

**UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA
DE MADRE DE DIOS
FACULTAD DE INGENIERIA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA FORESTAL
Y MEDIO AMBIENTE**



TESIS:

**Grado de contaminación de mercurio (Hg) en áreas degradadas
por la minería aurífera aluvial en la comunidad nativa de San
Jacinto, Región Madre de Dios**

Presentado por: Bach. Becerra Lira,
Edwin

**Para optar el grado de Ingeniero
Forestal y Medio Ambiente**

Asesor: Química. Rodríguez Achata,
Liset

Co-asesor: Ing. Mg. Sc. Velásquez
Ramírez, Manuel Gabriel

Puerto Maldonado, 2021

**UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA
DE MADRE DE DIOS
FACULTAD DE INGENIERIA
ESCUALA PROFESIONAL DE INGENIERIA FORESTAL
Y MEDIO AMBIENTE**



TESIS:

**Grado de contaminación de mercurio (Hg) en áreas degradadas
por la minería aurífera aluvial en la comunidad nativa de San
Jacinto, Región Madre de Dios**

Presentado por: Bach. Becerra Lira,
Edwin

**Para optar el grado de Ingeniero
Forestal y Medio Ambiente**

Asesor: Química. Rodríguez Achata,
Liset

Co-asesor: Ing. Mg. Sc. Velásquez
Ramírez, Manuel Gabriel

Puerto Maldonado, 2021

Dedicatoria

Mi tesis la dedico en especial a mis padres Luisa Lira Ferro y Ernesto Becerra Rodríguez, quienes me han forjado como persona con principio y valores, además, me motivaron constantemente para alcanzar mis metas.

A mis hermanos, quienes siempre me han apoyado, motivado a seguir adelante sin importar las adversidades que se presente en la vida.

A mi pareja Carol Espinoza Palomino que su apoyo fue fundamental en alcanzar mi meta, estuviste a mi lado en los momentos y situaciones difíciles, siempre apoyándome, motivándome para culminar esta meta.

Agradecimiento

Agradezco a escuela profesional de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente de nuestra querida Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios y a todos los docentes que fueron partícipes de mi formación como profesional.

Asimismo, agradezco al Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana – Madre de Dios y en especial al proyecto de Recuperación de áreas degradadas y manejo sistémico del bosque por aceptarme como tesista y el apoyo incondicional a la ejecución de la investigación, también a FONDECYT quien financio la investigación.

Agradezco especial al Ing. Mg. Sc. Manuel Gabriel Velásquez Ramírez por haberme apoyado, orientado en la ejecución y desarrollo de la investigación, además, de su capacidad y conocimiento científico en la revisión del informe de tesis, así como también haber tenido paciencia para guiarme en el desarrollo de la tesis.

mi agradecimiento también a mi asesora la Mg. Sc. Liset Rodríguez Achata por haberme aceptado como mi asesora, además de brindarme su tiempo, conocimiento y sugerencias en desarrollo de la tesis.

Resumen

La explotación de la minería artesanal y pequeña en la Amazonía peruana ha conllevado una grave degradación sobre los bosques. La minería deforesta, remueve y extrae sedimentos, emplea mercurio (Hg) para la obtención de oro y deja extensas áreas improductivas. nuestro objetivo fue evaluar el grado de contaminación de mercurio (Hg) en áreas degradadas por la minería aurífera aluvial en la Comunidad Nativa de San Jacinto. La metodología de muestreo estuvo de acuerdo con las directrices de la guía de muestreos de suelos del Ministerio del Ambiente de Perú. Las muestras se recolectaron considerando la temporada de lluvia y estiaje, y la variedad de paisajes. Esta variedad se ajustó a diferentes unidades de paisaje (UP): Sustrato descubierto (SD., 34 muestras) y suelo cubierto (CS, 27 muestras); también incluimos áreas no impactadas compuestas por bosques no perturbados Bosque de Referencia (RF, 18 muestras) y sedimentos de lagos artificiales (SED, 8 muestras). Los niveles de mercurio en los suelos impactados fue $0.04 \pm 0.05 \text{ mgkg}^{-1}$ que son inferiores a los Estándares de Calidad Ambiental para Suelos Agrícolas de Perú y Canadá, no se detectó contaminación por Hg en todos los sitios evaluados. Las temporadas del año no influyen en los niveles de mercurio en suelo. Pero, juega un papel importante en la movilidad del mercurio en suelo conjuntamente con la vegetación, contenido de arcilla y la materia orgánica. Al no encontrar evidencia de sitios contaminados, sobre las áreas evaluadas se plantearía orientar la restauración del suelo enfocados en la provisión de servicios ecosistémicos como uso de plantas para mejorar la fertilidad de los suelos.

Palabra clave: Suelos, minería aurífera aluvial, Mercurio

Abstract o Summary

The exploitation of artisanal and small-scale mining in the Peruvian Amazon has led to serious degradation of the forests. Mining deforests, removes and extracts sediments, uses mercury (Hg) to obtain gold and leaves large areas unproductive. Our objective was to evaluate the degree of mercury (Hg) contamination in areas degraded by alluvial gold mining in the Native Community of San Jacinto. The sampling methodology was in accordance with the guidelines of the soil sampling guide of the Ministry of the Environment of Peru. The samples were collected considering the rainy and dry season, and the variety of landscapes. This variety was adjusted to different landscape units (UP): bare substrate (SD., 34 samples) and covered soil (CS, 27 samples); We also include non-impacted areas composed of undisturbed Reference Forest forests (RF, 18 samples) and artificial lake sediments (SED, 8 samples). The mercury levels in the impacted soils were $0.046 \pm 0.048 \text{ mgkg}^{-1}$ which are lower than the Environmental Quality Standards for Agricultural Soils of Peru and Canada, no Hg contamination was detected in all the evaluated sites. The seasons of the year do not influence the levels of mercury in the soil. But, it plays an important role in the mobility of mercury in soil together with vegetation, clay content and organic matter. As there is no evidence of contaminated sites, on the evaluated areas it would be proposed to orient the restoration of the soil focused on the provision of ecosystem services such as the use of plants to improve soil fertility.

Key word: Soils, alluvial gold mining, mercury.

INTRODUCCIÓN

El mercurio es un contaminante altamente toxico emitido por procesos naturales y antropogénico. Considerado como uno de los diez principales químicos de preocupación (WHO, 2019). Además, conocido como una sustancia peligrosa y prioritaria debido a su toxicidad, movilidad y tiempo de residencia prolongada por la agencia para el registro de sustancias toxicas y enfermedades (Wang et al., 2012) .

La liberación global de mercurio a la atmosfera de fuentes naturales es 5,207 Mg (Telmer y Veiga, 2009) y las emisiones globales de origen antropogénico en el 2,015 fue alrededor de 2,220 toneladas de mercurio a la atmosfera (United Nations Environment Programme, 2018). Lo cual la actividad minera de oro artesanal y pequeña escala (MAPE) es el responsable del 37% de las emisiones mundiales (Seccatore et al., 2014).

El MAPE libera entre 640 y 1,350 Mg de mercurio por año al medio ambiente, con un promedio de 1000 Mg año⁻¹, de al menos 70 países. 350 Mg año⁻¹ de esto se emiten directamente a la atmósfera mientras que el resto (650 Mg año⁻¹) se libera en la hidrosfera (ríos, lagos, suelos, relaves) (Telmer y Veiga, 2009). La minería de oro artesanal y pequeña escala (MAPE) causa más contaminación por mercurio que otra actividad humana (United Nations Environment Programme, 2012 ; Esdaile y Chalker, 2018).

La minería de oro artesanal y pequeña escala (MAPE) utiliza el mercurio para la amalgama, que sirve separar el oro de los sedimentos que son extraídos de las riberas y zonas boscosas, el amalgama se calienta en el campo y en las tiendas de oro para separar los metales (Diringer et al., 2015), el 60% del mercurio utilizado se libera directamente al medio ambiente y puede acumularse en los sedimentos, atmosfera y ríos agua abajo (Diringer et al., 2015). Lo que representa una gran amenaza para la biodiversidad, calidad de agua, las reservas de carbono forestal y la salud humana (Asner et al., 2013)

El aumento en la operaciones de extracción de oro a pequeña escala, particularmente en los países en desarrollo de América de Sur, África y el Pacífico Asiático está relacionado al aumento del precio del oro y a la simplicidad del proceso de extracción de amalgama de mercurio (Leiva G. y Morales, 2013). En patrones y consecuencias similares son observados en la amazonia peruana en la región de Madre de Dios (Alvarez y Mitchell, 2015).

La Amazonía peruana es parte de la mayor diversidad de los trópicos a nivel mundial (Myerset al., 2000 citado por Asner y Tupayachi, 2017), en especial la región de Madre de Dios que es considerada como la capital de biodiversidad en el Perú, por su alto valor ecológico, esta situación se ve afectada por la creciente extracción minera (Gonzales, 2014). La minería de oro artesanal y pequeña escala es responsable de la deforestación de 95,750 ha (Caballero et al., 2018), con una tasa de deforestación promedio anual de 6,000 ha (Asner et al., 2013), generando la pérdida de la capa superficial de 1.3.toneladas ha-1 año (Gomez, 2012) y pérdida de la fertilidad del suelo (Velásquez et al., 2020). Además, se han vertido a los ríos amazónicos más de 3,000 toneladas de mercurio (Álvares et al., 2011). Asimismo para recuperar un kilo de oro se utiliza 2.8 kg de mercurio (Álvares et al., 2011).

Los sitios de extracción minera se espera que sea la fuente de contaminación de los suelos con mercurio, nuestro propósito fue determinar los niveles temporales de mercurio en suelos degradados por la minería artesanal y pequeña escala.

