob.pe/campañasagricolas/2018-2019>
- Dixon y Pagiola, (1998) *Indicators and Economic Valuation Unit*, Environment Department. USDA.
- Doménech, X. (2012). *Química ambiental de sistemas terrestres*. Reverte, ISBN8429193189, 9788429193183. 256 pág.
- Doménech, X. (1995). *La Química del Suelo. El impacto de los contaminantes*, Ed. Miraguano- Madrid.
- Doran, J.W. y Parkin, B.T. (1994). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of América, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.
- Dos Santos, S. N., & Alleoni, L. R. (2013). Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(7), 5737-5748. <https://doi:10.1007/s10661-012-2980-7>
- DS N°013-2010-AG. (2010). *Reglamento para la ejecución de levantamiento de Suelos*. Perú: Ministerio de Agricultura y Riego.
- DS N°011-2017-MINAM. (2017). *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo*. Perú: El Peruano.
- DS N°017-2009-AG. (2009). *Aprueban Reglamento de Clasificación de Tierras por su Capacidad de Uso Mayor*. Perú: El peruano. Ministerio del Ambiente.
- D.S 4/2009. Ministerio Secretaría General de la República de Chile, Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas.
- D.S 40/2012 del Ministerio del Medio Ambiente de Chile - Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (RSEIA).

- Dueñas-Jurado, C., Araujo, V., Ayuque-Rojas, J., Poma, K., & Pastrana, P. (2022). Enfermedades asociadas al sector saneamiento. *Socialium*, 6(2), 130-142. <https://doi.org/10.26490/uncp.sl.2022.6.2.1557>
- Duffus, J. H. (2002). "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report), *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793-807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
- Durán C., P.A. (2010). *Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana*. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona.
- Dunán Avila, P. L., Fernández Rodríguez, M., Riverón Zaldívar, A. B., & Bassas Noa, P. R. (2021). Evaluación del contenido de metales pesados en las aguas del Río Yamanigüey. *Revista Del Instituto De investigación De La Facultad De Minas, Metalurgia Y Ciencias geográficas*, 24(48), 315-321. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v24i48.19444>
- Dwivedi, S.K., Swarup, D. and Dey, S. Lead poisoning in cattle and buffalo near primary leadzinc smelter in India. *Veterinary Toxicol*, 2(1), 2011, p. 74-75.
- Elliot, H.A. and G.A. Shields. (1988). Comparative evaluation of residual and total metal analysis in pollute d soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, Págs. 1907-1917.
- Etter, A. y Sarmiento, A. (2008). *La reconfiguración del espacio rural en Colombia: entre la expansión de la frontera agropecuaria y la intensificación de la agricultura*. Trabajo presentado en el Seminario Internacional “Las Configuraciones de los erritorios Rurales en el Siglo XXI”.
- Eurich-Menden, B.; B.Wegener, and S.Hackenberg. (1996). *Humuswirtschaft in Deutschland (Humus in Germany)*; Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen/Germany.
- European Commission. (2001). *Survey of wastes spread on land. Appendix F. Germany*. Unión Europea. <http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/home.htm>.

- European Commission. (2003). *Disposal and recycling routes for sewage sludge- Part* Unión Europea.
http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/sludge_disposal2
- Evans, L.J. (1989). Chemistry of metal retention by soils. *Environmental Science and Technology*, 23, 1046-1056 p.
- FAO & ITPS. (2015). *Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report*. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>
- FAO & ITPS. (2017). *Global assessment of the impact of plant protection products on soil functions and soil ecosystems*. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/I8168EN/i8168en.pdf>
- FAO (2024) *Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2009. Guía para la descripción de suelos*. Trad. R.Vargas. Ed. Roma. 99 p.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO (1993) *La Precipitación Radiactiva Sobre Los Suelos, Los Cultivos Y Los Alimentos (Boletines de Suelos de la Fao)* Volumen 61 de Boletines de Suelos de la Fao. Editor Food & Agriculture Org., 1993 ISBN9253028777, 9789253028771 pág.82.
- Fassbender, H. W., Bornemisza, E. (1987). *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina*. San José, Costa Rica. 2da edición. Talleres gráficos de Trejos Hnos. Sucs., S. A. Pág. 174.
- Fassbender Hans W. (1975). *Química de suelos: con énfasis en suelos de América Latina*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Programa de libros y textos. San José, Costa Rica.
- Fang, A., Dong, J., & Zhang, R. (2019). Simulation of Heavy Metals Migration in Soil-Wheat System of Mining Area. *International journal of environmental research and public health*, 16(14), 2550. <https://doi.org/10.3390/ijerph16142550>

- Fergusson, J. (1990). The heavy elements. Chemistry, environmental impact and health effects. Oxford. *Pergamon Press*. p. 175-182.
- Fernandez Ochoa, Benito Hugo, Mullisaca Contreras, Eliana, & Huanchi Mamani, Luz Elizabeth. (2022). Nivel de contaminación del suelo con arsénico y metales pesados en Tiquillaca (Perú). *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 24(2), 131-138. Epub 16 de mayo de 2022. <https://dx.doi.org/10.18271/ria.2022.416>.
- Flores-Magdaleno, H., Mancilla-Villa, O.R., Mejía-Saenz, E., Olmedo-Bolaños, M.C. & Bautista-Olivas, A.L. (2011). Heavy metals In agricultural soils and Irrigation wastewater of Mixquiahuala, Hidalgo, Mexico. *African Journal of Agricultural Research*, 6(24).
- Florida, N. (2021). Cadmio en suelo y granos de cacao de origen peruano y sudamericano. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 74 (2), 9499–9515. <https://doi.org/10.15446/rfnam.v74n2.91107>
- Florida, N., Salinas, S., y Lara, T. (2019). Comportamiento del cadmio y otros indicadores en suelo y almendra de cacao (*Theobroma cacao* L.), bajo aplicación de compost y npk. *Folia Amazónica*, 27(2), 193-202. <https://doi.org/10.24841/fa.v27i2.461>
- Frazier T., Burklew, C.E., Zhang, B., (2013) “Titanium dioxide nanoparticles affect the growth and microRNA expression of tobacco (*Nicotiana tabacum*)” *Funct Integr Genomics*. 14, octubre 2013, pp. 75-83.
- Frutos Vázquez, I. (2009). *Tesis Doctoral Evaluación de CAC (Compost Agotado de cultivo de Champiñón) como enmienda recuperadora de suelos ácidos de mina contaminados con metales pesados Universidad Autónoma de Madrid Facultad de Ciencias*. Madrid, España
- Galán, E., & Romero, A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla*, 10, 4
- Galaviz, M. (2023). Remoción de cobre en agua sintética utilizando pectina de cascara de naranja (*Citrus sinensis*). *Revista Chapingo Serie Agricultura Tropical*, 3(1), 41-50. <https://doi.org/10.5154/r.rchsagt.2023.03.04>

- García, S., Mosquera, J., Andueza, F., Morillo, D., Salazar, D., Armas, S., ... & Fiallos, D. (2023). Biolixiviación de metales pesados en residuos minero-metalúrgicos. *Siembra*, 10(2), e5538. <https://doi.org/10.29166/siembra.v10i2.5538>
- García, J., Méndez, J., Pásaro, E. and Laffon, B. (2012). Genotoxic effects of lead: An updated review. *Environment International*, 2(4), p. 623–636.
- García, I., y C. Dorronsoro. (2005). *Contaminación por Metales Pesados. En Tecnología de Suelos*. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada, Granada.
- García-Miragaya J y Page AL. (1978). *Water, Air and Soil Pollution*. (:289-299).
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez - Quezada, J. (2023). Las turberas de altura del parque nacional tapantí en costa rica: caracterización e importancia del suelo turboso. *Revista Terra Latinoamericana*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1758>
- Giacalone, A., Gianguzza, A., Orecchio, S., Piazzese, D., Dongarrà, G., Sciarrino, S. & silva, D. (2005) Metals distribution in the organic and inorganic fractions of soil: a case study on soils from Sicily, *Chemical Speciation & Bioavailability*, 17:3, 83-93, DOI:10.3184/095422905782774892.
- Giao, N. T. (2022). Ecological risk assessment for heavy metals occurrence in rice cultivation areas in an giang province, vietnam. *International Journal of Environmental Science and Development*, 13(3), 70-76. <https://doi.org/10.18178/ijesd.2022.13.3.1374>
- Gjoka, F., Felix-Henningsen, P., Wegener, H.-R., Salillari, I., & Beqiraj, A. (2011). Heavy metals in soils from Tirana (Albania). *Environmental Monitoring and Assessment*, 172(1-4), 517-527. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-010-1351-5>
- Głąb, T., Gondek, K. & Mierzwa–Hersztek, M. (2021) Biological effects of biochar and zeolite used for remediation of soil contaminated with toxic heavy metals. *Sci Rep* 11, 6998. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86446-1>

- Gliessman, R. (2002). *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible*. Turrialba, C.R: CATIE.
- Gm, G., De, G., Metales, A., Garrahan, J., Graciela, D., Gaioli, M., ... & Amoedo, D. (2020). Metales pesados en el ambiente: síndrome de guillain-barré like. *Archivos Argentinos De Pediatría*, 118(1). <https://doi.org/10.5546/aap.2020.e48>
- Gómez M, V. & Sotés, V. (2014). *El Manganeso y la Viticultura: Una revisión*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Depósito Legal: M-21419-2014. <http://publicacionesoficiales.boe.es/>.
- Gómez, M. (2006). *Introducción a la metodología de la investigación científica*. Argentina: Editorial Brujas.
- Gómez, M. (2024). *Caracterización geoquímica multielemental de suelos de Castilla-La Mancha mediante fluorescencia de Rayos X portátil: validación y optimización de la metodología*. Tesis Doctoral UL <https://hdl.handle.net/20.500.14352/109058>.
- Gómez-Puentes, F., Reyes-López, J., & Amado-Moreno, M. (2020). Fraccionamiento de metales pesados en un suelo contaminado del valle de mexicali. *Revista Tecnología en Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v33i4.4586>
- Govindaraju, K., (1994) Compilation of working values and sample description for 383 geostandards, *Geostand. Newslett.*, 18, 1.
- Gonzalez, M. J. (1985). Contaminación de alimentos por hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH), bifenilos policlorados (PCBs) y metales pesados. *Rev. Agroquim. Technol. Aliment.*, 25(4):507-521.
- Grafkina, M., Pitryuk, A. V., & Goryacheva, E. V. (2023). Soil pollution by heavy metals. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1229(1), 012005. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1229/1/012005>
- Guerrero, S., Benítez, R., Villa, R., & Corredor, J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. una revisión.

Entre Ciencia E Ingeniería, 14(27), 9-18.
<https://doi.org/10.31908/19098367.1734>

Guía Ambiental Canadiense. (2003) - CEQG (Canadian Environmental Quality Guidelines).

Guía Ambiental para la Restauración de Suelos en Instalaciones de Refinación y Producción Petrolera. (GARSIRPP) (2000). Ministerio de Energía y Minas República del Perú.

Guía de Evaluación de Riesgos Ambientales. (2009). PERU. Ministerio del Ambiente- Viceministerio de Gestión Ambiental - Dirección General de Calidad Ambiental - Lima 27, impreso en Perú, 2010: Página Web: www.minam.gob.pe

Guillén-Castillo, O. I., Velázquez, Á. N. R., Jáuregui, J. A. A., Loredó-Ostí, C., Ramírez - Tobías, H. M., Bertolini, V., ... & Ortiz, J. C. (2023). Nanocompuesto de nitrógeno como fertilizante de liberación lenta en columnas de suelo con plantas de lechuga. *Revista Terra Latinoamericana*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1712>

Gulson B.L., Mizon K.J., Korsch M.J. & Howarth D. (1996). Non-orebody sources are significant contributors to blood lead of some children with low to moderate lead exposure in a major mining community. *The science of the total environment*. 181: 223-230

Gutiérrez-González, L. S., Iveth Ortega, F., Guerrero Morales, S., Palacios, A., & Rivas Lucero, B. A. . (2022). Análisis del Suelo y su Importancia en el Cultivo del Nogal Pecanero en el Distrito de Riego 05 Delicias. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 10(1), 08–16. <https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v10i1.395>

Gutiérrez-Ramos, E., García-Ramos, T., Roca-Vásquez, K., & Valiente-Saldaña, Y. (2024). Gestión de residuos sólidos y la contaminación ambiental en el sector urbano. *Revista Arbitrada Interdisciplinaria Koinonía*, 9(17), 108-118. <https://doi.org/10.35381/rkv8i17.3156>