INDICE

Dedicatoria.....	I
Agradecimiento.....	II
Resumen	III
Abstract o Summary.....	IV
INTRODUCCIÓN.....	V
INDICE	VII
Índice de tabla.....	IX
Índice de figura	XI
CAPITULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....	1
1.1. Descripción del problema.....	1
1.2. Formulación del problema	3
1.3. Objetivos	3
1.4. Variables.....	4
1.5. Operacionalización de variable	4
1.6. Hipótesis.....	5
1.7. Justificación	5
1.8. Consideraciones éticas	6
CAPITULO II: MARCO TEÓRICO.....	8
2.1. Antecedentes de la investigación	8
2.2. Marco Teórico	15
2.3. Definición de términos	26
CAPITULO III: METODOLOGIA DE INVESTIGACIÓN	28
3.1. Tipo de Estudio.....	28
3.2. Diseño de estudio.....	28
3.3. Población y muestra	28

3.3. Métodos y técnicas	30
3.4. Tratamientos de los datos	37
CAPITULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
4.1. Características fisicoquímicas de suelos y sedimentos en áreas degradadas por la minería aurífera aluvial	38
4.2. Distribución y variación espacial del mercurio en temporada de lluvia y estiaje	40
CONCLUSIONES.....	55
SUGERENCIAS.....	56
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
ANEXOS.....	78

Índice de tabla

Tabla 1: Variables e indicadores	4
Tabla 2: Operacionalización de la variable	4
Tabla 3: Principales representaciones del mercurio en la naturaleza	15
Tabla 4: Compuestos químico del mercurio	17
Tabla 5: Propiedades de compuestos específicos de Hg	21
Tabla 6: Descripción de las unidades de paisaje (UP) que cubre los impactos antropogénicos y naturales identificados en el área de estudio	29
Tabla 7: Número puntos de muestreo para cada sitio de evaluación y en diferentes épocas del año.	30
Tabla 8: Coordenadas UTM del área de estudio	30
Tabla 9: Materiales y equipos utilizados en la investigación	33
Tabla 10: Medidas para asegurar la calidad de la muestra establecidos por el laboratorio de Mercurio y Química Ambiental (Laboratorio de Mercurio y Química Ambiental -LAMQA) en el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) en Madre de Dios.	36
Tabla 11: Parámetros evaluados de las características física y química del suelos impactados y no impactados.	37
Tabla 12: Resumen estadísticos de las características fisicoquímicas de las áreas impactadas y no impactas de muestras simples recolectas en ambas temporadas (n=173).	39
Tabla 13: Valores de referencial del suelo para el mercurio (mg kg^{-1})	41
Tabla 14: Estadística descriptiva de los niveles de mercurio en las áreas impactadas y no impactadas de muestras simples recolectas en ambas temporadas (n=173).	42
Tabla 15: Concentración promedio de mercurio en muestras de suelos en las diferentes unidades de paisaje: Sustrato Descubierta (SD), Suelo Cubierto (SC), Sedimentos (SED) y Bosque Referencial (BR) y temporada de lluvias y estiaje.	44

Tabla 16: Análisis de componente principales del mercurio y la característica físico y químico de los suelos impactados y no impactados	47
Tabla 17: Características del variograma de los niveles de mercurio en la temporada de lluvia y estiaje	49

Índice de figura

Figura 1: Fuente y circulación del mercurio.....	18
Figura 2: Dinámica del mercurio en la atmosfera, agua y suelo	19
Figura 3: Movilidad del mercurio en los cuerpos de agua dulce	22
Figura 4: Mapa de ubicación del área de estudio en la Comunidad Nativa de San Jacinto.....	31
Figura 5: Orto mosaico, Identificación y distribución de los sitios de Evaluación	34
Figura 6: Diagrama de barras del contenido de mercurio en suelo de las áreas impactadas por la minería aurífera aluvial en la temporada de lluvia y estiaje	43
Figura 7: Grafico de barra de los niveles de mercurio en los elementos de paisaje cultural (BF, SC, SD y SED) y en la temporada de lluvias y estiaje.	45
Figura 8: Matriz de correlación de Spearman de los niveles de mercurio y las características fisicoquímicas en suelos impactados y no impactados	47
Figura 9: Variograma de Mercurio en la temporada de lluvia y estiaje	50
Figura 10: Distribución espacial de las concentraciones de mercurio en la temporada de lluvias	53
Figura 11: Mapa de distribución de las concentraciones de Mercurio en la temporada de estiaje.....	54

CAPITULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. Descripción del problema

La extracción del oro artesanal y en pequeña escala es la actividad más importante para la economía de los mineros (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2008), donde practican más de 25 millones de personas, en 50 países del mundo (Clifford, 2017). Considerado con como la causa fundamental para la degradación del ambiente (Rocha-Román, Olivero-Verbel y Caballero-Gallardo, 2018)

El incremento de la demanda global y el precio del oro han estimulado nuevas áreas de extracción por parte de compañías multinacionales y mineros de pequeña escala en todo el mundo (Bury, 2004 ; Theije y Heemskerk, 2009), generando en las últimas décadas el aumento de la producción de oro a nivel mundial con un récord de 4,490.2 t en el 2018, alcanzando un gran precio internacional de 1,456.85 \$ oz tr-1 (World Gold Council (WGC), 2019). Se estima que el 20 a 30 % de la producción mundial de oro proviene de la minería artesanal y en pequeña escala (Veiga, Maxson y Hylander, 2006 ; Esdaile y Chalker, 2018).

El oro es un elemento extremadamente escaso (World Gold Council (WGC), 2018), en la amazonia se encuentra en depósitos de distribución difusa (Asner y Tupayachi, 2017), La extracción de oro en las regiones tropicales continua aumentando a nivel mundial en patrones y consecuencias similares a lo observado en la región de Madre de Dios (Alvarez y Mitchell, 2015), causante de mayor contaminación por mercurio que cualquier otra actividad humana (Esdaile y Chalker, 2018).

La región de Madre de Dios, la producción de oro equivale al 7.1% de la producción anual en Perú (Ministerio de Energía y Minas, 2019). El Perú produjo aproximadamente 130 toneladas en el 2019 (United States Geological Survey, 2020), que representa el 4.4% de la producción global, ocupando el primer lugar en América latina y sexto lugar en la producción mundial del oro (Ministerio de Energía y Minas, 2019).

La minería artesanal y pequeña escala y/o minería aurífera es la principal actividad económica de la región de Madre de Dios, se realiza en las cuencas y subcuencas de los ríos Madre de Dios, Inambari, Malinoswki, Colorado y Tambopata. El método de extracción de oro se ha ido sofisticando incrementado los volúmenes extraídos, al mismo tiempo contribuye a la acelerada degradación del medio ambiente (Álvares et al., 2011).

La minería de oro artesanal y en pequeña escala (MAPE) es la principal fuente de contaminación atmosférica por Hg (PNUMA, 2018) y el principal impulsor de la deforestación, especialmente en la Amazonía (Asner et al., 2013 ; Asner y Tupayachi, 2017). Se estima que entre 410 y 1,400 t de Hg se emiten anualmente a través de las emisiones de la MAPE, lo que representa el 37% del Hg global (Seccatore et al., 2014 ; United Nations Environment Programme, 2012). En Perú se registraron pérdidas de Hg de 181 t cada año (Arana y Montoya, 2017), donde las fuentes primarias son la descarga de relaves de Hg a la tierra y al agua, incluidas las emisiones de gas de Hg durante el tostado de amalgamas (Esdaile y Chalker, 2018). Mientras tanto, la MAPE en la región de Madre de Dios es responsable de la pérdida de 90,000 ha (Caballero et al., 2018) de bosque, los cuales la minería artesanal representa el 63% (60,202 ha) y la minería mecanizada del 37% (35,550 ha) de la deforestación (Caballero et al., 2018), con tasa de forestación de 6,000 ha cada año (Asner et al., 2013). generando la pérdida de 1.3 toneladas $\text{ha}^{-1}\text{año}$ de capa superficial (Gomez, 2012) y perdida de la fertilidad del suelo (Velásquez et al., 2020).

En la comunidad nativa de San Jacinto viene realizando la actividad minera aurífera aluvial de manera informal e ilegal, deteriorando los suelos, sedimentos y agua. En esta investigación tiene la finalidad de determinar el grado de contaminación de mercurio en áreas degradadas por la minería aurífera aluvial dentro de la comunidad nativa de San Jacinto.

1.2. Formulación del problema

Problema General

¿Cuál es el grado de contaminación por mercurio (Hg) en áreas degradadas por la minería aurífera aluvial, en la comunidad nativa de San Jacinto en la región de Madre de Dios?

Problemas específicos

- ¿Cuál es la dinámica espacial del mercurio en temporada de lluvia y estiaje en suelos degradados por la pequeña minería aurífera aluvial en la comunidad nativa de San Jacinto?
- ¿Cómo cambian las características físico y químicas del suelo degradado por la pequeña minería aurífera aluvial?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general:

- Evaluar el grado de contaminación de mercurio (Hg) en áreas degradadas por la minería aurífera aluvial en la comunidad nativa de San Jacinto.

1.3.2. Objetivo Específico:

- Determinar la distribución y variación espacial del mercurio en la temporada de lluvia y estiaje en las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial.
- Determinar las características físicas y químicas en suelo y sedimento en las zonas de influencia por la minería aurífera aluvial

1.4. Variables

las variable dependiente e independiente se establecieron de acuerdo a los objetivos planteados (tabla 1).

Tabla 1: Variables e indicadores

Variable Dependiente	Indicador
Mercurio	Unidades de paisaje: Sustrato descubierto (SD); Suelos Cubierto (SC); Bosque de Referencia (BR). Sedimentos (SED)
Variable Independiente	Indicador
Clima (Temporada de Lluvia y estiaje)	Precipitación
	Temperatura
	Humedad

Fuente: Elaboración propia.

1.5. Operacionalización de variable

La tabla 12 muestra la operacionalización de la variable.

Tabla 2: Operacionalización de la variable

Variable	Definición operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala	Técnica de recolección
Mercurio	los niveles de mercurio en suelos que se encuentran las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial en las temporadas de lluvia y estiaje	Área no Impactada	Sustrato descubierto (SD)	Hg mg/kg	Recolección de datos (Muestras de suelos)
			suelo cubierto (SD)	Hg mg/kg	Recolección de datos (Muestras de suelos)
		No impactada	Bosque Referencia (BR)	Hg mg/kg	Recolección de datos (Muestras de suelos)
		Sedimentos	Sedimentos	Hg mg/kg	Recolección de datos (Muestras de suelos)

Fuente: Elaboración Propia

1.6. Hipótesis

Hi: Las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial en la Comunidad Nativa de San Jacinto están contaminados por mercurio (Hg) de acuerdo a estándares de calidad ambiental para suelos nacional e internacional.

Ho: Las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial en la Comunidad Nativa de San Jacinto no están contaminados por mercurio (Hg) de acuerdo a estándares de calidad ambiental para suelos nacional e internacional.

1.7. Justificación

El Perú es considerado como uno de los principales productores de minerales en el mundo, es el cuarto productor de cobre, plata, zinc, plomo, estaño y molibdeno, el primer productor de oro en Latinoamérica y el sexto a nivel global. La minería aporta el 15% del PBI nacional (Instituto Geológico Minero y Metalurgico (INGEMMET), 2018). El 75% de la producción de oro en el Perú proviene de la minería aurífera que se desarrolla en los departamentos de La Libertad, Cajamarca, Arequipa y Madre de Dios (Ministerio de Energía y Minas, 2017)

El departamento de Madre de Dios, ubicada en el sur del Perú, considera como una de la regiones con mayor biodiversidad tropical del mundo (Catenazzi, Lehr y May, 2013), esta situación se ve afectada con el incremento de la extracción minera (Gonzales, 2014), siendo la actividad minera aurífera la llave de la economía de la región (Junquera, 2010).

La actividad minera aurífera aluvial se realiza en las cuencas y sub cuencas de los ríos Madre de Dios, Inambari, Malinoswki, Colorado y Tambopata ocasionando la rápida degradación del medio ambiente (Álvares et al., 2011). En el 2016 se ha registrado una 17,055 ha de pérdida de la cobertura vegetal (Servicio Nacional Forestal y de Fauna

Silvestre (SERFOR), 2017), dicha actividad es responsable del 20% de la deforestación (Alvarez y Mitchell, 2015).

La minería aurífera genera impactos en la vegetación, en la degradación de los suelos y contaminando los recursos hídricos (Rocha-Román, Olivero-Verbel y Caballero-Gallardo, 2018). Además, el impacto sobre el suelo se basa en la contaminación por residuos sólidos, metales pesados como mercurio, combustibles y lubricantes; pérdida del estrato superficial por el desbosque; compactación por el tránsito de maquinarias; y también erosión hídrica y eólica por cambios en el curso del agua. Se considera que al día son removidos 154,693 m³ de suelos (Rivera et al., 2000 citado por Velásquez, 2017). Generando problemas ambientales, ecológicos y paisajísticos (Paradelo, 2013).

La comunidad nativa de San Jacinto desarrollando la actividad minera aurífera aluvial a través de diferentes métodos de extracción de forma informal e ilegal, genera un impacto negativo en el medio ambiente como la degradación de los suelos y la calidad de los sedimentos.

En este sentido la investigación será de gran utilidad para la región de Madre de Dios, ya que se tendrá datos representativos del impacto que genera la actividad minera aurífera aluvial sobre el suelo y sedimento, además servirá para las futuras investigaciones relacionado a la recuperación de áreas degradadas, siendo otras razones para poder realizar este proyecto existen poca información sobre el grado degradación de los suelos producto de la actividad minera aurífera aluvial.

1.8. Consideraciones éticas

Las informaciones que se presenta en el informe final serán obtenidas durante el desarrollo de la presente investigación, asimismo, la revisión bibliográfica será procesados en el correcto parafraseo y serán citadas las

fuentes, del mismo modo me someteré al análisis de Turnitin aceptando el 19% de copia.

El presidente de la comunidad Nativa de San Jacinto tiene pleno conocimientos de las tomas de muestra que se ha realizado en ambas épocas del año, asimismo esta investigación es parte del proyecto “Recuperación de suelos en áreas degradadas por la minería aurífera aluvial mediante la sucesión de cultivos de cobertura y plantas de uso potencial agroforestal en la región Madre de Dios” que ejecuto el Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana (IIAP) y financiado por FONDECYT.

CAPITULO II : MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

2.1.1. Antecedentes Internacionales

Rocha-Román, Olivero-Verbel y Caballero-Gallardo (2018), realizaron el “estudio del impacto de la minería de oro asociado con la contaminación por mercurio en suelo superficial de San Martin de Loba”, ubicado al sur de Bolívar, Colombia, con el objetivo fue evaluar las concentraciones de mercurio total (Hg-t) en muestras de suelo y determinar el nivel de contaminación en el suelo. Se recolectaron 202 muestras de suelo superficial. El mercurio total (Hg-t) fue medido por atomización electrotérmica y espectroscopia de absorción atómica. Los resultados obtenidos muestran que las concentraciones promedio de mercurio total (Hg-t) en suelos superficiales fue de $3.40 \pm 0.36 \mu\text{g/g}$, mínimo de $0.002 \mu\text{g/g}$ y máximo de $23.83 \mu\text{g/g}$, siendo ligeramente superior al nivel de Hg en suelo a nivel mundial. En conclusión, por alto contenido de Hg el municipio de San Martin de Loba está fuertemente contaminada.

Reichelt-Brushett et al. (2017), realizaron la Geoquímica y contaminación por mercurio en entornos receptores de desechos mineros artesanales y preocupaciones identificadas por la inocuidad de los alimentos. Menciona que la utilización de la amalgamación de mercurio en la minería de oro artesanal a pequeña escala (ASGM) ha estado presente en la isla de Buru, Indonesia desde principios de 2012, causando una rápida acumulación de altas concentraciones de Hg en ríos, estuarios y sedimentos marinos. En la investigación, se recolectaron muestras de sedimentos de varios sitios aguas abajo del sitio ASGM de Mount Botak,

así como en sitio establecido más recientemente en Gogrea, donde no se había completado previamente ningún muestreo. Todas las muestras de sedimento tenían concentraciones totales de Hg (T-Hg) que excedían las pautas de calidad de sedimento de Indonesia y eran hasta 82 veces este límite en un sitio del estuario. La geoquímica de los sedimentos en los entornos receptores indica el potencial de metilación de Hg para formar especies de Hg altamente biodisponibles. Para evaluar la amenaza actual de contaminación por el consumo de mariscos locales, se recolectaron muestras de peces, moluscos y crustáceos del mercado de peces Namlea y se analizaron las concentraciones de T-Hg. La mayoría de las muestras de tejido comestible tenían concentraciones elevadas de T-Hg, lo que genera preocupación por la seguridad alimentaria. Este estudio muestra que los ecosistemas de ríos, estuarios y marinos aguas abajo de las operaciones de ASGM en la isla de Buru están expuestos a concentraciones peligrosamente altas de Hg, que están afectando las cadenas alimentarias acuáticas y los recursos pesqueros. Teniendo en cuenta la alta dependencia dietética de la proteína marina en la comunidad asociada y en toda la provincia de Molucas, y el corto período de tiempo desde que comenzaron las operaciones de ASGM en esta región, los resultados justifican una investigación urgente, mitigación de riesgos y educación comunitaria.

Chen et al. (2016), realizaron el estudio especiación y distribución de mercurio en suelos alrededor de minas de oro ubicadas aguas arriba del embalse del Miyun, Beijing (China), menciona que la actividad minera en función al tiempo ha contaminado los suelos y sedimentos de la mina de oro del embalse de Miyun, esta investigación tiene el objetivo de estudiar la distribución y especiación de Hg en esta área. Los resultados indican que el contenido total de Hg en los suelos (promedio de 9.57mgkg^{-1}) fueron más altos en el área de estudio que los valores de fondo para los suelos superficiales de Beijing. Las muestras sugieren que el Hg se distribuyó a partir de una fuente puntual alrededor de los relaves, lo que

sugiere que los relaves son el principal sumidero de Hg antropogénico en el área de estudio. El Hg total tuvo una correlación negativa con la capacidad de intercambio catiónico, mientras que el pH y el carbono orgánico total mostraron poca correlación con el Hg total.

Camargo Garcia, Muñoz y Arias Morales (2015), realizaron la “evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos de quebradas en la zona minera de Miraflores, Quinchía Colombia”. Objetivo de la investigación fue de evaluar el contenido de mercurio (Hg) en suelos y lechos de quebradas. Se realizó el muestreo sistemático considerando tres características del sitio (minería activa, minería inactiva y áreas sin intervenir), igualmente se hicieron observaciones en las partes altas, medias y bajas en lechos de quebradas naturales y drenajes formados artificialmente por el desvío del cauce. Se reportó que el contenido promedio de Hg es de 7.1 mg/kg. los valores de Hg encontrados superan los niveles permisibles establecidos por países europeos, Además, las concentraciones de mercurio fueron más altos en lugares aledaños a la actividad, asimismo la concentración de Hg aumenta con la precipitación.

Odumo et al. (2014), realizaron el estudio del impacto de la extracción de oro asociado con la contaminación en el suelo, sedimentos, de biota y relaves en Kenia, la degradación de los cuerpos de agua y suelo es generados por la liberación del mercurio por la extracción de oro artesanal. Este estudio reportó altos contenidos de mercurio en el suelo ($140 \mu\text{g kg}^{-1}$), sedimentos ($430 \mu\text{g kg}^{-1}$) y relaves ($8,900 \mu\text{g kg}^{-1}$), como se esperaba. Los resultados revelan que el mecanismo para transportar mercurio al ecosistema terrestre está asociado con depósitos húmedos y secos, y con la proximidad a las zonas mineras. A mayor distancia de las zonas mineras, menores serán los niveles de mercurio. Este estudio también proporciona mapas de riesgo para evaluar posibles repercusiones negativas. Concluye que la región Migori-Transmara

puede considerarse un área muy contaminada con altos contenidos de mercurio.

García Gómez (2013), evaluó la contaminación por vertimiento de mercurio en la zona minera, Pacarní – San Luis Departamento del Huilca, reportó valores más altos de las concentraciones mercurio en los sedimentos cercanos a la zona de explotación aurífera, con $1,497\mu\text{g/kg}$ de Hg y este se reduce drásticamente aguas abajo, generando riesgo para la salud de las personas que viven en ese sector. Debido que el mercurio puede convertirse a su forma orgánica, y llegar a los peces quedando disponible así para entrar en contacto con el hombre.

Santos-Francés et al. (2011), realizaron el estudio de la distribución y movilidad de mercurio en suelos de una región minera de oro, cuenca del río Cuyuni, Venezuela. El estudio se ha realizado en una extensa y remota región minera de oro ubicada en el este de Venezuela con el objetivo de evaluar la distribución y movilidad del mercurio en el suelo y el nivel de contaminación por Hg en los sitios de minería artesanal de oro. Se recolectaron muestras de suelos y sedimentos de estanques en sitios no sujetos a influencia antropogénica, así como en áreas afectadas por actividades mineras de oro. Reportando que las concentraciones de mercurio total (Hg T) en suelos distribuidos regionalmente osciló entre 0.02 mg kg^{-1} y 0.40 mg kg^{-1} , con un valor medio de 0.11 mg kg^{-1} , que es levemente superior al Hg del suelo en todo el mundo, probablemente indica una entrada atmosférica a largo plazo o entrada atmosférica local más reciente, además de fuentes litogénicas menores. Se propone una concentración de Hg de referencia de 0.33 mg kg^{-1} para la detección de suelos minados afectados en esta región. Se encontraron concentraciones críticas de Hg total en los suelos circundantes de fuentes contaminantes, como los sitios de amalgamación, donde el contenido de Hg del suelo varió de 0.16 mg kg^{-1} a 542 mg kg^{-1} con un promedio de 26.89 mg kg^{-1} , que también mostró altos niveles de Hg

elemental, pero una fracción de Hg soluble + intercambiable bastante baja ($0.02-4.90 \text{ mg kg}^{-1}$), lo que sugiere una baja movilidad y biodisponibilidad de Hg en el suelo, como lo confirman las pruebas de lixiviación en columna de suelo. También se analizaron la distribución vertical de Hg a través de los perfiles del suelo, así como las variaciones en los contenidos de Hg del suelo con la distancia desde la fuente de contaminación, y Hg en los sedimentos mineros de los estanques.

2.1.2. Antecedentes nacionales

Velásquez et al. (2021), realizaron el estudio del grado de contaminación con mercurio en suelo de escombros de mina de oro aluvial abandonados y bosques no perturbados en la región de Madre de Dios. Seleccionaron los despojos de las minas de oro de acuerdo a las tecnologías más importantes aplicados en la extracción de oro que son: Minería mínimamente mecanizada (MMM) y minería altamente mecanizada (MAM), en las comunidades de Laberinto y Kotsimba. Se recolectaron 127 y 35 muestras de suelos (0-20 cm de profundidad), de sitios potencialmente contaminados y bosque no perturbados. Se determinaron las características fisicoquímico y los niveles de mercurio en todas las muestras. Se reportaron que los niveles de Hg no fueron superiores a los estándares de calidad ambiental para los suelos agrícolas de Perú, Canadá y Gran Bretaña (6.6 mg/kg). Asimismo, los niveles de Hg en minería mínimamente mecanizada (MMM) y minería altamente mecanizada (MAM) no fueron significativamente diferente. Sorprendentemente, las concentraciones más altas de Hg se encontraron en bosques primarios vírgenes que bordean los despojos de la mina, pero también hubo una tendencia a aumentar las concentraciones de Hg con la vegetación en regeneración.