- Han, C. (2023). Treatment for heavy metal pollution: remediating soil environment by harnessing genetic and biochemical capabilities of bacteria. *Theoretical and Natural Science*, 6(1), 323-328. <https://doi.org/10.54254/2753-8818/6/20230268>
- Han, M., Yang, H., Ding, N., You, S., & Yu, G. (2021). The role of plant-associated bacteria in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *E3s Web of Conferences*, 261, 04006. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202126104006>
- Hananingtyas, I., Nuryanty, C., Karlinasari, L., Alikodra, H., Jayanegara, A., & Sumantri, A. (2022). The effects of heavy metal exposure in agriculture soil on chlorophyll content of agriculture crops: a meta-analysis approach. *Iop Conference Series Earth and Environmental Science*, 951(1), 012044. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/951/1/012044>
- He, Z. L., Yang, X. E., & Stoffella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of trace elements in medicine and biology organ of the Society for Minerals and Trace Elements (GMS)*, 19(2-3), 125–140. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010>
- Healthy Soils, Healthy Communities, (2007). Suelos saludables, comunidades saludables. (<http://cwmi.css.cornell.edu/healthysouils.htm>)
- Hernández-Hidalgo, H. V. (2024). Calidad ambiental del medio construido rural del municipio de nindirí, masaya. *Revista Arquitectura +*, 9(17), 144-166. <https://doi.org/10.5377/arquitectura.v9i17.17966>
- Hernández S. Roberto, Fernández C. Carlos y Baptista L. Pilar. (2014). *Metodología de la Investigación – 6ta Edición*. México: McGraw Hill.
- Hernández, A. (2011). *Determinación de metales pesados en suelos de Natividad, Ixtlán de Juárez Oaxaca*. Universidad de la Sierra Juárez, Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Mexico.
- Hernández, M. y Hernández, O. (2022). Fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados: una revisión. *Revista Ciencia Y Tecnología El Higo*, 12(2), 15-28. <https://doi.org/10.5377/elhigo.v12i2.15197>

- Hernández, M., Yzquierdo, G., Pacheco, R., Lobato-Ureche, M., Cordero, E., & Carrascal-Pérez, F. (2023). Calidad del suelo en zonas productoras de mango en el departamento de la magdalena, colombia. *Bioagro*, 35(1), 123-134. <https://doi.org/10.51372/bioagro352.5>
- Herrera-Cruz, J., Marín-Machuca, O., Cornejo, R., Vargas-Ayala, J., Castro-Rojas, M., & Fuertes-Vicente, H. (2023). Mercury, lead and cadmium content in tuna and its effect on public health in peru: systematic review. *Salud Ciencia Y Tecnología*, 3, 502. <https://doi.org/10.56294/saludcyt2023502>
- Hong, Y., Kim, J., Lee, S., Yang, J., & Kim, S. (2022). Effect of combined soil amendment on immobilization of bioavailable as and pb in paddy soil. *Toxics*, 10(2), 90. <https://doi.org/10.3390/toxics10020090>
- Hongve, D., Skogheim, O.K., Hindar, A., Abrahamsen, H. (1980) Effects of heavy metals in combination with NTA, humic acid, and suspended sediment on natural phytoplankton photosynthesis. *Bull Environ Contam Toxicol* 25, 594-600.
- Hooda, P.S.; McNulty, D.; Alloway, B.J.; Aitken, M.N. (1997). Plant availability of heavy metals in soils previously amended with heavy applications of sewage sludge. *Journal of Science of Food and Agriculture* 73, 446-454.
- Hu, Y., Cheng, H. & Tao, S. (2016). The Challenges and Solutions for Cadmium-contaminated Rice in China: A Critical Review. *Environment International*, 92–93: 515–532. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.042>.
- Huamaní-Yupanqui, Hugo Alfredo, y Huauya-Rojas, Miguel ángel, y Mansilla-Minaya, Luis Germán, y Florida-Rofner, Nelino, y Neira-Trujillo, Gilmer Milton (2012). Presencia de metales pesados en cultivo de cacao (*Theobroma cacao* L.) orgánico. *Acta Agronómica*, 61 (4), 339-344. ISSN:01202812. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=1699/169926831006>.
- Huaraca-Fernández, J., Pérez-Sosa, L., Bustinza-Cabala, L., & Quispe, N. (2020). Enmiendas orgánicas en la inmovilización de cadmio en suelos agrícolas

- contaminados: una revisión. *Información Tecnológica*, 31(4), 139-152.
<https://doi.org/10.4067/s0718-07642020000400139>
- Hudson, R. A.; Aleksa, A.; Masotta, H.; Muro, E. (1990). *Mapa de suelos de la provincia de Mendoza, escala 1:1000000*. En: *Atlas de suelos de la República Argentina*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. INTA, Centro de Investigaciones de Recursos Naturales. Buenos Aires, Argentina. Tomo II: 75-106
- Hünemeyer, J. A.; De Camino, R. y Müller, S. (1997). *Análisis del desarrollo sostenible en Centroamérica: Indicadores para la agricultura y los recursos naturales*. IICA/GTZ. San José, Costa Rica. 283 p.
- Hutton, J. T., (1977) Titanium and zirconium minerals, in *Minerals in Soil Environments*, Dixon, J. B. and Weed, S. B., Eds., Soil Science Society of America, Madison, WI, p. 673.
- Ibrahim, E. A., El-Sherbini, M., & Selim, E. M. (2023). Effects of biochar, zeolite and mycorrhiza inoculation on soil properties, heavy metal availability and cowpea growth in a multi-contaminated soil. *Scientific Reports*, 13(1).
<https://doi.org/10.1038/s41598-023-33712-z>
- IHOBE (1998). *Calidad del Suelo. Valores Indicativos de Evaluación*. IHOBE. Dpto. Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco. 119 p.
- IHOBE (1994). *Investigación de la Contaminación del Suelo. Plan director para la protección del suelo*. Gobierno Vasco – España. 200 p.
- IPCS, (2020) *The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 2019*. ISBN 978 92 4 154796 3.
- IPCS (1981) *Environmental Health Criteria 18; Arsenic*, Geneva, World Health Organization, 173pp.
- Islas, A., Chaves, E., Carmona, D., Martino, S., & Mondino, E. (2024). Caracterización de la comunidad de nematodos de suelo en cuatro sistemas productivos del sudeste

bonaerense, argentina. *Ecología Austral*, 240-255.
<https://doi.org/10.25260/ea.24.34.2.0.2237>

- Jackson, L., Pascual, U., Hodgkin, T. (2007). Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. vol. 121 pp196–210.
- Jarvis, S.C., and L.H.P. Jones (1980). The contents and sorption of cadmium in some agricultural soils of England and Wales. *Journal of Soil Science*, 31: 469–479 p.
- Jelusic, M., & Lestan, D. (2014). Effect of EDTA washing of metal polluted garden soils. Part I: Toxicity hazards and impact on soil properties. *Science of The Total Environment*, 475, 132–141.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.049>
- Jiménez, T. C. S. (2015). Estado legal mundial del cadmio en cacao (*Theobroma cacao*): fantasía o realidad. *Producción + Limpia*. 10(01): 89- 104.
- Jiménez B. Raimundo. (2017). “*Introducción a la contaminación de suelos*”. España: Mundi-Prensa Libros.
- Jiménez Pérez, R. (1990). *Contenidos de elementos mayoritarios y minoritarios y su relación con propiedades fisicoquímicas en perfiles de suelos de la provincia de Huelva*. (Tesis Doctoral Inédita). Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Jiménez Ballesta, R., Conde Bueno, P., Martín Rubí, J. A., & García Giménez, R. (2010). Niveles de fondo geoquímico e influencia del marco geológico en las concentraciones edafogeoquímicas de base de suelos seleccionados de Castilla-La Mancha. *Estudios Geológicos*, 66(1), 123–130.
<https://doi.org/10.3989/egeol.40214.119>
- Jordanova, N., Jordanova, D., Liu, Q., Hu, P., Petrov, P. y Petrovský, E. (2013). Formación del suelo y mineralogía de un luvisol ródico: perspectivas a partir de estudios magnéticos y geoquímicos. *Global and Planetary Change* , 110 , 397-413.

- Juárez, M.; Cerdán, M.; Sánchez-Sánchez, A. (2007). *Hierro en el Sistema Suelo-Planta* Depto. Agroquímica y Bioquímica. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 03080. <http://hdl.handle.net/10045/1845>.
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace elements in soils and plants*. Ed. CRC press, Third edition ed., pp. 413, Boca Ratón.
- Kabata-Pendias, A. y Mukherjee, A. B. (2007) *Trace Elements from Soil to Human*. edit. Springer Berlin Heidelberg. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-32714-1>.
- Kabata-Pendias, A. (2004). *Soil-Plant transfer of trace elements- an environmental issue*. Geoderma. 122: 143-149.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants*. (3rd edition) CRC Press. Boca Ratón, 412 pp.
- Kabata-Pendias, A. y H. Pendias.(1992). *Trace elements in soils and plants*. 2a edition. CRC Press, Inc. Boca Ratón.
- Kamal, N., Mahmoud, E., Omara, A., & El - Sharkawy, M. (2023). Evaluation of pollution indices and biochemical properties in soils contaminated with heavy metals in the middle Nile region, Egypt. *Journal of Sustainable Agricultural and Environmental Sciences*, 2(1), 46-59. <https://doi.org/10.21608/jsaes.2023.190170.1017>
- Kang, B., Zha, F., Deng, W., Wang, R., Sun, X., & Lu, Z. (2022). Biocementation of pyrite tailings using microbially induced calcite carbonate precipitation. *Molecules*, 27(11), 3608. <https://doi.org/10.3390/molecules27113608>
- Kanter, D.R. (2018). Nitrogen pollution: a key building block for addressing climate change. *Climatic Change*, 147(1-2): 11-21. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-ca2126-6>
- Karlen, L., Mausbach, J., Doran, W., Cline, G., Harris, F. Schuman, G.E. (1997). Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4-10 p.

- Keller, A., Schulin, R. (2003). Modelado de balanzas de metales pesados y fósforo para sistemas agrícolas. *Ciclos de nutrientes en agroecosistemas* 66, 271-284 (2003). <https://doi.org/10.1023/A:1024410126924>
- Kennedy, V.H.; Sánchez, A.L.; Oughton, D.H.; Rowland, A.P. (1997). Use of single and sequential chemical extractants to assess radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake. *Analyst* 122, 89-100.
- Khan, M., Badhon, M., Rivu, S., & Rahman, S. (2024). Screening and identification of chromium resistant bacteria from poultry excreta. *Bangladesh Journal of Microbiology*, 40(1), 1-6. <https://doi.org/10.3329/bjm.v40i1.71593>
- Khan, Z. I., Ahmad, K., Rehman, S., Siddique, S., Bashir, H., Zafar, A., Sohail, M., Ali, S. A., Cazzato, E., & De Mastro, G. (2017). Health risk assessment of heavy metals in wheat using different water qualities: implication for human health. *Environmental science and pollution research international*, 24(1), 947–955. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7865-9>.
- Kidd, P.C., Becerra Castro, C. García Lestón, M. y Monterroso, C. (2007). Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L. *Ecosistemas* 16 (2): 26-43.
- Kiely Gerard. (1999). “*Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*”. España: Mc Graw Hill. Pág. 131, 483, 454, 494.
- Kladsomboon, S., Jaiyen, C., Choprathumma, C., Tusai, T., & Apilux, A. (2020). Heavy metals contamination in soil, surface water, crops, and resident blood in Uthai District, Phra Nakhon Si Ayutthaya, Thailand. *Environmental geochemistry and health*, 42(2), 545–561. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00388-2>
- Knezek P.; Ellis B., (1980) Essential micronutrients cooper, iron, manganese, and Zinc. En Davies BE (Ed.) *Applied Soil Trace Elements*. John Wiley & Sons. Nueva York, EEUU. 259-285 p.
- Knox, A., Seaman, J., Mench, M. & Vangronsveld, J.(2001). Remediation of Metal- and Radionuclides-Contaminated Soils by In Situ Stabilization Techniques.

Environmental Restoration of Metals-Contaminated Soils, pp. 21–60. Taylor & Francis Group.
<https://www.taylorfrancis.com/books/9781420026269/chapters/10.1201%2F9781420026269-2>).

Kraushopf, K.B. (1979). *Geochemistry of micronutrients*. Editor(s): J. J. Mortvedt chair
First published: 1 January 1991. ISBN: 9780891188780
DOI: 10.2136/sssabookser4. 2ed Copyright © 1991 by the Soil Science Society of
America, Inc. Book Series: SSSA Book Series

Kraushopf, K.B. (1972). *Geochemistry of micronutrients*. In: J.J. Mortvent *et al.* (Ed) Soil
Science Society of America, Madison, 7-40.

Krishna, Keshav & Kurakalva, Rama Mohan & Murthy, Nitya & Periasamy, V. &
Bipinkumar, G. & Manohar, K. & Rao, S.. (2013). Assessment of heavy metal
contamination in soils around chromite mining areas, Nuggihalli, Karnataka, India.
Environmental Earth Sciences. 70. 10.1007/s12665-012-2153-6.

Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Singh Sidhu, G. P., Bali, A. S., Bhardwaj, R., Thukral,
A.K., y Cerda, A. (2019). Pollution assessment of heavy metals in soils of India
and ecological risk assessment: A state-of-the-art. *Chemosphere*, 216, 449–462.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.066>

Lagerweff, J. V. 1983. Plomo, mercurio y cadmio como contaminantes ambientales.
En: Mortvedt, J. J.; Gordiano, P. M.; Lindsay, W. L. (eds.). *Micronutrientes en
Agricultura*. México. Ed. AGT Editor S. A. p. 89-123.