Velásquez et al. (2020), realizaron la investigación para comparar el grado de contaminación de metales pesados en botín de mina en una

concesión minera en el departamento de Madre de Dios. El muestreo de suelo se realizó en áreas donde las operaciones mineras fueron abandonadas de 1-5 años y de 6 a 8 años y como control en un bosque primario no impactado. Las concentraciones de todos los metales estuvieron por debajo de los estándares de calidad ambiental de Perú y Canadá. Las concentraciones de metales pesados fueron más altas en suelos de bosques primarios no impactados que los despojos de la minería, y tienden a aumentar con el tiempo de abandonos de las operaciones mineras. Con respecto al Hg no se ha detectado en ningún de los sitios. Los bajos niveles de metales pesados se pueden explicar por la intensa volatilización, la reducción de la capacidad de retención de metales debido al bajo contenido de arcilla y materia orgánica y con procesos de lixiviación.

Soto-Benavente et al. (2020), evaluaron los niveles de metales pesados (As, Cd, Pb y Hg) y productos agrícolas en áreas abandonadas por la minería aurífera en la región de Madre de Dios, se recolectaron muestras compuestas de suelo en áreas con actividad minera y sin actividad minera. Los niveles de mercurio en suelos de las dos áreas fueron <0.01 mg/kg, además son inferiores a los estándares de calidad ambiental para suelos agrícolas (6.6 mg/kg) de Perú.

García (2021), realizó el estudio del estado de restauración en áreas degradadas de seis años de abandono de la actividad minera aurífera en el distrito de Huepethue del departamento de Madre de Dios, se recolectaron muestras de suelo en tres zonas (1 en Regeneración natural de estrato A, 1 en Regeneración natural de estrato B y 1 en reas degradada por la minería aurífera). Los resultados muestran que el contenido de mercurio en los suelos no supera los límites máximos permisibles y los niveles nutricionales de los suelos considerados como bajos y muy bajos.

Mandros (2019), evaluó los niveles de mercurio en suelos alterados por la minería ilegal, en la comunidad de San Jacinto, su objetivo fue determinar los niveles de mercurio de los suelos generados por la minería ilegal. El muestreo de suelos se basó en la Guía para Muestreo de Suelo del Ministerio del Ambiente. Las muestras de suelo fueron medidas mediante método “EPA Methods 7471B - Mercury in Solid or Semisolid Waste (Manual Cold-Vapor Technique)”. Los resultados muestran una concentración máxima de 0.55 mg/kg de mercurio en suelo. Concluye que los suelos no están contaminados por mercurio, se debe por su alta permeabilidad del suelo y la facilidad de ser lavados constantemente por la precipitación.

Roman (2014), en su estudio sobre el nivel de degradación de los suelos, se evaluó las propiedades físicas y químicas del suelo en dos zonas afectadas por la minería artesanal y pequeña escala, la toma de muestra se realizó en el sector San Francisco (la Pampa) en el área de amortiguamiento de la Reserva Nacional de Tambopata. La otra, en la concesión minera dentro de la comunidad Nativa de Tres islas a orillas del río Madre de Dios. En el sector de San Francisco (la Pampa) se tomaron aleatoriamente 12 muestras de suelo en suelos degradados por la minería, 12 muestras en un bosque aledaña a la actividad y en Tres islas se tomaron 6 muestras de suelos. Los principales resultados fueron que pH son moderadamente ácido a muy ácidos en suelos afectados por la minería como en bosques aledaños, se detectaron diferencias significativas entre suelos afectados por la minería y en suelos del bosque aledaño, en especial la textura, materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico. Los suelos en áreas degradadas tienen 5 veces menos contenido de materia orgánica y una capacidad de intercambio catiónico 4 veces menos que en los bosques aledaños.

2.2. Marco Teórico

2.2.1. Mercurio

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2010) menciona que el mercurio es un metal pesado, constituido de la tierra, se conoce en su forma natural como mercurio elemental o metálico (Hg^0). Es un metal blanco-plateado y líquido a temperatura estándar (Weinberg, 2014), presenta tres estados de oxidación: Mercurio elemental (Hg^0), mercurioso Hg^{1+} y mercúrico Hg^{2+} (O'Connor et al., 2019 ; Caiza, 2018), en el estado elemental, se puede hallar como derivados inorgánicos y orgánicos (Reyes et al., 2016). Ver tabla 3.

la forma mercuriosa no es estable en condiciones ambientales típicas y, por lo tanto, rara vez se observa. Debido a la alta volatilidad y la susceptibilidad a la oxidación (O'Connor et al., 2019).

Tabla 3: Principales representaciones del mercurio en la naturaleza

Forma elemental	Formas Inorgánicas	Formas orgánicas u organomercuriales
Hg^0	HgS	CH_3Hg
	HgO	$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$
	HgCl_2	CH_3HgCl
	$\text{Hg}(\text{OH})_2$	CH_3HgOH

Fuente: Caiza, 2018.

El mercurio forma aleaciones (amalgama) con la gran parte de los metales comunes menos con el platino y el hierro (Jara, 2007), al combinarse con el cloro, azufre u oxígeno forman compuestos inorgánicos o sales que mayormente son polvos y cristales blancos o al combinarse con carbono forma compuestos orgánicos como el metilmercurio (Yarto, Gavilán y Castro, 2004; Jara, 2007) (tabla 4).

Según la Organización panamericana de salud (OPS,1978) manifiesta que los compuestos orgánicos se caracterizan por la unión del mercurio con uno o dos átomos de carbono formando compuestos de tipo RHg_x y RHgR' (R y R' son sustituyentes orgánicos), que son enlaces químicamente estables. La estabilidad del enlace de carbono mercurio se debe a la poca afinidad del mercurio con el oxígeno (Yarto, Gavilán y Castro, 2004), sin embargo el grupo hidróxido tiene la capacidad de formar puentes de hidrogeno por ende el Hidróxido de metilmercurio (CH_3HgOH) es soluble (Gaona, 2004). Por otro lado, los compuestos inorgánicos presentan una gran variedad de solubilidad por ejemplo HgCl_2 es soluble en agua, mientras HgS es inerte gracias a su gran afinidad entre ellos (Gaona, 2004).

El mercurio no puede convertirse en sustancias inofensivas, solo cambia de estado y especie, siendo el mercurio elemental su forma más simple, perjudicial para el hombre y el ambiente (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2002).

El mercurio elemental (Hg^0) es más toxico, también, cuando forma compuesto organometálico especialmente la subclase alquilmercuriales, donde el mercurio se une al carbono del grupo metilo, etilo o propilo, y son tóxicos (Yarto, Gavilán y Castro, 2004), según el orden de toxicidad clasifica al metilmercurio y el fenil-mercurio en las formas con elevada toxicidad y muy fácil de incorporarse a la cadena alimenticia y bioacumulado por los seres vivos (Yarto, Gavilán y Castro, 2004 ; Reyes et al., 2016)

El mercurio emitido a la atmosfera a partir de los minerales y depósitos de combustible fósiles, pueden movilizarse y circular entre la superficie y la atmosfera. Además, el suelo, sedimentos y agua se consideran los principales depósitos litosféricos de mercurio (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2010).

Tabla 4: Compuestos químico del mercurio

COMPUESTO QUIMICO DEL MERCURIO	
Mercurio Metálico (Hg⁰)	Líquido
	Vapor
Compuestos Inorgánicos: Combinación con Cl, N, O, S	Cloruro Mercuroso - HgCl
	Cloruro Mercúrico - HgCl ₂
	Óxido Mercúrico - HgO
	Sulfuro Mercúrico - HgS (Cianuro)
	Hidróxido de Mercurio - (Hg)OH ₂
	Nitrato de Mercurio - Hg(NO ₃) ₂
	Perclorato de Mercurio - Hg(ClO ₄) ₂
	Sulfato de Mercurio - HgSO ₄
	Cianato de Mercurio - Hg(CON) ₂ (Fulminato)
Compuesto Orgánicos: Compuesto de tipo RHg _x y RHgR', en donde R es un radical orgánico y R' una sustancia orgánica p inorgánica	Radicales inorgánicos ácidos: Cloruros, cianuro, fosfatos.
	Radicales orgánicos ácidos: Acetato, Benzoato.
	Amidas: Urea, Tiourea, Formamida, Diciandiamida
	Fenoles: Pentaclorofenol, 8-hidroxipropilmercaptido
	Compuesto de fenilmercurio - C ₆ H ₅ Hg ⁻
	Compuesto de p-totilmercurio - CH ₃ C ₆ H ₄ Hg ⁻
	Compuesto de metilmercurio - CH ₃ Hg ⁻
	Compuesto de etilmercurio - C ₂ H ₅ Hg ⁻
	Compuesto de Isopropilmercurio
	Compuesto de metoxietilmercurio - CH ₃ OC ₂ H ₄ Hg ⁻
	Compuesto de etoxietilmercurio - C ₂ H ₅ OC ₂ H ₄ Hg ⁻

Fuente: Adaptación de Serie Vigilancia 7 - Mercurio. (Galváo y Corey, 1987 citado por Mandros, 2019)

Las emisiones de mercurio se clasifican en: Fuentes naturales que es originada por la movilidad natural del mercurio producto de la erupción volcánica y la erosión de las rocas; Liberación antropogénica asociada a la actividad de extracción de la materia prima y originada por la eliminación del mercurio en los combustibles fósiles (carbón, gas y petróleo) y otros minerales; Liberación antropogénica ocasionados por el uso intensional

del mercurio en los productos y procesos; Removilización del mercurio depositados en suelos, sedimentos, agua, vertederos, pilas de desechos y residuos (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2010). (Figura 1)