Lago, V.M. (2018). Tese de Doutoramento: Biodisponibilidade de Metales Pesados en
Suelos Contaminados. Universidad de Vigo. Escola Internacional de
Doutoramento.

Lalas, S., Athanasiadis, V., & Dourtoglou, V. G. (2018). Humic and Fulvic Acids as
Potentially Toxic Metal Reducing Agents in Water. *CLEAN–Soil, Air, Water*,
46(2), 1700608.

- Larios, M. (2014) *Niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los suelos de ribera de la cuenca del Río Turia*. Universidad de Lleida. España.
- Lasota, J., Błońska, E., Łyszczarz, S., & Tibbett, M. (2020). Forest humus type governs heavy metal accumulation in specific organic matter fractions. *Water Air & Soil Pollution*, 231(2). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4450-0>
- Lassat, M. (2001). *The uses of plants for removal of toxic metal from contaminate Soil US- EPA*. 200 p.
- Leiva-Tafur, D. & Lapa, R. (2022). Metales pesados en la producción ganadera lechera y riesgos a la salud humana. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 6(1), 3629-3645. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v6i1.1758
- Li, J., Zheng, Q., Liu, J., Pei, S., Yang, Z., Chen, R., ... & Tian, T. (2024). Bacterial–fungal interactions and response to heavy metal contamination of soil in agricultural areas. *Frontiers in Microbiology*, 15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1395154>
- Li, M., Chen, N., Shang, H., Ling, C., Wei, K., Zhao, S., ... & Zhang, L. (2022). An electrochemical strategy for simultaneous heavy metal complexes wastewater treatment and resource recovery. *Environmental Science & Technology*, 56(15), 10945-10953. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02363>
- Li, F., Liu, W., Lu, Z., Mao, L., & Xiao, Y. (2020). A multi-criteria evaluation system for arable land resource assessment. *Environmental monitoring and assessment*, 192(2), 79. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8023-x>
- Lian, M., Ma, Y., Li, J., Sun, J., & Zeng, X. (2022). Influence of ph on the particulate-bound cd speciation and uptake by plants. *Polish Journal of Environmental Studies*, 31(6), 5511-5517. <https://doi.org/10.15244/pjoes/152224>
- Li, Z., Chen, L., Chen, Z., Chen, G., Zhou, J., & Liu, X. (2022). Study of the effects on mn, pb, and zn solidification in soil by a mixed curing agent of modified diatomite. *Acs Omega*, 7(29), 25229-25238. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c02135>

- Liao, J., Wang, T., Gui, J., Zhang, H., Huang, C., Song, X., ... & Zhang, S. (2023). Ecological risk assessment and source identification of heavy metals in soils from shiyang river watershed in northwest china. *Toxics*, 11(10), 825. <https://doi.org/10.3390/toxics11100825>
- Li, T., Li, Y., Liu, H., Wang, J., Li, K., Huang, Y., ... & Wei, M. (2023). Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metal elements in rock - soil in the mountainous areas of southwest china: a case study of xichang. *Geological Journal*, 58(10), 3866-3878. <https://doi.org/10.1002/gj.4814>
- Lindsay, W.L. 1979. *Chemical Equilibrium in Soils*. Wiley - Interscience. Nueva York, EE. UU.. 449 p.
- Lindsay, W. L. y Norvell, W. A. 1978 “Development of a DTPA SoilTest for Zinc, Iron, Manganese, and Copper1”. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 42, no. 3, 1978, p. 421, ISSN 0361-5995, DOI 10.2136/aj1978.03615995004200030009x.
- Liu, L., Li, A., Cao, M., Ma, J., Tan, W., Suib, S., ... & Qiu, G. (2022). Photoinduced self-organized precipitation in leachate for remediation of heavy metal contaminated soils. *Acs Es&t Engineering*, 2(8), 1376-1385. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.1c00483>
- Liu, X., Song, Q., Tang, Y., Li, W., Xu, J., Wu, J., Wang, F. y Brookes, P. (2013). Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: A multi-medium analysis. *Science of the Total Environment* 463-464C:530-540. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.06.064
- Liu, X., Zhang, W., Hu, Y., Hu, E., Xie, X., Wang, L. & Cheng, H. (2015). Arsenic pollution of agricultural soils by concentrated animal feeding operations (CAFOs). *Chemosphere*, 119:273-281. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.067>
- Liu, B., Ai, S., Zhang, W., Huang, D., & Zhang, Y. (2017). Assessment of the bioavailability, bioaccessibility and transfer of heavy metals in the soil-grain-human systems near a mining and smelting area in NW China. *The Science of the*

total environment, 609, 822–829.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.2157>.

Londoño-Franco, Luis Fernando, Londoño-Muñoz, Paula Tatiana, & Muñoz-García, Fabián Gerardo. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14 (2), 145-153. [https://doi.org/10.18684/BSAA\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/BSAA(14)145-153).

López, M. y Grau, M. (2005). *Metales pesados, Materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de los pastos de la España peninsular. II Resultados por Provincias*. Ministerio de Educación y Ciencia e Instituto Nacional de Tecnología Agraria y Alimentaria.

López Hernández, M. E., & Morales Hernández, O. E. . (2022). Fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados: una revisión. *Revista Ciencia Y Tecnología El Higo*, 12(2), 15–28. <https://doi.org/10.5377/elhigo.v12i2.15197>

Louhar, G., Yadav, R., Pawar, A., Rekwar, R., Verma, A., & Yadav, D. (2020). Heavy metals distribution and their correlation with physico-chemical properties of different soil series of northwestern india. *The Indian Journal of Agricultural Sciences*, 90(9), 1742-1746. <https://doi.org/10.56093/ijas.v90i9.106620>

Lozano-Carranza, C. M., Huaman-Berru, Y., Lozano-Chung, A., & Aniceto Ahumada, J. P. (2024). Bioacumulación de plomo y su efecto en plantas cultivadas de Zea Mays en un vertedero municipal. *Revista Amazónica De Ciencias Ambientales Y Ecológicas*, 3(1), e626. <https://doi.org/10.51252/reacae.v3i1.626>

Lozano Torres, Y., & Arango Cordero, O. L. (2024). Afectaciones por contaminación de plomo usado en minería: revisión de literatura. *Revista Environment & Technology*, 5(2), 26 - 44. <https://doi.org/10.56205/ret.5-2.2>

Lu, A., Zhang, S., & Shan, X. (2005). Time effect on the fractionation of heavy metals in soils. *Geoderma*, 125(3-4), 225-234.

Lukashev, K. J. & Pietukhova, N. N., (1974) Minor elements in landscapes of Byelorussian S.S.R., *Pochvovedenie*, 8, 47.

- Luque Marín, J. A. (n.d.). *El Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. In Aproximación paleolimnológica II: el 'Loss on ignition' y el contenido en materia orgánica en el sedimento del Lago de Sanabria* (pp. 274–276).
- M, Y., Yong, J., Liu, Q., Wu, B., Chen, H., Hu, Y., ... & Feng, G. (2022). Heavy metals/metalloids in soil of a uranium tailings pond in northwest china: distribution and relationship with soil physicochemical properties and radionuclides. *Sustainability*, 14(9), 5315. <https://doi.org/10.3390/su14095315>
- Ma, H. H., Peng, M., Liu, F., Guo, F., Tang, S. Q., Liu, X. J., Zhou, Y. L., Yang, K., Li, K., Yang, Z., & Cheng, H. X. (2020). *Huan jing ke xue=Huanjing kexue*, 41(1), 449–459. <https://doi.org/10.13227/j.hjkx.201905040>
- Ma, L.Q. and G. Rao. (1997). Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.*, Págs. 259-264.
- Mabrouk, O., Hamdi, H., Sayadi, S., Al-Ghouti, MA, Abu-Dieyeh, MH y Zouari, N. (2023). Reutilización de lodos como enmienda orgánica del suelo: perspectivas sobre la situación actual y los desafíos potenciales. *Sustainability*, 15 (8), 6773.
- Macías Vázquez, F., y Calvo de Anta, R., (2009). *Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia. Editores: Xunta de Galicia- Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible*. ISBN: 978-84-453-4664-8. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=700884>
- Macías, F. and Vince, M. (2023). Depuración de tratamiento de afluente con alto contenido de metales pesados que afecte a las estructuras metálicas. *Revista Científica Arbitrada Multidisciplinaria Pentaciencias*, 5(5), 656-670. <https://doi.org/10.59169/pentaciencias.v5i5.769>
- Macias, W., Larramendi, L., Salas - Marina, M., Hernández-García, V., Saldaña, R., Hernández, M., ... & Gordillo-Curiel, A. (2020). Efecto de la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico en la acidez de suelos cultivados con maíz

- en dos regiones de Chiapas, México. *Revista Terra Latinoamericana*, 38(3), 475-480. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i3.506>
- Makara, C., Kummer, L., & Monego, M. (2020). The environmental risk of storing vehicles over the soil. *Revista Ibero-Americana De Ciências Ambientais*, 11(6), 1-12. <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.006.0001>
- Malagon, D., Pulido, C., Llinas, R. D., Chamorro, C. (1995). *Suelos de Colombia*. Bogotá, D.C.: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Martí, L.; Filippini, M. F.; Carlos, S.; Drovandi, A.; Troilo, S. y Valdés, A. (2011). Evaluación de metales pesados en suelos de los oasis irrigados de la Provincia de Mendoza: concentraciones totales de Zn, Pb, Cd y Cu. *Rev. Fac. Cienc. Agr.* 42(2):203-221.
- McBride, M.B. (1994). *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York. 416 pp
- McBride B. (1989). Reactions controlling heavy metals solubility in soil *Adv.Soil Sci.*10: 1-56.
- McBride, M.; S. Sauve; W. Hendershot. (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*. 48: 337-346.
- McEldowney, S., Hardman, D.J. y Waite, S. (1993). *Pollution, Ecology and Biotreatment*,48-58 p.
- McGrath Sp. (1995). En: *Heavy Metals in soils. Alloway BJ (ed)*. Capitulo 7. Blackie Academic and Profesional. Londres.
- McGrath SP y Loveland PJ. (1992). *The Soil Geochemical Atlas of England and Wales*. Blackie Academic and Profesional. Glasgow.
- McKean, S. J (1993). *Manual de análisis de suelos y tejido vegetal*, Centro Internacional de Agricultura Tropical· CIAT.

- McLaren R.G, S. (2006). The adsorption of copper by soil materials at low equilibrium solution concentrations, *journal of soil science*. p. 247-256.
- McLaughlin, M.J.; Hamon, R.E.; McLaren, R.G.; Speir, T.W.; Rogers, S.L. (2000). Review: A bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. *Australian Journal of Soil Research* 38, 1037-1086.
- McLean, J; Bledsoe, B. (1992). Behavior of metals in soils. *Environmental Protection Agency*. 18: 1-25.
- Mao, X., Cai, J., Wu, R., & Liu, B. (2024). Mechanistic insights into micelle-enhanced nanofiltration for heavy metal removal: transformation of ion transport and fouling phenomena. *Environmental Science & Technology*, 58(31), 13940-13949. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c03741>
- Marrugo, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental research*, 154, 380–388. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021>
- Márquez - Reyes, J. M., Valdés-González, A., García - Gómez, C., Rodríguez-Fuentes, H., Gamboa - Delgado, J., & Luna-Olvera, H. L. (2020). Evaluación de los efectos sinérgicos de cromo y plomo durante el proceso de fitorremediación con berro (*nasturtium officinale*) en un humedal artificial//evaluation of the synergistic effects of chromium and lead during the process of phytoremediation with watercress (*nasturtium officinale*) in an artificial wetland. *Biotecnia*, 22(2), 171-178. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v22i2.1259>
- Martin, C.W. (2000). Heavy metals trends in floodplain sediments and valley Fill. *Catena* 39, 53-68 p.
- Martínez Madrid, D. E., & Marrugo-Negrete, J. (2021). Efecto de la adición de enmiendas en la inmovilización de metales pesados en suelos mineros del sur de Bolívar,

Colombia, *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 22(2).
https://doi.org/10.21930/rcta.vol22_num2_art:2272

Martínez-Robaina, A. Y., do Amaral Sobrinho, N. M. B., Febles González, J. M. ., Abreu Lima, E. S. . y Benítez Odio, M. (2020). Fraccionamiento de metales pesados en suelos cultivados con tabaco en Pinar del Río, Cuba. *Acta Agronómica*, 69(3).
<https://doi.org/10.15446/acag.v69n3.81471>

Martínez M, E.A; Torregroza E, A.C; Crissien B, T.J; Marrugo N, J.L; González M, L.C. (2019). *Evaluación de contaminantes en suelos agrícolas en un distrito de riego en Colombia*. <http://hdl.handle.net/11323/5232>.

Martínez, Z., & González, M. (2017). Contaminación de suelos agrícolas por metales pesados, zona minera El Alacrán, Colombia. *Temas Agrarios*, 22(2), 21-31.
<https://doi.org/10.21897/rta.v22i2.941>

Martínez, L.A. (2016). *Informe preliminar del estado de conservación de la Relavera “El Madrigal”*. Unidad de Investigación. Facultad de Ciencias Biológicas. UNSA.

Martínez, S. A. A., Toro, F. M. B., Rojas, G. G., Giraldo, J. P. S., & Ángel, M. L. H. (2010). *Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas*. Informador técnico, 74.

Martínez-Rueda, T; Cambra, K; Urzelai, A; y González de Galdeano, L; (2000). Establecimiento de valores máximos admisibles en suelo para la protección de la salud con el modelo Lur. *Gac Sanit*;14(6):449-457.

Medyńska - Juraszek, A. and Jadhav, B. (2022). Influence of different microplastic forms on ph and mobility of cu²⁺ and pb²⁺ in soil. *Molecules*, 27(5), 1744.
<https://doi.org/10.3390/molecules27051744>

Méndez, R.F.; Gisbert, B.J.; García, D.J.; y Marqués, M.A. (2003). “*Relación estadística entre metales pesados y propiedades de suelos de cultivo regados con aguas residuales no depuradas*”. Universidad Politécnica de Valencia (UPV). Apartado Postal 46022, - Escuela Técnica Superior de Ingenieros Civiles UPV, Valencia, España

- Méndez, A., Gómez, A., Paz-Ferreiro, J., Gascó, G. (2012). Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil, *Chemosphere*, Volume 89, Issue 11, 2012, Pages 1354-1359, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.092>.
- Mendoza-Escalona, B. ., Torres-Rodríguez, D., Merú Marcó, L. ., Gómez, C. ., Estanga-Barrios, M. ., & García-Orellana, Y. . (2021). Concentración de metales pesados en suelos agrícolas bajo diferentes sistemas de labranza. *Tecnológicas*, 24(51), e1738. <https://doi.org/10.22430/22565337.1738>
- Mendoza, O. G., Castellanos, F. y Rincón, A. Y., (2020). Zirconio –(Zr). En: *Atlas Geoquímico de Colombia*, versión 2020, Bogotá: Servicio Geológico Colombiano
- Mendoza, O. G., Ceballos, L., Pérez, A., Castellanos, F. y Rincón, A. Y., (2020). Titanio-(TiO₂). En: *Atlas Geoquímico de Colombia*, versión 2020, Bogotá: Servicio Geológico Colombiano.
- Mesías, G., Shakai, G., Martínez, S., & Pilco, C. (2022). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. *Studies in Environmental and Animal Sciences*, 3(3), 1590-1611. <https://doi.org/10.54020/seasv3n3-022>
- Meter A., Atkinson R.J. y Laliberte B. (2019). Cadmio en el cacao de América Latina y el Caribe – Análisis de la investigación y soluciones potenciales para la mitigación. *Biodiversity International*, Roma, octubre 2019.
- Micó, C., Recatalá, L., Peris, M., Sánchez, J.C. (2005). *Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos con cultivos vegetales de la comarca del bajo vinalopó (Alicante)*. CIDE-Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana) <http://hdl.handle.net/10550/15038>.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador (MAATE, 2015) - Acuerdo N° 97/A - Norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados (Anexo 2, Libro VI de la Calidad Ambiental, del Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente;

2015-07-30)- Decreto N° 3.516 - Norma de Calidad Ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados.

Miller, J., & Miller, J. (2002). *Estadística y Quimiometría para Química Analítica*. Madrid, España: Pretince Hall).

Miller, E.K and Friedland A.J. (1994). Lead migration in forest soils: Response to changing atmospheric inputs. *Environmental Science and Technology*, 28, 662-669 p.

Mizerna, K. & Król, A. (2023). The importance of time and other determinants in the assessment of heavy metals release during solid waste management. *Scientific Reports*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28926-0>

Moghal, AAB, Lateef, MA, Mohammed, SAS, Lemboye, K., CS Chittoori, B. y Almajed, A. (2020). Eficacia de la precipitación de carbonato de calcio inducida enzimáticamente en la retención de iones de metales pesados. *Sustainability*, 12 (17), 7019. <https://doi.org/10.3390/su12177019>

Mohammed, M. A. and Olowolafe, E. (2020). Distribution of heavy metals, soil microbial enzymes and their relationship in kano, northwestern nigeria. *Jurnal Geografi Lingkungan Tropik*, 4(2). <https://doi.org/10.7454/jglitrop.v4i2.81>

Mohammed, M. and Buba, L. (2020). Seasonal distribution of microbial biomass carbon and some heavy metals around the industrial area of kano metropolis, northwestern-nigeria. *Jurnal Geografi Lingkungan Tropik*, 4(2). <https://doi.org/10.7454/jglitrop.v4i2.80>

Montalvo, C. & Aguilar, Claudia & J., Argaez & M., Ceron & Griselda, Cerón-Bretón & Amador-del Ángel, Luis Enrique & M.A., Ramirez. (2018). *Cuantificación de los niveles de metales pesados en el río Palizada. Análisis del espacio urbano y sus consecuencias ambientales en la región de la Laguna de Términos*, Publisher: Universidad Autónoma de Campeche, 2018 Intituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (epomex), 181-213

- Morales, E., Bustos Chavez, M. del P. ., Pinglo Jurado, F. de la M. ., Cueva Vega, E. ., & Díaz Ortiz, E. A. . (2022). Estudios recientes de metales pesados en peces: Una revisión bibliográfica con énfasis en Perú. *Revista Científica Dékamu Agropec*, 3(1), 10–19. <https://doi.org/10.55996/dekamuagropec.v3i1.68>
- Moreno Osuna, F., Soto Robles, C., Rodriguez Meza, G., Rodriguez Apodaca, J. R., Nava Perez, E., Valenzuela Quiñonez, W., & Lugo Medina, E. (2022). Acumulación de Metales Pesados en Plantas Desarrolladas en el Norte de Sinaloa para Propósitos de Fitorremediación. *Latin American Journal of Applied Engineering*, 5(1), 1–9. <https://doi.org/10.69681/lajae.v5i1.22>
- Morgan, R. (2013). Soil, heavy metals, and human health. *Soils and human health*, pp. 59–82. Boca Raton, Fla, CRC Press.
- Morocho, M., Guzmán, N., Astudillo, J., Altamirano, J., & Haro, C. (2024). Analysis of the soil by means of indicators for agriculture parish of san isidro province “morona santiago”. *Espoch Congresses the Ecuadorian Journal of S T E a M*, 3(2), 97-109. <https://doi.org/10.18502/epoch.v4i1.15807>
- Mosquera, F. J. (2017). *Variabilidad espacial de propiedades físicas y químicas en un suelo agrícola en el valle del Mantaro*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Agraria La Molina, Escuela de Posgrado, Lima. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2923>
- Mudaber, S. and Batur, J. (2023). Differences in heavy metals adsorption on natural, modified, and synthetic zeolites-a review. *Journal of the Turkish Chemical Society Section a Chemistry*, 10(3), 847-860. <https://doi.org/10.18596/jotcsa.1263041>
- Munive, R., Gamarra, G., Munive, Y., Puertas, F., Valdiviezo, L., & Cabello, R. (2020). Absorción de plomo y cadmio por girasol de un suelo contaminado y remediado con enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompost. *Scientia Agropecuaria*, 11(2), 177-186. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2020.02.04>
- Munive Cerrón, Rubén, Loli Figueroa, Oscar, Azabache Leyton, Andrés, & Gamarra Sánchez, Gilberto. (2018). Fitorremediación con Maíz (*Zea mays* L.) y compost de Stevia en suelos degradados por contaminación con metales pesados. *Scientia*

Agropecuaria, 9(4), 551-560.
<https://dx.doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.04.11>.

Muñiz, O.L., Rodríguez, M., Montero, A., Miranda, B.C., De Aguiar, A.M., Araujo, C.W. (2014): *Criterios de calidad de los suelos cubanos en relación a metales pesados*, En: Evento latinoamericano de suelos, Universidad La Molina, Perú, 2014.

Murtić, S. (2024). Heavy Metals Dynamics in the Soil-Plant Continuum. In: Kumar, N. (eds) *Heavy Metal Toxicity. Environmental Science and Engineering*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-56642-4_2

Murtić, S., Čivić, H., Sijahović, E., Sinanović, Ć., Šahinović, E., & Podrug, A. (2021). Phytoremediation of soils polluted with heavy metals in the vicinity of the zenica steel mill in bosnia and herzegovina: potential for using native flora. *European Journal of Environmental Sciences*, 11(1), 31-37. <https://doi.org/10.14712/23361964.2021.4>

Naidu, R., and D. Oliver. (2003). Uptake of copper (Cu), Lead (Pb), cadmium (Cd), arsenic (As) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) by vegetables grown in urban environments. Ed. Langley A., Gilbey M. and Kennedy, B. National Environment Protection Council (NEPC) Australia. 235-241 p.

National Resource Conservation Soil (NRCS). (2004). What is soil quality? Unites States Department Agriculture. http://soils.usda.gov/sqi/soil_quality/what_is/.

Naciones Unidas (2018), *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe* (LC/G.2681-P/Rev.3), Santiago.

Nguyen, T., Vu, T., Nguyễn, D., Nguyen, V., Phạm, T., Truong, T., ... & Xuân, V. (2024). Lead and zinc chemical fraction alterations in multi-metal contaminated soil with pomelo peel biochar and biochar/apatite incubation. *Materials Research Express*, 11(4), 045602. <https://doi.org/10.1088/2053-1591/ad3cba>

NATIONAL RESOURCE CONSERVATION SOIL (NRCS). 2004. *What is soil quality?*
Unites States Department Agriculture.
http://soils.usda.gov/sqi/soil_quality/what_is/

Ni, M., Mao, R., Jia, Z., Dong, R., & Li, S. (2018). Heavy metals in soils of Hechuan County in the upper Yangtze (SW China): Comparative pollution assessment using multiple indices with high-spatial-resolution sampling. *Ecotoxicology and environmental safety*, 148, 644–651. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.009>

Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton Smith, C., & Chambers, B. J. (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment*, 311(1-3), 205-219.

Nicholson, F., Chambers, B., Williams, J. & Unwin, R. 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, 70(1):23–31. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00017-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00017-6)

Nishikawa, M., Cárdenas, F., & Marín-Gómez, M. (2023). Análisis del ADN ambiental en la determinación de la fertilidad del suelo agrícola en la provincia de Loja. *Revista Ingenio*, 6(1), 1-9. <https://doi.org/10.18779/ingenio.v6i1.558>

NMHPPE. (1994). *Netherlands Ministry of Housing, Physical Planning and Environment*. Leidschendam, Holanda.

Novotny, V. (1995): Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters. In “*Heavy Metals*”, W. Salomons, U. Förstner & P. Mader, eds. Springer-Verlag, Berlin, 33-52.

Núñez Solís Jorge. (1981). “*Fundamentos de Edafología*”. Costa Rica: Editorial Universidad Estatal a Distancia.