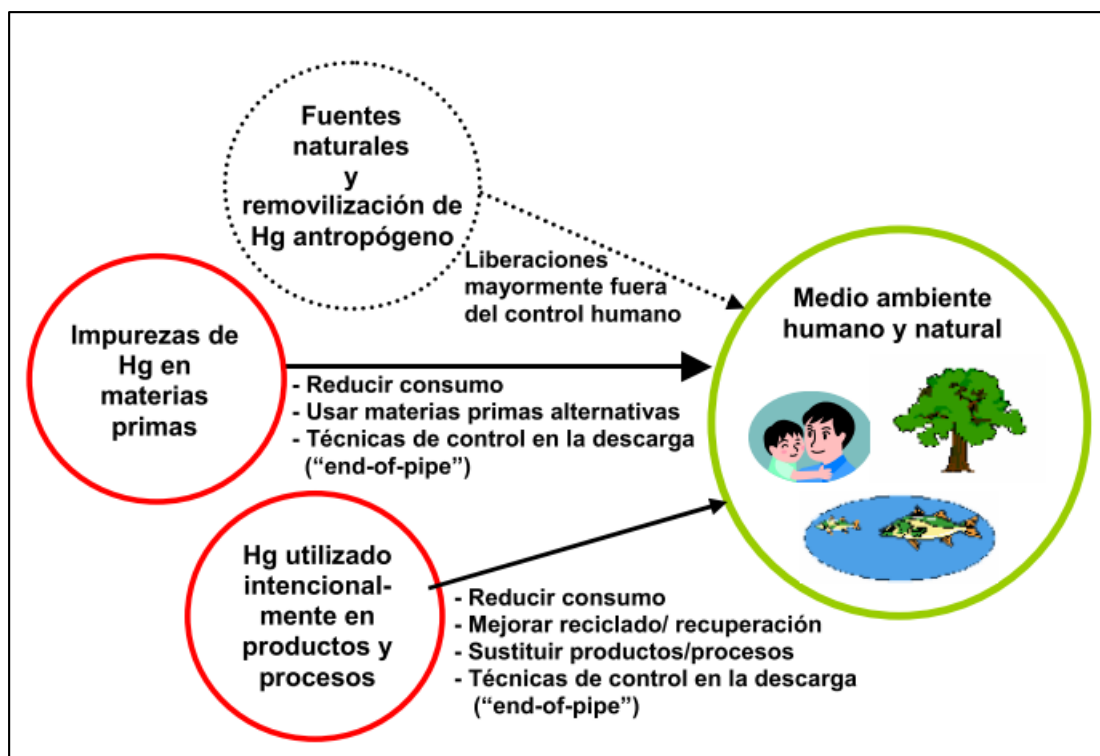


Figura 1: Fuente y circulación del mercurio

Fuente: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, (2002)

El mercurio liberado en el medio ambiente se incorpora a la atmósfera, al agua y a los suelos (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2002), en tal sentido, el mercurio se encuentra en constante movimiento (Caiza, 2018). (Figura 2)

El mercurio emitido a la atmósfera se da mayormente en su forma elemental (Hg^0). En la atmósfera, los agentes oxidantes atmosféricos como el bromo, ozono, HClO , HSO_2^+ , $-\text{OH}$ transforman el mercurio elemental a Hg^{2+} . Así mismo, Una pequeña fracción del mercurio oxidado (Hg^{2+}) se reduce por el SO_2^{3-} o por fotoreducción del $\text{Hg}(\text{OH})_2$ (Caiza, 2018). En ese sentido, la permanencia del mercurio en la atmósfera

dependerá de la forma en que se encuentre. Así, en su forma elemental (Hg^0) permanece alrededor de un año, mientras en su forma oxidada (Hg^{2+}) su permanencia oscila entre horas y meses (Gaona, 2004).

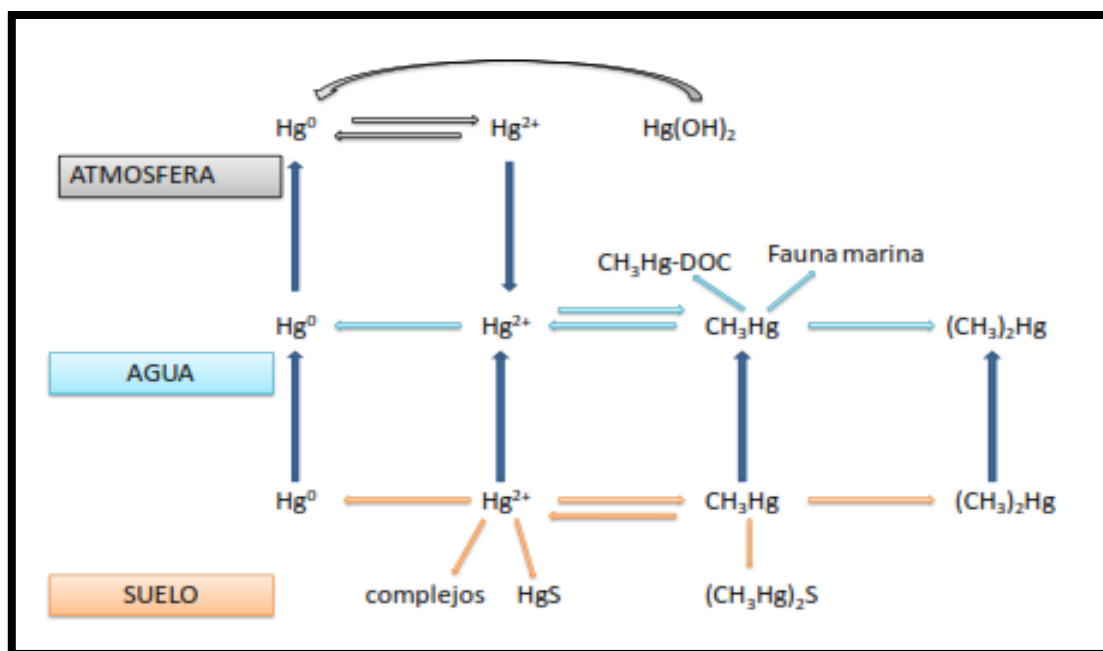


Figura 2: Dinámica del mercurio en la atmósfera, agua y suelo

Fuente: Caiza, 2018

Las disposiciones húmeda y seca trae el mercurio a la superficie terrestre, considerando que la mayoría de mercurio depositado en los suelos es como Hg^{2+} de la atmósfera, tras la deposición una porción de este se volatiliza a la atmósfera, el resto se reincorpora al suelos para que luego lentamente se volatilice a la atmósfera en una escala de tiempo de siglo a milenio (Selin, 2009). Se estima que el 5% al 60% del mercurio depositado es retornado rápidamente a la atmósfera, dependiendo del tipo de superficie (Hintelmann et al., 2002)

El mercurio en el suelo que proviene de la atmósfera se asocia con el carbono orgánico, donde el ciclo del carbono orgánico controla la vida y el destino del mercurio del suelo (Grigal, 2003; Obrist, 2007), la incorporación del mercurio de la superficie al grupo $\text{O} - \text{Hg}$ no es un sumidero permanente mercurio, sino que el mercurio se libera de acuerdo a la

descomposición de la materia orgánica o cuando se queman los suelos, es decir en el suelo los niveles de mercurio está en función a la tasa de deposición y el tiempo de rotación de carbono (Smith-Downey, Sunderland y Jacob, 2010), en se sentido más del 90% del mercurio en suelo se asocia a la materia orgánica donde se une fuertemente al grupo de azufre reducido (Skylberg et al., 2003 citado por Selin, 2009).

Los reducción de mercurio en el suelo se debe a la especie como Fe^{2+} , compuestos húmicos y fúlvicos (Selin, 2009), así mismo la temperatura y la radiación solar favorece al proceso de reducción y volatilización del mercurio (Moore y Carpi, 2005 citado por Caiza, 2018) según Gustin y Stamenkovic en el 2005, menciona que la humedad del suelo producto de la precipitaciones eventuales promueve la volatilización del mercurio en algunos ecosistemas secos (Selin, 2009). Las diversas especies de Hg que se encuentran en los suelos tienen propiedades distintas, que afectan su destino y transporte en los suelos (O'Connor et al., 2019) (tabla.5).

Tabla 5: Propiedades de compuestos específicos de Hg

Especies	Nombre	Solubilidad en agua (g / L)	Constante de la ley de Henry (atm-m ³ / mol)	Presión de vapor (Pa)	Densidad (g / cm ³)
Hg 0	Mercurio elemental	5.6 × 10 ⁻⁵ a 6.1 × 10 ⁻⁵ (25 ° C)	7.1 × 10 ⁻³ a 8.7 × 10 ⁻³ (25 ° C)	0.27 (25 ° C)	13.53 (25 ° C)
		49,6 × 10 ⁻⁶ (20 ° C)	7.3 × 10 ⁻³ (20 ° C)	0.16 (20 ° C)	
HgCl ₂	Cloruro de mercurio	28,6 a 73,3 (25 ° C)	7.1 × 10 ⁻¹⁰ (25 ° C)	9.00 × 10 ⁻³ (20 ° C)	5.43 (25 ° C)
		66 a 69 (20 ° C)	3.6 × 10 ⁻¹⁰ (20 ° C)		
HgSO ₄	Sulfato mercúrico	Se descompone en sulfato de óxido de mercurio y ácido sulfúrico	-	-	6.47 (25 ° C)
Hg ₃ O ₆ S (isómero)	Sulfato de óxido de mercurio	0,03 (16 ° C)	-	-	6.44
HgS	Sulfuro de mercurio	2 × 10 ⁻²⁴ (25 ° C)	-	-	8.1 (25 ° C)
HgO	Óxido mercúrico	0,043 a 0,053 (25 ° C)	7.1 × 10 ⁻⁷ (25 ° C)	9.20 × 10 ⁻¹² (25 ° C)	11,14 (25 ° C)
HgBr ₂	Bromuro mercúrico	6.12 a 6.77 (25 ° C)	-	-	6.03 (25 ° C)
HgI ₂	Yoduro mercúrico	0,06 (25 ° C)	-	-	6.36 (25 ° C)
Hg (NO ₃) ₂	Nitrato mercúrico	20	-	-	4.30 (25 ° C)
Hg (CN) ₂	Cianuro mercúrico	93 (14 ° C)	-	-	4.00 (25 ° C)
CH ₃ HgCl	Cloruro de metil mercurio	<0,10 (21 ° C)	4.7 × 10 ⁻⁷ (25 ° C)	1.10 a 1.76 (25 ° C)	4.06 (20 ° C)
			3.8 × 10 ⁻⁷ (15 ° C)		
(CH ₃) ₂ Hg	Dimetilmercurio	Ligeramente soluble. La mayoría de las fuentes declaran "insignificante", NRC (2000) informa 1 g / L (21 ° C)	6.4 × 10 ⁻³ a 7.6 × 10 ⁻³ (25 ° C)	8.31 × 10 ³ (25 ° C)	3.19 (20 ° C)
				7.80 × 10 ³ (23.7 ° C)	
CH ₃ HgOH	Hidróxido de metil mercurio	1 a 10 (21 ° C)	-	0,90	-

Fuente: O'Connor et al., 2019

El mercurio llega a los ecosistemas de agua dulce a través de la escorrentía de la cuenca hidrográfica. En la disposición húmeda y seca en cuencas hidrográficas, superficie de lago y el ecosistema terrestre predomina el mercurio Hg^{2+} . El Hg^{2+} se puede reducir a Hg^0 debido a la presencia de la enzima reductasa mercúrica que es producto de las comunidades microbianas resistentes al mercurio portadores de un operón (Mer), que luego se volatiliza a la atmósfera (Moore y Carpi, 2005 citado por Caiza, 2018). Como se observa en la figura 3.