Oddi, F., Torres, A., Pompeu, J., Magrach, A., Balbi, S., Villa, F., .. & Garibaldi, L. (2023). Plataformas de modelado de servicios ecosistémicos: el norte de la patagonia como un ejemplo de caso aplicando k.lab. *Ecología Austral*, 33(3), 894-908. <https://doi.org/10.25260/ea.23.33.3.0.2257>

- Okpashi, V. (2024). Estimation of redox-sensitive metals in lafarge cement company's area in akamkpa nigeria: assessment of ecological health risk. *Science World Journal*, 19(1), 200-209. <https://doi.org/10.4314/swj.v19i1.27>
- Oliver, M.A. & Gregory, P.J. (2015). Soil, food security and human health: a review: Soil, food security and human health. *European Journal of Soil Science*, 66(2): 257–276. <https://doi.org/10.1111/ejss.12216>
- O'Neill P. (1995). Arsenic. 105-121. En: Alloway BJ (editor). *Heavy Metals in soils*. Blackie Academic & Profesional, Londres, pp. 356-357.
- Onakpa, M. M., Njan, A. A., & Kalu, O. C. (2018). A Review of Heavy Metal Contamination of Food Crops in Nigeria. *Annals of global health*, 84(3), 488–494. <https://doi.org/10.29024/aogh.2314>
- Ordóñez-Araque, R., Lopez-Cortez, A., Casa-Lopez, F., Landines-Vera, E., & Fuentes, E. (2020). Análisis de cadmio, plomo, níquel y arsénico en plantas de cacao y derivados: industria alimentaria. *Cienciamérica*, 9(4), 107-114. <https://doi.org/10.33210/ca.v9i4.351>
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). (2016). *Identificación de sitios contaminados en el ámbito de la subcuenca del río San Juan*. Informe N° 119-2016-OEFA/DE-SDLB-CEAI, OEFA.
- Orozco B. Carmen, Pérez S. Antonio, Gonzales D. M. Nieves, Rodríguez V. Francisco y Alfayate B. José M. (2003). “Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química”. España: Thompson. Pág. 325, 328, 331, 332.
- Orrego Pablo , M. I., Fuentes Fuentes , H. E., Chinchilla García, C. F., Castro Inay , G., & Mejicano Lazo , J. E. (2023). Evaluación de gallinaza a granel en dos diferentes texturas de suelo sobre el rendimiento de papa (*Solanum tuberosum* L.). *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(2), 6424-6454. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i2.5797
- Osuna, F., Robles, C., Meza, G., Apodaca, J., Perez, E., Valenzuela - Quiñónez, W., ... & Lugo - Medina, E. (2022). Acumulación de metales pesados en plantas

- desarrolladas en el norte de Sinaloa para propósitos de fitorremediación. *Lat. Ame. Jour. App. Eng.*, 5(1), 1-8. <https://doi.org/10.69681/lajae.v5i1.22>
- Oyarzun, R., Higuera, P. y Lillo, J. (2011). *Minería ambiental: Una introducción a los impactos y su remediación*. Ediciones GEMM, España, p57-61, p91-123.
- Paccha Rufasto, C. A., & Paccha Huamani, P. R. (2023). Capacidad de adsorción de desechos agroindustriales para remover contaminantes de aguas residuales. *Revista Del Instituto De investigación De La Facultad De Minas, Metalurgia Y Ciencias geográficas*, 26(51), e25258. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v26i51.25258>
- Pais, I. & Jones, J. B. Jr. (1997).- *The handbook of Trace Elements*. St. Lucie Press. Boca Raton, Florida.
- Pan G, Chang AC, Página AL. (2002). Modeling transfer and partitioning of potentially toxic pollutants in soil-crop system for human food security. *Ying Yong Sheng tai xue bao = The Journal of Applied Ecology*. Julio de 2002; 13 (7): 854-858.
- Panek, R., Medykowska, M., Wiśniewska, M., Szewczuk - Karpisz, K., Jędruchniewicz, K., & Franus, M. (2021). Simultaneous removal of pb²⁺ and zn²⁺ heavy metals using fly ash na-x zeolite and its carbon na-x(c) composite. *Materials*, 14(11), 2832. <https://doi.org/10.3390/ma14112832>
- Pastor Soplin, S. (2017). Niveles de cadmio en el chocolate: NM y ECA, sí; OTC, no. */International Symposium on Cocoa Research (ISCR)*, Lima, Peru, 13-17 November 2017.
- Pazalja, M., Sulejmanović, J., Begić, S., & Salihović, M. (2023). Heavy metals content and health risk assessment of selected leafy plants consumed in bosnia and herzegovina. *Plant Soil and Environment*, 69(4), 170-178. <https://doi.org/10.17221/42/2023-pse>
- Pedrero, F., Kalavrouziotis, I., Alarcón, J.J., Koukoulakis, P. & Asano, T. (2010). Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management*, 97(9), pp. 1233–1241. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003.7>

- Peña Rivera FMA y Beltrán Lázaro (2022) Aplicación de la fitorremediación en suelos contaminados por metales pesados utilizando *Helianthus annuus* L. en la Estación Experimental El Mantaro. *Prospectiva Universitaria En Ingeniería Y Tecnología*, 9(1), 31-45. <https://doi.org/10.26490/uncp.prospectivauniversitaria.2012.9.34>
- Peña, M. and Johnson, B. (2023). Evaluación del cambio paisajístico reciente del humedal costero río maipo, chile. *Geofocus Revista Internacional De Ciencia Y Tecnología De La Información Geográfica*, 32, 27-41. <https://doi.org/10.21138/gf.823>
- Pérez, G., Iannacone, J., & Rodríguez-Santiago, M. (2024). Valor estético desde una perspectiva filosófica en el biomonitoreo ambiental de la contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos. *Biotempo*, 21(1), 87-93. <https://doi.org/10.31381/biotempo.v21i1.6445>
- Pérez (2000). Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. U.C.M. Edafología. Volumen 7-3. Setiembre 2000. 113-120 p.
- Peris M.M., (2006). *Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la Provincia de Castellón*. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia, Valencia. <http://roderic.uv.es/handle/10550/15104>
- Perú, Ministerio del Ambiente. Política nacional del ambiente 2009-2021. Lima: MINAM; 2009
- Pesántez-Calle, J. F. and Bernal, S. A. M. (2022). Indicadores de calidad educativa para la modalidad virtual de la universidad católica de cuenca, ecuador. *Episteme Koinonia*, 5(1), 884. <https://doi.org/10.35381/e.k.v5i1.1979>
- Petrovic, M.; Kastelan-Macan and A. Horvat. (1999). Interactive Sorption of metal ions and humic acids onto mineral particles, *Water, Air & Soil Pollution*.
- Phillips I.R. (1999). Copper, lead, cadmium and zinc sorption by waterlogged and air-dry soil. *Journal of Soil Contamination* 3: 343-364 p.

- Picazo Rodríguez, N. G., Carrillo Pedroza, F. R., Soria Aguilar, M. de J., Baltierra Costeira, G., & González Zamarripa, G. (2022). Adsorción de cromo mediante el uso de residuos minero-metalúrgicos como adsorbentes de bajo costo. *EPISTEMUS*, 15(31), 44–48. <https://doi.org/10.36790/epistemus.v15i31.195>
- Piersynski, G. M., J.T. Sims, and G.F. Vance. (2000). *Soils and environmental quality*. Second edition. CRC Press Boca Raton, London New York. Washinton, D. C. 459p.
- Pierzynski, G.M., J.T. Sims and G.F.Vance. (1994). *Soils and Environmental Quality*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Pilaloe-Tamayo, J., Carrasco, V., Kronberg, F., & Valverde-Durán, S. (2022). Use of the nematode caenorhabditis elegans in toxicity tests in water samples from the calera river, ecuador. *Ciencia E Investigación*, 25(2), 11-16. <https://doi.org/10.15381/ci.v25i2.23122>
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Reviews in Plant Biology* 56: 15–39.
- Plá A, Vicente TJ, García FA. (2001). Evaluación de riesgos toxicológicos en los ecosistemas terrestres. *Rev Toxicol*;18(3):137-9.
- Ponce B.D.L. (2018). *Tesis: Influencia del complejo metalúrgico la oroya en la calidad del suelo por metales pesados, cianuro libre y cromo hexavalente en la zona de Huaynacancha*, Distrito de la Oroya, Provincia de Yauli, Departamento de Junín – UNFV - Facultad de Ingeniería Geográfica, Ambiental y Ecoturismo – EPIA. p. 293. <http://repositorio.unfv.edu.pe/handle/UNFV/2285>
- Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª Edición. Ed. Mundi-prensa. Madrid. 960 p.
- Porta, M., López, A., Roquero, C. (1999). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Segunda edición. Grafo. S. A. España. Pag. 229
- Prato, J., Yasaca, L., Millán, F., & Padilla, C. (2024). Evaluación de materiales oxídicos para la remoción de iones hierro y cobre en aguas naturales. *Revista Científica Ciencia Y Tecnología*, 24(41). <https://doi.org/10.47189/rcct.v24i41.682>

- Prieto, J.; González, C.A.; Román, A.D.; Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua Tropical and Subtropical. *Agroecosystems*, vol. 10, núm. 1, pp. 29-44.
- Proctor, J. y Baker, A. J. M. (1994) *The importance of nickel for plant growth in ultramafic (Serpentine) soils*. (ed. Ross S.M.), 1.a ed., edit. John Wiley & Sons Ltd, ISBN 978-0-471-94279-5, <http://www.cabdirect.org/abstracts/19940706052.html>.
- Protasova, N. A. & Kopayeva, M. T., (1985) Trace and dispersed elements in soils of Russian Plateau, *Pochvovedenie*, 1, 29.
- Puentes-Escobar, T. C. and Carlosama, A. R. (2021). Impacto del biocarbón en el suelo agrícola. *Avances Investigación en Ingeniería*, 18(2 (Julio-Diciembre)). <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.2.7540>
- Pueyo, M.; López-Sánchez, F.J.; Rauret, G. (2004). Assessment of CaCl₂, NaNO₃ and NH₄NO₃ extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Analytica Chimica Acta* 504, 217-226.
- Quevauviller, Ph.; Lachica, M.; Barahona, E.; Rauret, G.; Ure, A.M.; Gomez, A.; Muntau, H. (1996). Interlaboratory comparison of EDTA and DTPA procedures prior to certification of extractable trace elements in calcareous soil. *The Science of the Total Environment* 178, 127-132.
- Quispe Quezada, U. R., Quispe Rodríguez, J., Casas Reátegui, R. ., Huamani Urpe, I. L., & Hinojosa Benavides, R. A. (2023). Concentración de metales pesados en cultivares de Persea americana, Luricocha, Huanta. *Revista Alfa*, 7(20), 376–386. <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v7i20.222>
- Quiroga A, y Funaro, D. (2004). *Materia orgánica. Factores que condicionan su utilización como indicador de calidad en Molisoles, de las Regiones Semiárida y Sub húmeda Pampeana*. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas 476 p.
- Quiroz, R.J.V. (2012). *Valoración ambiental de la calidad del suelo en la microcuenca Picuroyacu en el distrito de Rupa Rupa, Leoncio Prado, Huánuco, Perú*. Tesis de

Maestría Universidad Nacional Agraria De la Selva, Tingo María-Perú.
<http://repositorio.unas.edu.pe/handle/UNAS/891>

Rábago Juan-Aracil, Isaura, (2010). Tesis Doctoral. *Capacidad de amortiguación de la contaminación por plomo y por cadmio en suelos de la comunidad de Madrid*. Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Farmacia Departamento de Edafología. ISBN: 978-84-694-2461-2

Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment international*, 125, 365–385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>

Raimundo, N.D., Cheng, Y., Shi, W. (2018): "Management of Soil Contaminants in Guinea-Bissau", *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 6(1): 26-39.

Ramos-Bello, R., L. Cajuste, Flores-Román, García Calderón. (2001). *Metales Pesados, sales y sodio en suelos de Chinampa en México*. Agrociencia - México DF.

Ramos C. Pedro., (2005). "Gestión del medio ambiente (1996-2005)". España: Universidad de Salamanca.

Ramos M. José J. (2009). "Estudio de la contaminación por metales pesados y otros procesos de degradación química en los suelos en los invernaderos del poniente almeriense". España: Universidad Almería.

Raskin I. y Ensley B.D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, New York. 304 pp.

Rauret, G. (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta* 46, 449-455.

Raymundo, M., Morales, F., Óliver, J., & Echevarría, L. (2022). Metales pesados hortalizas y suelos agrícolas irrigados con aguas superficiales: una revisión sistemática. *Idesia* (Arica), 40(3), 33-41. <https://doi.org/10.4067/s0718-34292022000300033>

- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz-Lagos, M., & González-Jimenez, E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66-77. <https://doi.org/10.19053/1900771X.v16.n2.2016.5447>
- Reyes Rodríguez, Reinaldo, y Pierre, Gina, y Guridi Izquierdo, Fernando, y Valdés Carmenate, Ramiro (2014). Disponibilidad de metales pesados en suelos ferralíticos con baja actividad antrópica en San José de las Lajas, Mayabeque. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 23 (3), 37-40. ISSN: 1010-2760. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=932/93231384006>
- Reyna Nájera, D. N., Cortés Palacio, L., Aquino de los Ríos, G. S., Martínez Salvador, M., & Rodríguez Vázquez, L. M. (2022). Estudio del comportamiento de especies vegetales en un proceso de fitoestabilización para remediación de suelo contaminado por jal minero abandonado. *EPISTEMUS*, 16(32), 52–57. <https://doi.org/10.36790/epistemus.v16i32.197>
- Riechaman, M.S. (2002). The responses of plants to metals toxicity: A review focusing on copper, manganese and zinc. *Australian Minerals and Energy Environment Foundation*. 54 p.
- Rieuwerts, J.S. I. Thornton, M.E. Farago & M.R. Ashmore (1998) Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals, *Chemical Speciation & Bioavailability*, 10:2, 61-75, DOI: 10.3184/095422998782775835
- Rivera-Uria, Y., Romero, F., Sedov, S., & Solleiro - Rebolledo, E. (2020). Carbonatos pedogénicos para el tratamiento del drenaje ácido de mina (dam). experimentos de laboratorio. *Boletín De La Sociedad Geológica Mexicana*, 72(1). <https://doi.org/10.18268/bsgm2020v72n1a250919>
- Moscoso Rodriguez, Y. P., Rivera Rodríguez, J. C., & Hurtado Morales, M. F. (2023). Utilización de técnicas electroanalíticas para la detección de metales pesados en el riego la Ramada, vereda tibaitatá (Mosquera - Cundinamarca). *INVENTUM*, 18(35), 60–71. <https://doi.org/10.26620/uniminuto.inventum.18.35.2023.60-71>

- Rivera, F. and Lázaro, E. (2022). Aplicación de la fitorremediación en suelos contaminados por metales pesados utilizando *helianthus annuus* l. en la estación experimental el mantaro. *Prospectiva Universitaria*, 9(1), 31-45. <https://doi.org/10.26490/uncp.prospectivauniversitaria.2012.9.34>
- Robards, K. and Worsfold, P. (2011) Cadmium: toxicology and analysis – a review. *Analyst*, 3(1), p. 549-568.
- Rodrigues, A. (2023). Nuevas tecnologías de adsorción y factores de influencia para iones cd (ii) y pb (ii) – una revisión. *Revista Colombiana De Química*, 51(3). <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v51n3.107361>
- Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. y Pennock, D. (2019). *La contaminación del suelo: una realidad oculta*. Roma, FAO.
- Romero, H., Lapo, B., & Ayala-Armijos, J. (2022). Evaluación de la obtención de carbón activado a partir lodos de depuradoras de aguas residuales de la comunidad de valencia: revisión bibliográfica. *Ingeniería Industrial*, (43), 137-158. <https://doi.org/10.26439/ing.ind2022.n43.5959>
- Rosales-Huamaní, J., Rojas, L., Perez, J., Breña-Ore, J., y Chapana, C. (2021). Identificación de cadmio y plomo en los cultivos de cacao ubicados en la zona de satipo - junín. *Revista Tecnica*, 31(2), 83-89. <https://doi.org/10.21754/tecnia.v21i2.1062>
- Rosales Huamani, J. A., Centeno Rojas, L., Cajacuri Perez, J. R., Breña Ore, J., & Chávez Chapana, C. (2021). Identificación de Cadmio y Plomo en los cultivos de Cacao ubicados en la zona de Satipo - Junín. *TECNIA*, 31(2), 83–89. <https://doi.org/10.21754/tecnia.v21i2.1062>
- Rosero, D., Benavides-Rosales, H., Pérez, L., & Salgado, G. (2021). Análisis de las poblaciones edáficas en suelos con sistemas silvopastoriles dedicados a la producción lechera, en la finca san vicente, el carmelo, ecuador. *Revista Criterios* 25-1, 28(2), 185-194. <https://doi.org/10.31948/rev.criterios/28.2-art12>

- Ross, SM (1994). *Retención, transformación y movilidad de metales tóxicos en suelos*. Departamento de Geografía, Universidad de Bristol, Bristol BS8 1SS, Reino Unido. ISBN: 0-471-94279-0 Editorial : John Wiley & Sons Ltd
- Rovira, J.V. (1993) *Estudio de la contaminación por metales pesados del Río Jarama*. Tesis Doctoral. Madrid, pp 360
- Rueda, G., Rodríguez, J., & Madriñán, R. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, 60(3), 203-217. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28122011000300001&lng=en&tlng=es.
- Ruiz-Dager, M. and Paolini-Gomez, J. (2022). Indicadores biológicos de suelos lacustres y aluviales de venezuela bajo diferentes usos. parte 2. evaluación de la calidad de suelos. *Revista Terra Latinoamericana*, 40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.967>
- Saballos, N. J. . . , Angulo, K. O. . . , Amador López , M. S. . , Sobalvarro Centeno, O. A. . . , Villalta Castillo, E. J. . . , & González Reyes, R. . . (2022). Mapeo de la fertilidad de los suelos en el municipio de El Rama. *Wani*, 38(77), 39–53. <https://doi.org/10.5377/wani.v38i77.14984>
- Sadig, M. (2024). Heavy metal content of mountainous agricultural soils and ecological risk assessment in Gadabay district, Azerbaijan. *Journal of Agriculture Faculty of Ege University*, 61(1), 73-86. <https://doi.org/10.20289/zfdergi.1386603>
- Saha, J.K., Selladurai, R., Coumar, M.V., Dotaniya, M.L., Kundu, S. & Patra, A.K. (2017). *Soil Pollution - An Emerging Threat to Agriculture. Environmental Chemistry for a Sustainable World*. Singapore. Springer. <http://link.springer.com/10.1007/978-981-10-4274-4>.
- Salamanca - Rivera, A., Carrero, D., Cardozo-Muñoz, J., Rojas-Sánchez, F., Meléndez-Mazabel, J., & Borda-Chingate, L. (2023). Fitorremediación con brassicaceae y apiaceae en suelos contaminados con metales pesados. *Revista De Biología Tropical*, 71(1), e51493. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.51493>

- Salvador-Adriano, M., Ortiz-Villalobos, I., Velázquez-Ovalle, G., Salvador - Figueroa, M., Salgado-Mora, M., & Adriano-Anaya, L. (2024). Características químicas y biológicas del suelo con manejo orgánico y cultivado con papaya (carica papaya l). *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 7(3), e71559. <https://doi.org/10.34188/bjaerv7n3-033>
- Sánchez Carlessi Hugo & Reyes Meza Carlos. (2015). “*Metodología y Diseños en la Investigación Científica*”. Lima – Perú: 5ta Edición. Business Support Anneth SRL.
- Sánchez B.M.I. (2003). *Tesis Doctoral: Determinación de metales pesados en Suelos de medina del campo (valladolid). Contenidos extraibles, niveles fondos y de Referencia*. Universidad de Valladolid - Facultad de Ciencias Departamento de Química Analítica.
- Sahuquillo, A.; Rigol, A.; Rauret, G. (2003). Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends in Analytical Chemistry* 22, 152-159.
- Sahuquillo, A.; López-Sánchez, F.J.; Rubio, R.; Rauret, G.; Thomas, R.P.; Davidson, C.M.; Ure, A.M. (1999). Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, 182, 317-327.
- Sánchez, L. F., Puentes. (2017). *Concentraciones naturales de metales en suelos de la III Región de Chile* (By Universidad de Chile, Universidad de Chile, A. Galdámez Silva, & I. Ahumada Torres). <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/146537>
- Santos, J., Martínez-Atencia, J., Rodríguez-Vitola, J., Hernández, W., Garrido-Pineda, J., & Falla-Guzmán, C. (2023). Índice de calidad del suelo bajo sistemas agropecuarios en el bosque seco tropical-colombia. *Revista Terra Latinoamericana*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1694>
- Santos, J., Atencia, J., Guzmán, C., Pineda, J., & Vitola, J. (2021). Characterization of livestock systems in the dry caribbean for quantification of soil quality indicators.. *Agronomía Costarricense*. <https://doi.org/10.15517/rac.v45i2.47768>

- Santos, J., Martínez-Atencia, J., Torres, J., Yáñez, R., & Morelos, R. (2020). Una evaluación de las propiedades fisicoquímicas de suelo en sistema productivo de maíz - algodón y arroz en el valle del sinú en Colombia. *Revista U D C a Actualidad & Divulgación Científica*, 23(2). <https://doi.org/10.31910/rudca.v23.n2.2020.1375>
- Sarder, M. P., Kamruzzaman, M., Siddique, M. A. B., & Halder, M. (2024). Stability and heavy metals accumulation of soil aggregates under different land uses in the southwest coastal Bangladesh. *Heliyon*, 10(18), e37806. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e37806>
- Shahid, Muhammad & Ferrand, Emmanuel & Schreck, Eva & Dumat, Camille. (2013). Behavior and Impact of Zirconium in the Soil-Plant System: Plant Uptake and Phytotoxicity. *Reviews of environmental contamination and toxicology*. 221. 107-27. 10.1007/978-1-4614-4448-0_2
- Segovia, C, M.E. (2014). Tesis Magister: Bioaccesibilidad y Biodisponibilidad de Elementos Traza en Suelos Contaminados y Plantas. Universidad de Chile.
- Servin, A., Morales, M. I., Castillo-Michel, H., Hernández-Viezcas, J., Muñoz, B., Lijuan, Z., Nunez, J. E., Peralta-Videa, J. R., Gardea-Torresdey, J. L., (2013) “Synchrotron Verification of TiO₂ Accumulation in Cucumber Fruit: A Possible Pathway of TiO₂ Nanoparticle Transfer from Soil into the Food Chain” en *Environmental Science and Technology*. 47, 20, pp. 11592–11598
- Seybold, C.A., Mausbach, M.J., Karlen, D.L. y Rogers, H.H. (1997). “Quantification of Soil Quality. En *Soil Process and the Carbon Cycle*” (eds. Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F. y Stewart, B.A.), pp. 387-403, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Sierra A. M. (2005). “Niveles de metales pesados y elementos asociados en suelos de la Provincia de Almería. Parámetros que los afectan y riesgos de contaminación”. Tesis Doctoral. Editorial de la Universidad de Granada. 301 p.
- Silva, L., Carvalho, G., Hurtado, T., Oliveira, E., & Ignácio, Á. (2024). Concentração de mercúrio em pisciculturas do mato grosso, Brasil: uma necessidade de análise para a redução de impactos sobre o pescado. *Revista Caderno Pedagógico*, 21(5), e4171. <https://doi.org/10.54033/cadpedv21n5-146>

- Silva-Mori, K. (2024). Fitorremediación con medicago sativa y taraxacum officinale para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados de un botadero. *Revista Amazónica de Ciencias Ambientales y Ecológicas*, 3(1), e 649. <https://doi.org/10.51252/reacae.v3i1.649>
- Silva, C. (2004). *Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos. Tesis Mestre em Agronomia, área de concentração: Solos e nutrição de plantas*. Piracicaba, Estado de São Paulo, Brazil. 79 p
- Silveira, M., Monereo, S., & Molina, B. (2003). Functional Foods and Optimum Nutrition: A Way or Away? *Revista Española de Salud Pública*, 77(3), 317-331. http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1135-57272003000300003&lng=es&tlng=en.
- Sims, J.T., and J.S. Kline. (1991). Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.* Págs. 387-395.
- Singh, R., Singh, A., Misra, V. & Singh, R. (2011). Degradation of Lindane Contaminated Soil Using Zero-Valent Iron Nanoparticles. *Journal of Biomedical Nanotechnology*, 7(1): 175–176. <https://doi.org/10.1166/jbn.2011.1256>
- Singh, A. et al., (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from wastewater irrigated area of Varanasi, India. *Tropical Ecology*, 51(2 SUPPL.), pp.375–387. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2009.11.041>
- Smith, I. C. and Carson, B. L., (1978) *Trace Metals in the Environment*, Vol. 3, Ann Arbor Scientific Publications, Ann Arbor, MI, 405.
- Soil Survey Staff. (1999). “*Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil Surveys*. 2nd edition”. Agricultural Handbook 436. Natural Resources Conservation Service. USDA. Washington DC. USA.
- Soil Survey Manual. (2017). “*Soil Science División Staff. United States Department of Agriculture*”. Pág. 199, 202

- Soil Quality Index. (2007). "Quality Index 1.0. Technical Report". Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. CCME Soil.
- Soledad, B. (2020). Análisis de contaminantes ambientales con polímeros de impronta molecular. *Revista Internacional De Contaminación Ambiental*, 36(1), 197-207. <https://doi.org/10.20937/rica.2020.36.32101>
- Soledad, B. (2009). *Contaminación ambiental y sus consecuencias toxicológicas*. DOI:10.13140/2.1.4989.2645.
- Soto, M., Achata, L., Olivera, M., Arostegui, V., Colina, C., & Garate, J. (2020). Riesgos para la salud por la presencia de metales pesados en productos agrícolas cultivados en áreas abandonadas por la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Scientia Agropecuaria*, 11(1), 49-59. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2020.01.06>
- Spark, K.M., Wells, J.D. and Jonson, B.B. (1995) Characterizing trace elements adsorption on kaolinite. *Eur. J. Soil Sci.*, 46, 633-640 p.
- Sposito, G. (1989). *The chemistry of soils*. New York: Oxford University. 277 p.
- Sposito, G. (1986). Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 16(2):193-229 p.
- Stalikas, C.D.; Pilidis, G.A.; Tzouwara-Karayanni, S.M. (1999). Use of a sequential extraction scheme with data normalisation to asses the metal distribution in agricultural irrigated by lake water. *The Science of the Total Environment* 236, 7-18.
- Stcrt, (2013): *Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013* (Government Gazette 2013, 16675, 27 juni 2013)
- Stcrt, (2009): Stcrt, 2009a: *Circulaire bodemsanering 2009* (Government Gazette No. 67, 7 April 2009)
- Stcrt, (2000): *Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering* (Government Gazette No. 39,24 February 2000): Dutch Target and Intervention Values, DTIV (2000)

ANNEXES Circular on target values and intervention values for soil remediation
Version, februari 4th, 2000.