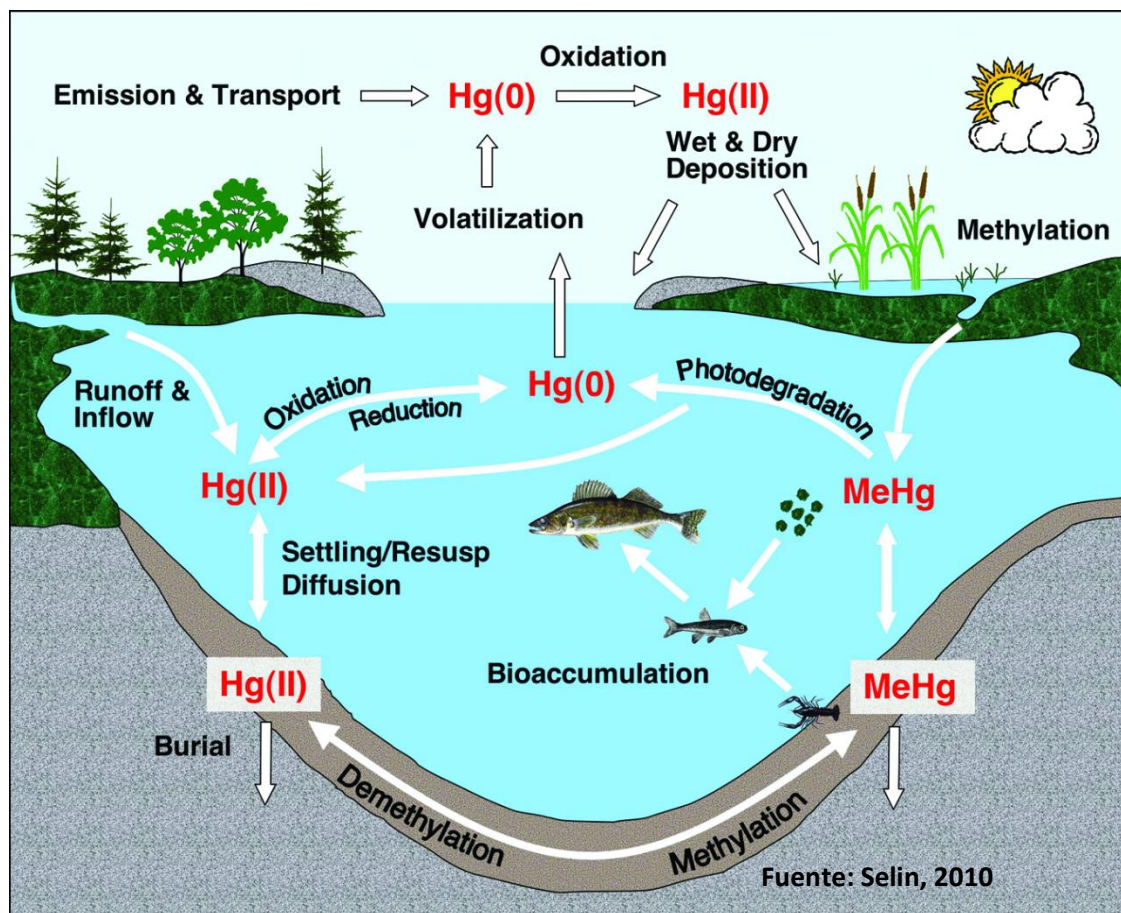


Figura 3: Movilidad del mercurio en los cuerpos de agua dulce

Una pequeña porción de Hg^{2+} se convierte en metilmercurio (CH_3Hg) la forma más tóxica, la metilación es un proceso biológico que se facilita por algunas cepas de bacterias reductoras de sulfato y hierro (Kerin et al., 2006 ; Gilmour et al., 1998). En suelos inundados y los sedimentos puede

ocurrir la metilación microbiana siendo ambientes importante donde ocurre este proceso (Munthe et al. 2007 citado por Selin, 2009). Además, el metilmercurio solo representa menos del 1% del mercurio total (Gaona, 2004), pero de gran preocupación por su toxicidad y bioacumulación, pudiendo afectar a la biota y llegar al hombre a través de la cadena alimenticia (Mahbub et al., 2017).

Por otra parte, otro de los procesos importante es la transformación del metilmercurio a mercurio elemental, conocido como la demetilación del metilmercurio (CH_3Hg), que es generada por la acción de bacterias mercurio-resistentes. Durante la desmetilación oxidada se origina Hg^{2+} , que es usado como sustrato en el proceso de metilación (Mahbub et al., 2017).

2.2.2. Minería y Mercurio

La minería a nivel mundial se desarrolla según la tecnología que se aplica, que son la gran minería, mediana minería y la pequeña minería o minería artesanal, especialmente la minería artesanal y pequeña se desarrolla en los países en desarrollo (Español, 2012).

En el Perú en la década del 70 migraron centenares de miles de mineros a la amazonia por la fiebre de oro. Se estima que existen entre 300 000 a 400 000 mineros en la amazonia peruana (Álvares et al., 2011). La minería aurífera se realiza en los departamentos de Loreto, Ucayali, Arequipa, Amazonas, Puno, Ica, La Libertad, Lima y Madre de Dios, son el responsable del 70% de la producción de oro a nivel nacional (Ministerio de Energía y Minas, 2017), en la región de Madre de Dios la minería aurífera aluvial se realiza en las cuencas y subcuencas del río Madre de Dios, Inambari, Colorado, Tambopata y Malinowski, explotando los yacimientos auríferos en los suelos aluvial (Álvares et al., 2011).

Los suelos aluviales, los lechos y orillas de los ríos es donde se localiza el mercurio (Álvares et al., 2011), para la extracción del oro aluvial se realiza en dos formas: altamente mecanizada (uso de excavadoras, cargadores frontales) y mínimamente mecanizada (bomba de succión y caño de agua), que extraen sedimentos de diferentes profundidades a la superficie (Caballero et al., 2018) bombeando sobre una caja de exclusas, que recoge partículas de oro (Peterson y Heemskerk, 2001), posteriormente se depositan las arenas finas con las partículas de oro un recipiente y se aplica el mercurio para el amalgama (Álvares et al., 2011).

Las amalgamas son compuesto Intermetálicos sólidos que presentan las siguientes composiciones: AuHg_2 , Au_2Hg , Au_3Hg , esta no es uniformes y su formación depende principalmente de la limpieza de la superficie del oro y la efectividad de la aleación mercurio oro (Veiga et al., 1990 citado por Aparicio, 2015), en ese sentido, la amalgama es uno de los procesos más importantes en la recuperación del oro, la afinidad del mercurio con el oro que forman una aleación física, que permite captar las partículas de oro (Gregorio et al., 2010), tal forma la amalgama obtenida tiene una proporción de 60% de mercurio y 40% de oro (Álvares et al., 2011). Este proceso es utilizado en la minería a nivel industrial y artesanal para la extracción de oro y posterior recuperación mediante la evaporación del mercurio (Veiga et al., 1990 citado por Aparicio, 2015).

En el proceso de concentración y amalgamamiento se estima una pérdida del 40% de mercurio, cuando este pasa directamente a los cuerpos de agua se mezcla con los sedimentos, el otro 60 % es liberado a la atmósfera cuando el amalgama es quemada al final del proceso de purificación (Maurice-Bourgoin et al., 1999), lo cual, el mercurio emitido a la atmosfera entre un 50% a 60% del mercurio liberado en la atmosfera se dispersa en su estado gaseoso y el resto rápidamente pasa estado líquido y cae alrededor donde se realiza el regofado (Álvares et al., 2011).

2.2.3. Mercurio impactos en el Medio Ambiente

El mercurio a muy bajas concentración es un metal pesado toxico que no degrada ni se destruye (Álvares et al., 2011), la agencia para registro de sustancias toxicas y enfermedades reconoce al mercurio (Hg) como una sustancia peligrosa debido a su toxicidad, movilidad y tiempo de residencia prolongada (Wang et al., 2012), la Organización mundial de la salud (OMS) manifiesta que el mercurio presenta un alto riesgo para la salud humana (Reichelt-Brushett et al., 2017)

La minera del oro es la actividad extractiva que genera grandes problemas ambientales por el uso del mercurio y cianuro, se estima que para recuperar un kilo de oro se vierten 2.8 kilos de mercurio al ambiente y gran parte de ella llega a las fuentes de agua(Álvares et al., 2011). Además, la degradación ambiental está asociada fuertemente a la minería del oro informal y es la principal fuente de contaminación por mercurio a nivel global (Sippl, 2015).

En el proceso de amalgamación se quema el mercurio y los vapores se liberan a la atmosfera, que mediante la precipitación se devuelve a los suelos en forma de Hg^+ y también parte del mercurio metálico se pierde, llegando finalmente a los ríos, contaminando los cuerpos aguas y a la biota (Álvares et al., 2011).

El mal uso del mercurio durante la actividad minera genera la contaminación ambiental significativa afectando los recursos agua, aire, suelo, vegetales, animales y a los seres humanos (Cobaleta, 2006). Mediante la respiración, digestión y por la piel es absorbido por el hombre (Álvares et al., 2011), generando efectos sobre la salud pública, especialmente altera la fisiología del sistema nervioso, con consecuencias al neurofisiológicas particularmente el desarrollo de los fetos y en los niños pequeños, debido que son sensibles al metilmercurio (Gregorio et al., 2010)

2.3. Definición de términos

- **Calidad de suelo:** Según Karlen et al., (1984) afirma:
la calidad del suelo es la capacidad del suelo para funcionar dentro los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de la planta y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y agua, y sostener la salud humana y hábitat. (p.6)
- **Contaminación:** La contaminación es la sustancia o elementos tóxicos presentes o incorporados al ambiente siendo dañinos para las biota y los ecosistemas (Bermúdez, 2010).
- **Suelos:** Según van Es, (2017) define al suelo como:
La capa de material mineral y/u orgánico generalmente suelto que se ven afectadas por procesos físicos, químicos y / o biológicos en o cerca de la superficie planetaria y generalmente contienen líquidos, gases y biota y plantas de soporte. (p.21)
- **Contaminación del suelo:** Rodríguez-Eugenio, McLaughlin y Pennock, 2019, menciona que la contaminación del suelo como:
La presencia en el suelo de un químico o una sustancia fuera de sitio y/o presente en una concentración más alta de lo normal que tiene efectos adversos sobre cualquier organismo al que no están destinados. (p.1)
- **Degradación de suelo:** Según Oldeman en 1989 define la degradación de los suelos es la pérdida de capacidad suelo (Ramírez et al., 2011), por lo tanto, la disminución de las funciones y servicios del ecosistema (Lal, 2015).

- **Sedimentos:** son los “depósitos de fondo en ambientes acuáticos que están compuestos de materiales partículas (de varios tamaños, formas, mineralogía) de varias fuentes (por ejemplo terrígeno, biogénico y authigénico)” (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999,p.3).
- **Minería Aurífera Aluvial:** La actividad minera aurífera se realiza en los yacimientos secundarios denominados aluviales o placeres, los tipos de placeres se pueden clasificar como placeres aluviales de piedemonte y placeres aluviales de llanura (Mosquera et al., 2009).