Steinnes, E., Berg, T. & Uggerud, H.T. (2011). Three decades of atmospheric metal deposition in Norway as evident from analysis of moss samples. *Science of The Total Environment*, 412–413: 351–358.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.086>

Steinnes, E., Allen, R.O., Petersen, H.M., Rambæk, J.P. & Varskog, P. (1997). Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. *Science of The Total Environment*, 205(2–3): 255–266. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00209-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00209-X)

Stewart, W.M., Dibb, D.W., Johnston, A.E. & Smyth, T.J. (2005). The Contribution of Commercial Fertilizer Nutrients to Food Production. *Agronomy Journal*, 97(1): 1.
<https://doi.org/10.2134/agronj2005.0001>

Tabak, H. H., Lens, P., van Hullebusch, E. D., & Dejonghe, W. (2005). Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides 1. Microbial processes and mechanisms affecting bioremediation of metal contamination and influencing metal toxicity and transport. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(3), 115-156

Talabi, A., Odunaike, R., & Ajiboye, O. (2023). Studies of contaminant factors of heavy metals content in subsistence farmlands at akinyele local area in oyo state, southwestern nigeria using geochemical indices. *Indonesian Journal of Social and Environmental Issues (Ijsei)*, 4(1), 89-99. <https://doi.org/10.47540/ijsei.v4i1.780>

Tarvainen, T., Kallio, E., (2002). Baselines of certain bioavailable and total heavy metal concentrations in Finland. *Applied Geochemistry* 17: 975–980

Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51, 844-851.

- Tilman, D. 1999. Global Environmental Impacts of Agricultural Expansion: The need for sustainable and efficient practices. *National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol 96 (11), pp 5995-6000.
- Tiller, K.G. (1992). Urban soil contamination in Australia. *Australian Journal of Soil Research* 30, 937-957.
- Tiller, K.G. (1989). Heavy metals in soils and their environmental significance. *Advances in soil science*, 9, 113-142.
- Torres, Y. y Cordero, O. (2024). Afectaciones por contaminación de plomo usado en minería: revisión de literatura. *Revista Environment & Technology*, 5(2), 26-43. <https://doi.org/10.56205/ret.5-2.2>
- Torres, L., Pedraza, A., & González, L. (2024). Impacto de diferentes prácticas agrícolas sobre las características fisicoquímicas del suelo: un análisis crítico. *Revista Ambiental Agua Aire Y Suelo*, 15(1), 90-105. <https://doi.org/10.24054/raaas.v15i1.2916>
- Torres-Gonzales, Y., Rojas-Carrizales, A. G., Salas-Contreras, W. H., & Hinojosa-Benavides, R. A. (2021). Fitorremediación de Suelos Contaminados por Metales Pesados. *Scientific Research Journal CIDI*, 1(1), 25–36. <https://doi.org/10.53942/srjcdi.v1i1.43>
- Torres González, J. A., Benavides, A., Ramírez, H., Robledo-Torres, V., González-Fuentes, J. A., Díaz-Nuñez, V., (2011) “Aplicación de lodo industrial crudo en la producción de *Lilium sp.* en invernadero” en *Terra Latinoamericana*. 29, 4, octubre – diciembre 2011, pp. 467- 476.
- Trujillo, A., Manchola, L., y Santofimio, E. (2020). Metales en suelos productores de arroz del distrito juncal, huila – colombia. *Suelos Ecuatoriales*, 50(1y2), 1-12. [https://doi.org/10.47864/se\(50\)2020p1-12_121](https://doi.org/10.47864/se(50)2020p1-12_121)
- Ure, A.M.; Quevauviller, Ph.; Muntau, H.; Griepink, B. (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission

- of the European Communities. *International Journal of Analytical Chemistry* 51, 135-151.
- USDA. (2014). *Claves para la Taxonomía de Suelos. 12 Ed. EE. UU - Servicio de Conservación de Recursos Naturales*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos.
- United States Department of Agriculture (USDA). (1999). *Soil Quality Test Kit Guide*. <https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSEDOCUMENTS/stelprdb1044790.pdf>.
- Urbina Arana, A. M. ., Camac Núñez, . Y. M. ., Solis Egoavil, D. L. ., & Camargo Hinostroza, S. D. . (2023). Contaminación de suelos por metales pesados en comunidades agrícolas. *REVISTA DE INVESTIGACIÓN*, 47(110), 66–85. <https://doi.org/10.56219/revistadeinvestigacin.v47i110.2043>
- USEPA. (2022) ProUCL: software estadístico para aplicaciones ambientales para conjuntos de datos con y sin observaciones no detectadas. Versión 5.2. <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>.
- Vandermeer, J. (2011). *The Ecology of Agroecosystems*. by Jones and Barlett Publishers. Massachusetts, USA.
- Vaca, A., Ramírez-Prado, N., Castro, R., & Pernía, B. (2024). Contaminación por metales pesados (cd y pb) en mejillón mytella guyanensis (Iamarck, 1819) (guayaquil, Ecuador). *Brazilian Journal of Development*, 10(1), 1190-1207. <https://doi.org/10.34117/bjdv10n1-078>
- Vasquez-Carranza, Katherine, & Castillo-Santa-María, B. (2023). Salud Infantil en las Zonas Rurales Expuestas a Riesgos Ambientales: Child Health in Rural Areas Exposed to Environmental Risks. *Scientific Research Journal CIDI*, 2(4), 147–160. <https://doi.org/10.53942/srjcidiv2i4.104>
- Vega, L., Márquez-Dávila, K., Ramírez, J., Alvarez-Benaute, L., Hurtado, A., & Vangeli, S. (2022). Potencial de mineralización de nitrógeno de suelos del valle interandino de huánuco. *Producción + Limpia*, 17(1), 148-168. <https://doi.org/10.22507/10.22507/pml.v17n1a9>

- Villegas V. Leonardo, Marroquín P. Roberto, Narro V. del Castillo, Sánchez Q. Rogil. (2011). *“Teoría y praxis de la investigación científica. Tesis de Maestría y Doctorado”*. Lima: San Marcos.
- Volke-Sepúlveda, T., Velasco-Trejo, J. A., & De la Rosa-Pérez, D. A. (2005). *Suelos contaminados por metales pesados y metaloides. México: INE-Semarnat*
<https://books.google.com.pe/books?id=A50ITx37ScsC>
- Yotova G., Padareva M., Hristova M., Astel A., Dnev N And Tsakovski S. 2017. Modelling Heavy Metal Background Concentrations In Bulgarian Monitoring Soil Quality Network. Faculty of Chemistry and Pharmacy, University of Sofia “St. Kliment Ohridski”, *J. Bouchier Blvd.* 1, 1164 Sofia Bulgaria
- Waganov, P. A. and Nizharadze, T. N. (1981) *On microelements in the loesslike and Cretaceous sediments*, *Geokhimiya*, 1, 149.
- Wang, J., Fu, H., Xu, D., Mu, Z., & Fu, R. (2022). The remediation mechanisms and effects of chemical amendments for heavy metals in contaminated soils: a review of literature. *Polish Journal of Environmental Studies*, 31(5), 4511-4522.
<https://doi.org/10.15244/pjoes/146705>
- Wang F, Wang Z, Kou C, Ma Z, Zhao D (2016) Responses of Wheat Yield, Macro-and Micro-Nutrients, and Heavy Metals in Soil and Wheat following the Application of Manure Compost on the North China Plain. *PLoS ONE* 11 (1): e0146453.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146453>
- Wang, S., Wang, Y., Zhang, R., Wang, W., Xu, D., Guo, J., Li, P. and Yu, K. (2015). Historical levels of heavy metals reconstructed from sedimentary record in the Hejiang River, located in a typical mining region of Southern China. *Science of the Total Environment* 532: 645–654.
- Wang, X. y Z. Gong. (1998). Assesment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geoderma* 81: 339-355
- Wanjala, F. O., Hashim, N. O., Otwoma, D., Nyambura, C., Kebwaro, J., Ndege, M., & Bartilol, S. (2020). Environmental assessment of heavy metal pollutants in soils and

- water from Ortum, Kenya. *Environmental monitoring and assessment*, 192(2), 118.
<https://doi.org/10.1007/s10661-020-8070-3>
- Wasiu, B. (2023). Possible human health risk of selected heavy metals mobility from municipal waste compost amended agricultural soil. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 17(12), 313-319.
<https://doi.org/10.5897/ajest2023.3216>
- Wells, N., (1960). Total elements in top soils from igneous rocks: an extension of geochemistry, *J. Soil Sci.*, 11, 409.
- Wierzba, S., Makuchowska-Fryc, J., Kłós, A., Ziembik, Z., & Ochędzan - Siodłak, W. (2022). Role of calcium carbonate in the process of heavy metal biosorption from solutions: synergy of metal removal mechanisms. *Scientific Reports*, 12(1).
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-22603-4>
- Wilcke, W; H. Döhler. (1995): *Schwermetalle in der Landwirtschaft (Farming and heavy metals)*; Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Editor), Darmstadt/Germany.
- Winteringham, F. P. W. (1993). *La precipitación radiactiva sobre los suelos, los cultivos y los alimentos*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Wong, M.H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50: 775-780.
- Wu, J., Long, J., Liu, L., Li, J., Liao, H., Zhang, M., Zhao, C., & Wu, Q. (2018). Risk Assessment and Source Identification of Toxic Metals in the Agricultural Soil around a Pb/Zn Mining and Smelting Area in Southwest China. *International journal of environmental research and public health*, 15(9), 1838.
<https://doi.org/10.3390/ijerph15091838>
- Wu, Y., Tian, X., Wang, R., Zhang, M., & Wang, S. (2023). Effects of vegetation restoration on distribution characteristics of heavy metals in soil in karst plateau area of guizhou. *Peerj*, 11, e15044. <https://doi.org/10.7717/peerj.15044>

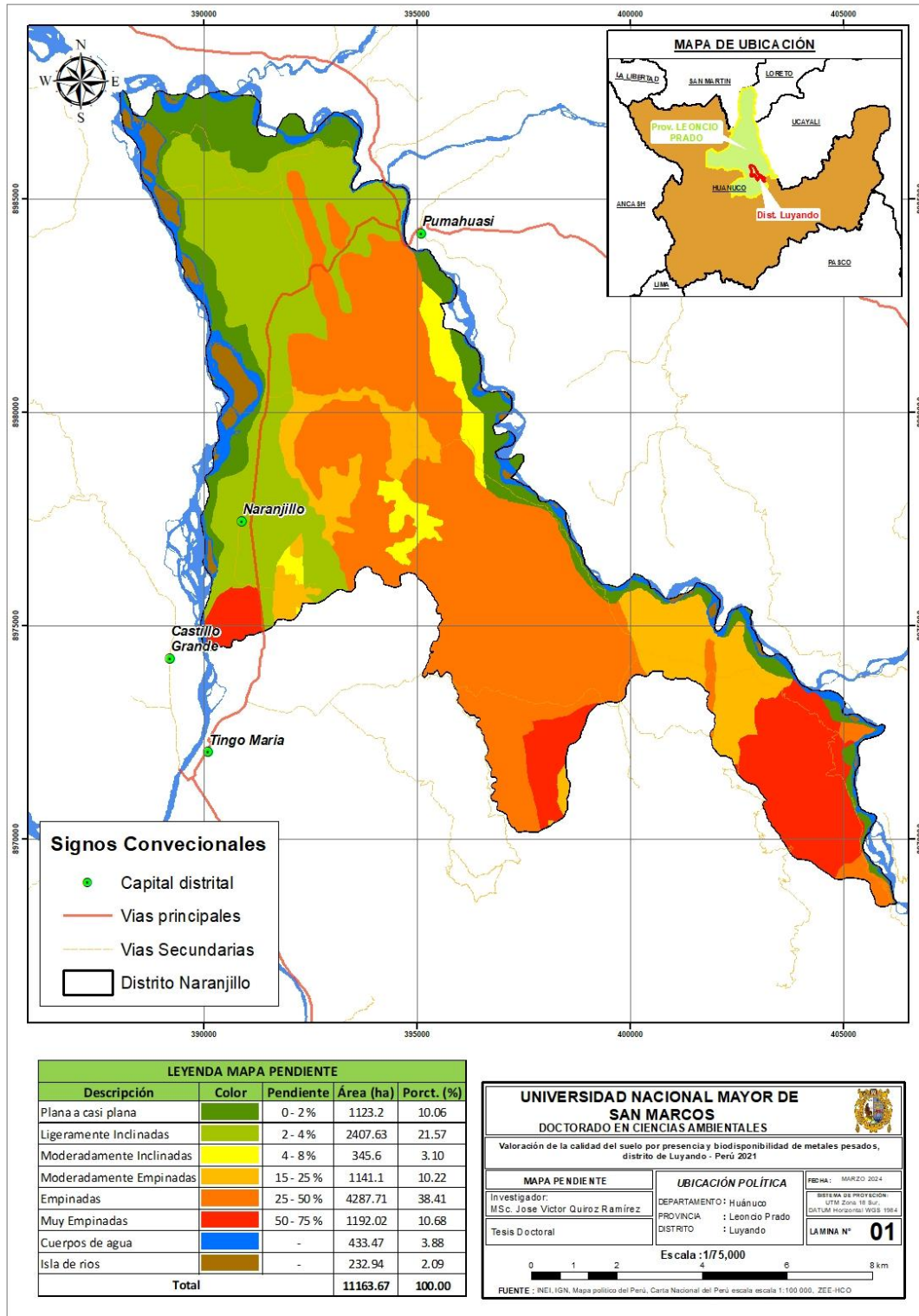
- Wuan, R. A. y F. E. Okieimen. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology* (1):1-20 p.
- Wuana, R., & Okieimen, F. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *Ecology*, 20. doi:10.5402/2011/402647
- Wyszkowski, M. and Kordala, N. (2022). Role of different material amendments in shaping the content of heavy metals in maize (zea mays l.) on soil polluted with petrol. *Materials*, 15(7), 2623. <https://doi.org/10.3390/ma15072623>
- Xin, L., Sun, Q., Liu, T., Lin, G., Hu, C., & Li, C. (2024). Research and risk assessment on heavy metal pollution in soil of wutai region, china. *Polish Journal of Environmental Studies*. <https://doi.org/10.15244/pjoes/184637>
- Xu, D., Fu, R., Wang, J., Yu-xiang, S., & Guo, X. (2021). Chemical stabilization remediation for heavy metals in contaminated soils on the latest decade: available stabilizing materials and associated evaluation methods — a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 321, 128730. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128730>
- Xu, L., Xing, X., Peng, J., & Ji, M. (2022). Estimation of copper and cadmium bioavailability in contaminated soil remediated by different plants and micron hydroxyapatite. *Bioinorganic Chemistry and Applications* (1). <https://doi.org/10.1155/2022/3565550>
- Yacomelo-Hernández, MJ, Rodríguez-Yzquierdo, G., León-Pacheco, RI, Lobato-Ureche, MA, Flórez-Cordero, ED, & Carrascal-Pérez, FF (2023). Calidad del suelo en zonas productoras de mango en el estado del Magdalena, Colombia. *Bioagro*, 35 (2), 123-134. <https://doi.org/10.51372/bioagro352.5>
- Yang, X., Cheng, B., Gao, Y., Zhang, H., & Liu, L. (2022). Heavy metal contamination assessment and probabilistic health risks in soil and maize near coal mines. *Frontiers in Public Health*, 10. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.1004579>