CAPITULO III: METODOLOGIA DE INVESTIGACIÓN

3.1. Tipo de Estudio

La investigación sobre el grado de contaminación de mercurio (Hg) en áreas de influencia de la actividad minera aurífera aluvial en la comunidad nativa de San Jacinto en el departamento de Madre de Dios, es de tipo descriptivo porque busca especificar el comportamiento del mercurio en los suelos (Hernández, Fernandez y Baptista, 2014).

3.2. Diseño de estudio

Para la determinar los niveles de mercurio en la temporada de lluvia y estiaje y las características fisicoquímicas de las áreas degradadas por la actividad minera aurífera aluvial, se ha utilizado el diseño no experimental (observacional) con un enfoque longitudinal o evolutiva de tipo panel, debido que se recolectaron las muestras de suelos dos momentos diferentes (época húmeda y época seca) y a los mismos puntos de muestreo (Hernández, Fernandez y Baptista, 2014).

3.3. Población y muestra

3.2.1. Población

El tamaño de la población de la presente investigación se ha considerado las áreas donde realizaron la actividad minera aurífera aluvial en la comunidad nativa de San Jacinto. En la identificación y determinación del área de estudio se tomó en cuenta la accesibilidad.

3.2.2. Muestra

Se identificó 13 ha de potencial interés para evaluar los niveles de mercurio y características fisicoquímicas en suelos y sedimentos. Se establecieron 87 puntos de muestreo. Cada muestra consistió en muestras de suelo superficial de 0-20 cm de profundidad y aproximadamente 500 g de tierra vegetal. Se tomaron muestras de suelos iguales en las épocas húmeda y seca.

El diseño del muestreo es probabilístico aleatorio estratificado con un patrón de distribución heterogénea aleatoria según la guía de muestreo de suelos aprobado con la R.M. N°085-2014 (Ministerio del Ambiente, 2014).

La estratificación del área de estudio o sitios de evaluación se distingue de áreas impactadas como las unidades de paisaje: sustrato descubierto (SD) y suelo cubierto (SC) que fue propuesto por Velásquez Ramírez et al., 2021 (Tabla 6), Bosque Referencia (BR) compuesto por bosque no perturbados y se incluyó los sedimentos de los lagos artificiales (SED).

Tabla 6: Descripción de las unidades de paisaje (UP) que cubre los impactos antropogénicos y naturales identificados en el área de estudio

Unidades de paisaje (UP)	Descripción
Sustrato Descubierto (SD)*	Suelo descubierto con partícula de arena predominante. Área Impactada
Suelo Cubierto (SC)	Suelo Cubierto con regeneración natural con partículas de arena predominante. Área Impactada
Bosque Referencia (BR)	Suelo no impactado

Fuente: Velásquez Ramírez et al., 2021.

(*) esta unidad de paisaje SD, según Jenny (1941) no se considera suelo debido carece de la influencia de los organismos que es uno de los factores que forman el suelo.

La distribución de los puntos de muestreo en cada sitios de evaluación (Tabla 7) se basó de acuerdo al número mínimo de puntos de muestreo de identificación estipulado en la guía de muestreo de suelo (Ministerio del Ambiente, 2014).

Tabla 7: Número puntos de muestreo para cada sitio de evaluación y en diferentes épocas del año.

Sitio	Tipo	Símbolo	Área (ha)	Muestra de suelo (n)
Unidades de paisaje (UP)	Sustrato Descubierta	SD	4.62	34
	Suelo Cubierto	SC	4.51	27
	Bosque Referencial	BR	2.95	18
Pozos artificiales	Sedimentos	SED	0.82	8

Fuente: Elaboración propia

3.3. Métodos y técnicas

3.3.1. Ubicación

Este estudio fue financiado por el CONCYTEC-FONDECYT en el marco del concurso “Proyectos de Investigación Básica y Aplicada 2017-02” Convenio 141 – 2017 FONDECYT. El estudio se desarrolló en la comunidad nativa de San Jacinto, distrito y provincia de Tambopata, en la región Madre de Dios. Las áreas de se estudió está a los 200 msnm. En la tabla 8 y figura 4 se detalla las coordenadas y ubicación respectivamente.

Tabla 8: Coordenadas UTM del área de estudio

Vértice	Este	Norte
V1	453156	8606510
V2	454018	8606515
V3	454019	8605982
V4	453157	8605982

Fuente: Elaboración propia

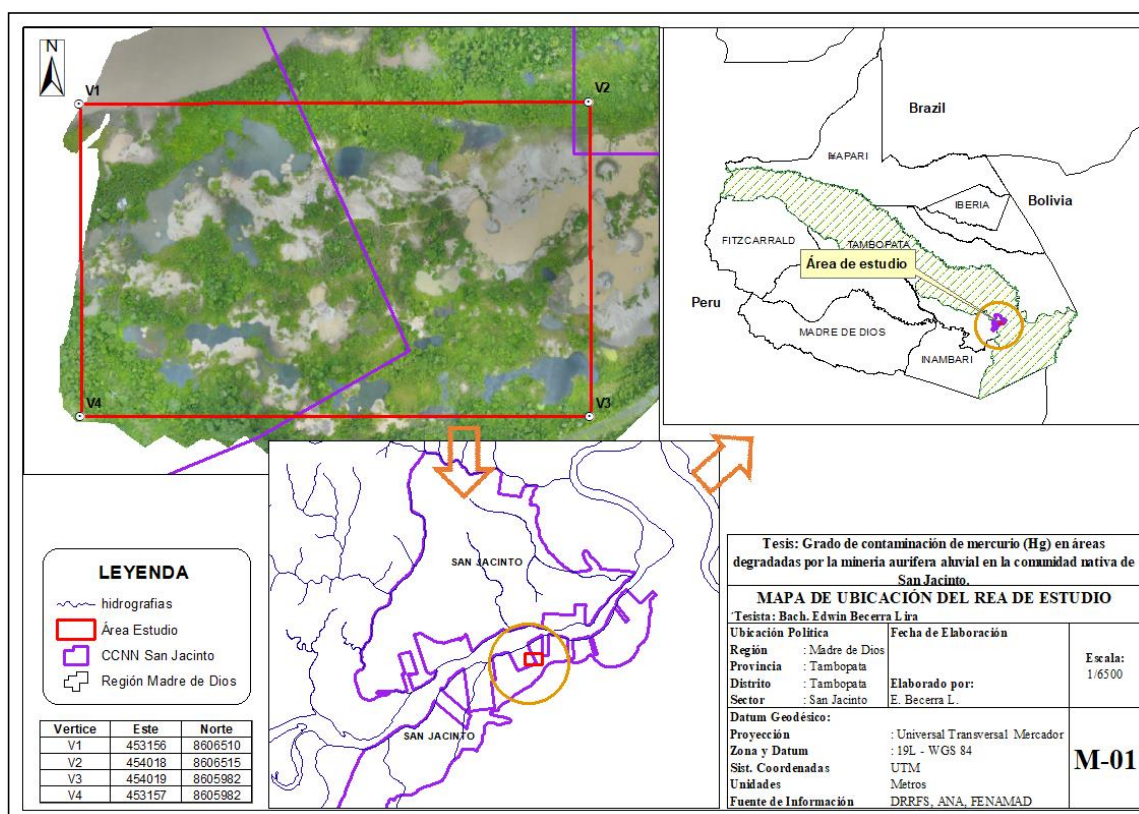


Figura 4: Mapa de ubicación del área de estudio en la Comunidad Nativa de San Jacinto

Fuente: Elaboración propia

3.3.2. Características del área

3.3.2.1. Geología y geomorfología

La geomorfología del área de estudio es una llanura formado por los sedimentos fluviales del terciario superior y cuaternario, estos depósitos aluviales auríferos se conoce como placeres, que están localizado en las llanuras de inundación y en las terrazas. (Palacios et al., 1996).

La geología del área de estudio se sitúa en los depósitos aluviales recientes de la serie holocena del sistema cuaternario. Comprende la acumulación aluvial reciente que son depositadas por las corrientes del río Madre de Dios, constituidos por grava, arena, limo y arcilla no consolidadas (Castro, 2009).

3.3.2.2. Fisiografía

La fisiografía del área de estudio se sitúa en un complejo de orilla, dentro de un paisaje aluvial reciente. Está constituido por geoformas que presentan un aspecto de barras, que son formados por la pérdida de velocidad de las crecientes de los ríos dejando sedientos en formas de camellones (Ecobedo, 2009).

3.3.2.3. Suelo

Los suelos degradado por la actividad minera aurífera aluvial se caracterizan por contener una textura arenosa y sin estructura, con reacciones fuertemente acidas, sin contenidos de sales y carbonatos, además materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, potasio son bajos y fosforo alto (Velásquez, 2017). La humedad del suelo es alta durante la mayor parte del año, clasificada como un régimen de humedad del suelo Udic. El régimen de temperatura del suelo se clasifica como hipertérmico con temperaturas medias anuales del suelo superiores a 22 ° C (Soil Science Division Staff, 2017). Asimismo, según el sistema Soil Taxonomy (USDA-NCRS 2014) lo clásica como Anthroportic Udorthents (Velásquez, 2017)

3.3.2.4. Hidrografía

El área de estudio se encuentra en la cuenca del río Madre de Dios, siendo los ríos Colorado, Inambari, Tambopata, ríos Amigos y Heath como sus tributarios. Este río tiene un recorrido aproximadamente de 40 km donde va formando meandros que está compuesto por arenas inundables (Palacios et al., 1996).

3.3.2.5. Clima y Zona de Vida

Según la metodología de Thornthwaite el área de estudio presenta un clima húmedo y cálido. Basados en la variables meteorológicas

principalmente de la temperatura y precipitación (Autoridad Nacional del Agua, 2010).

La vegetación de clímax está compuesta por bosques tropicales húmedos según la clasificación del Sistema de Zonas de Vida de Holdridge (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, 2017 ; Holdridge, 1967). El clima en el área de estudio es estacional, con inviernos y veranos húmedos, todo el año y clima húmedo (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, 2017), con una precipitación media anual de 2200 a 2400 mm (Malhi et al., 2002) y con una temperatura promedio de 17 ° C a 20 ° C y una máxima de hasta 36 ° C (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, 2017).

3.3.3. Materiales y Equipos

En la investigación se utilizaron materiales y equipos que se detallan en la tabla 9:

Tabla 9: Materiales y equipos utilizados en la investigación

Campo	Laboratorio	Software
Cuaderno de campo	Varios reactivos	R Versión 3.6.1
Marcadores	DMA 80	ArcGIS versión 10.5
Bolsa hermética	Potenciómetro	
Picota	Agitador eléctrico	
Pala	Equipo colorimétrico	
GPS	Balanza analítica	
Cámara Fotográfica	Conductímetro	
Balanza de mano		

Fuente: Elaboración propia

3.3.4. Métodos

3.3.4.1. Identificación de los sitios de evaluación

Para la identificación de los sitios de evaluación se realizó el sobrevuelo de Dron, con la finalidad de obtener imágenes de alta resolución y en tiempo real, permitiendo la clasificación de los sitios de evaluación según los elementos de del paisaje como se observa en la figura 5.