- Yang, H., Huang, K., Zhang, K., Weng, Q., Zhang, H., & Wang, F. (2021). Predicting heavy metal adsorption on soil with machine learning and mapping global distribution of soil adsorption capacities. *Environmental Science & Technology*, 55(20), 14316-14328. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02479>
- Yaulema, C. (2023). Evaluación de la bioabsorción y biodegradación de plomo y cadmio en consorcios bacterianos de agua del río Chibunga Riobamba – Ecuador. *Código Científico Revista De Investigación*, 4(E2), 1361-1379. <https://doi.org/10.55813/gaea/ccri/v4/ne2/223>
- Younas, U., Iqbal, S., Saeed, Z., Ibrahim, S., Khurshid, S., Pervaiz, M. ... Nazir, A. (2020). Enriquecimiento de suelos irrigados con efluentes de fábricas de papel y cartón (PBM) con metales pesados. *Revista polaca de estudios ambientales*, 29 (6), 4463-4468. <https://doi.org/10.15244/pjoes/117653>
- YS, S., Ilyasu, I., & JW, D. (2021). Geochemical assessment of soil used for farming from an abandoned mining site in Jos-south L.G.A., using atomic absorption spectroscopy (AAS) techniques. *IJEAST*, 6(7), 6-9. <https://doi.org/10.33564/ijeast.2021.v06i07.002>
- Zhang, K. and Zhang, S. (2024). Feasibility study of applying enzyme-induced carbonate precipitation (EICP) without calcium source for remediation of lead-contaminated loess. *Buildings*, 14(6), 1810. <https://doi.org/10.3390/buildings14061810>
- Zhang, H., Wang, K., Liu, X., Yao, L., Chen, Z., & Han, H. (2024). Exopolysaccharide-producing bacteria regulate soil aggregates and bacterial communities to inhibit the uptake of cadmium and lead by lettuce. *Microorganisms*, 12(11), 2112. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12112112>
- Zhang, S., Chen, B., Du, J., Wang, T., Shi, H., & Wang, F. (2022). Distribution, assessment, and source of heavy metals in sediments of the Qinjiang River, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(15), 9140. <https://doi.org/10.3390/ijerph19159140>

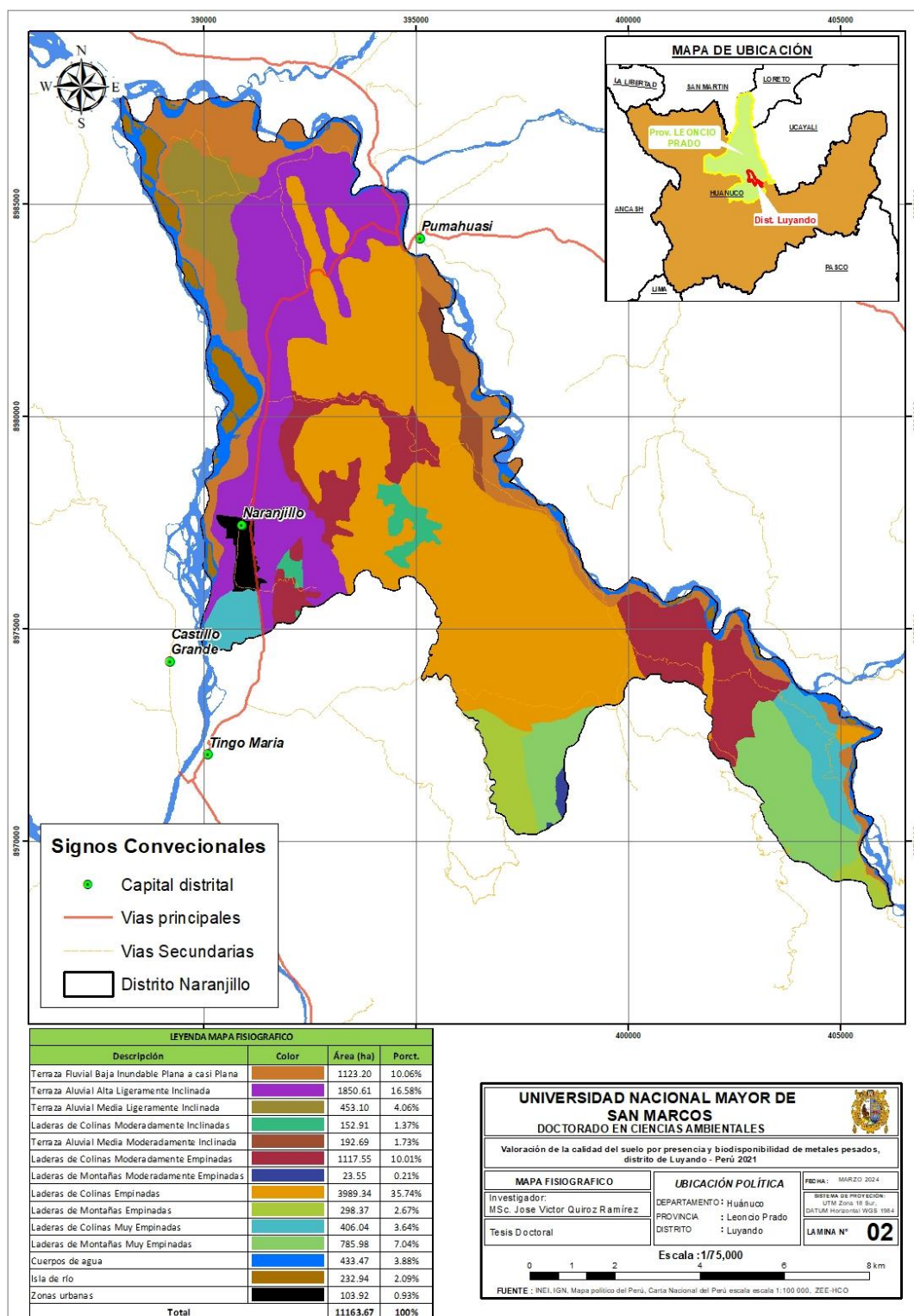
- Zhao, L. and Ahmad, I. (2024). Heavy metal mitigation in soil and plants using organic and inorganic amendments alone and in combination. *International Journal of Phytoremediation*, 1-18. <https://doi.org/10.1080/15226514.2024.2430657>
- Zhao, D., Wang, P., & Zhao, F. J. (2023). Dietary cadmium exposure, risks to human health and mitigation strategies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(8), 939-963.
- Zhao, H., Wu, Y., Lan, X., Yang, Y., Wu, X., & Du, L. (2022). Comprehensive assessment of harmful heavy metals in contaminated soil in order to score pollution level. *Scientific Reports*, 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07602-9>
- Zhao, Z., Zhao, Z., Fu, B., Wu, D., Wang, J., & Tang, W. (2021). Available heavy metal concentrations and their influencing factors in cropland and fallows of different age in tropical area. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(2), 1935-1942. <https://doi.org/10.15244/pjoes/126372>
- Zeng, X., Xu, H., Lu, J., Chen, Q., Li, W., Ling, W., ... & Ma, L. (2020). The immobilization of soil cadmium by the combined amendment of bacteria and hydroxyapatite. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58259-1>
- Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., & Zhang, G. (2011). The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, 159(1), 84-91.

ANEXOS

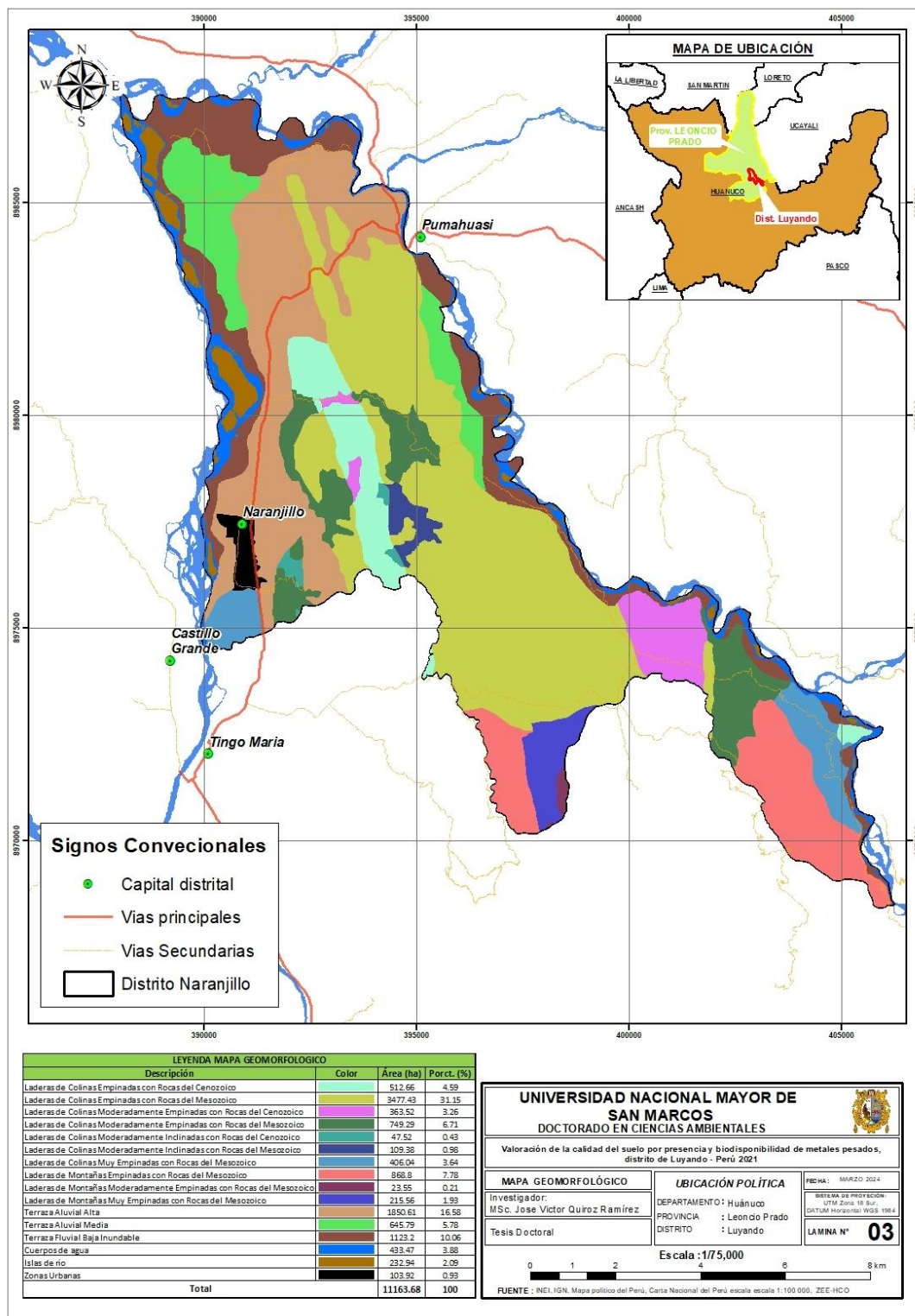
Anexo 1. Mapa de Pendientes del Distrito de Luyando



Anexo 2. Mapa Fisiográfico del Distrito de Luyando.



Anexo 3. Mapa Geomorfológico del Distrito de Luyando.



Anexo 4. Mapa Geológico del Distrito de Luyando