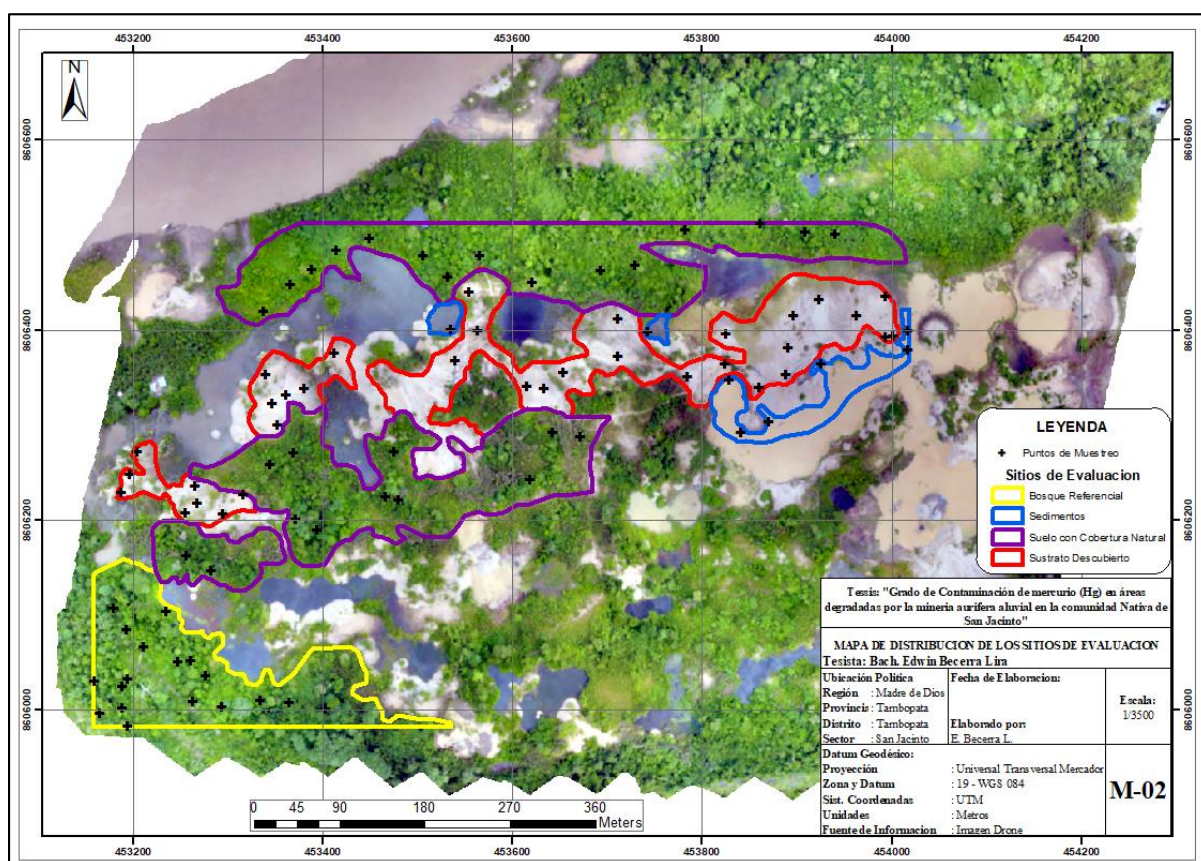


Figura 5: Orto mosaico, Identificación y distribución de los sitios de Evaluación
 Fuente: Elaboración propia.

La identificación de la unidades de paisaje se realizó por observación en campo y en función por la influencia por impactos antropogénicas y proceso natural propuesto por Velásquez Ramírez et al., 2021. Por otro lado, para la determinación del área de suelos cubiertos (SC) con regeneración natural se utilizó imágenes satelitales del 2017, 2016 y

2015 que fueron obtenidas del GOOGLE EARTH, permitiendo determinar el área del SC.

3.3.4.2. Procedimientos de muestreo suelo

Las muestras fueron recoletas en el 2018, en la temporada lluvia (mes marzo) y la temporada de estiaje (Setiembre). Cada muestra consistió en muestras de suelo simple superficial a una profundidad de 0-20 cm y aproximadamente 0.5 kg de tierra vegetal.

Procedimientos de la toma de muestras:

- Limpiar los equipos y herramienta antes y después de la toma de muestra. también, deben de estar libres de oxido y de cualquier contaminante.
- El lugar establecido se limpia los restos de vegetales, sin eliminar suelos.
- Con la ayuda de la pala, se realiza un corte en forma de “V” con una profundidad de 20 cm eliminando el suelo movido. Posteriormente extrae una parte con espesor de 3 cm, se eliminan los bordes y solo la parte central constituye una muestra simple.
- La muestra recolectada se coloca en un recipiente de plástico hermético con mucho cuidado para no contaminar la muestra. Para ello se utiliza guantes de látex.
- Cada muestra recolectada se registra la información en la cadena de custodia como fecha, código de muestra, procedencia, hora, coordenadas UTM, altitud.

Las muestras recolectadas serán trasladadas con cuidado para evitar su deterioro, para ello será embalada, además las muestras que requieran temperatura y condiciones de almacenamiento especial serán puestas contenedores adecuados asimismo siguiendo con las medidas de seguridad y almacenamiento de muestras establecidos por el laboratorio (Tabla 10).

Tabla 10: Medidas para asegurar la calidad de la muestra establecidos por el laboratorio de Mercurio y Química Ambiental (Laboratorio de Mercurio y Química Ambiental -LAMQA) en el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) en Madre de Dios.

Parámetros	Contenedor	Peso de muestra	Preservación	Conservación
pH, Textura, MO,	Bolsa plástica hermética	300 g	No requiere	1 mes
Mercurio	Bolsa plástica hermética	300 g	4±2 °C	No especifica

Fuente: laboratorio ambiental del instituto de Investigación de la Amazonia Peruana (IIAP).

3.3.4.3. Parámetros evaluados

Según Salomons, 1995, El pH, la materia orgánica del suelo, y el contenido de partículas de arcilla (%) son las características y propiedades químicas principales que explican la distribución de metales pesados en el suelo.

Las muestras se mezclaron, almacenaron, secaron al aire y se pasaron a través de un tamiz de 2,0 mm. El análisis granulométrico se realizó mediante el método de Bouyucos. El pH del suelo se midió en una proporción de suelo a agua de 1: 1 después de agitar durante 0,5 h. El carbono orgánico (Corg) se midió con el Método Walkley Black para determinar la materia orgánica del suelo multiplicando Corg por 1,72 (factor de Van Bemmelen). La capacidad de intercambio catiónico (CEC) se determinó mediante el método de acetato de amonio pH = 7. Estos análisis de caracterización se realizaron en el Laboratorio de Fertilidad del Suelo ubicado en el Centro de Investigación IIAP (Tabla 11).

Tabla 11: *Parámetros evaluados de las características física y química del suelos impactados y no impactados.*

PARAMETRO	METODOS
pH	proporción de suelo a agua de 1: 1
Materia Orgánico	Método Walkley y Black
Textura	Método del Hidrómetro
Capacidad de intercambio Catiónico	método de acetato de amonio pH = 7

Fuente: elaboración propia

La concentración de Hg total en suelos y sedimentos se determinó por descomposición térmica directa, amalgamación y espectrometría de absorción atómica (Milestone DMA80) (U.S. Environmental Protection Agency, 2007). De acuerdo con el método USEPA 7473. Estos análisis se hicieron en el Laboratorio de Mercurio y Química Ambiental (Laboratorio de Mercurio y Química Ambiental -LAMQA) en el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana en Puerto Maldonado, Madre de Dios.

3.4. Tratamientos de los datos

Se contrastaron las características del suelo y el contenido de mercurio de las áreas impactadas y no impactadas. Las correlaciones y las correlaciones múltiples entre las características físicas y químicas del suelo y el contenido de mercurio de las áreas impactadas y no impactadas se evaluaron mediante la correlación de Spearman. Los métodos geoestadísticos (Montero y Larraz-Iribas, 2008) y el Análisis de componentes principales (PCA) se utilizaron para comprender el comportamiento espacial del mercurio y la estructura de varianza de las muestras. Para el procesamiento de datos se utilizó el software estadístico R, versión 3.5.1. ArcGIS 10.5.

CAPITULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Características fisicoquímicas de suelos y sedimentos en áreas degradadas por la minería aurífera aluvial

Las características fisicoquímicas de las áreas impactadas por la minería son muy variables, con coeficientes de variación que superan el 25% a excepción del pH que tiene distribución homogénea ($CV < 25\%$). la arena, limo, materia orgánica (MOS), pH presentan asimetría positiva y Arena presenta asimetría negativa. Arcilla, pH y materia orgánica (MOS) tienen una distribución leptocúrtica, debido que la curtosis es superior a 0.25 ($ku > 0$) en comparación a la arena y limo que tienen una distribución platicúrtica, con las curtosis inferiores a 0.25 ($ku < 0$). con respecto al área no impactada (BF) la arcilla, Arena y materia orgánica (MOS) son muy variable ($CV > 25\%$), el limo y pH son homogéneos ($CV < 25\%$). Arcilla, arena, pH y materia orgánica (MOS) presentan asimetría positiva y limo es asimétricamente negativo. Arena, limo y materia orgánica (MOS) tienen distribución leptocúrtica ($ku > 0$), arcilla y pH tienen distribución platicúrtica (Tabla 12).

La minería aurífera aluvial genera fuertes impactos a las características físicas y químicas del suelo presentando altos contenidos de arena ($68.76 \pm 28.18\%$), bajo contenido de arcilla ($11.89 \pm 9.68\%$), bajo limo ($18.35 \pm 19.82\%$), bajo materia orgánica MOS ($1.17 \pm 1.43\%$), y pH ácido (5.33 ± 0.55), en comparación con los suelos no impactados bosque referencial presentan alto contenido MOS ($3.75 \pm 2.05\%$), alto contenido arcillo y limo ($27.55 \pm 9.64\%$ y $50.21 \pm 10.67\%$), bajo contenido de arena ($21 \pm 16.93\%$) y con pH ácido (5.03 ± 0.56), Ver tabla 12.

Tabla 12: Resumen estadísticos de las características fisicoquímicas de las áreas impactadas y no impactadas de muestras simples recolectas en ambas temporadas (n=173).

Parámetros	Área Impactada (SD, SC y SED)					Área no Impactada (BF)				
	Arcilla (%)	Arena (%)	Limo (%)	pH	MOS (%)	Arcilla (%)	Arena (%)	Limo (%)	pH	MOS (%)
Media	11.89	69.76	18.35	5.33	1.17	27.55	21.94	50.51	5.03	3.75
Mediana	10.6	78.6	10	5.35	0.51	25.4	19	55.1	4.94	3.44
Mínimo	1.8	7.4	0	4.03	0.04	6.6	0	17.4	4.14	1.3
Máximo	49.8	96.6	62.4	7.64	6.77	45.8	76	64.2	6.04	11.57
SD	9.68	28.18	19.82	0.55	1.43	9.64	16.93	10.67	0.56	2.05
CV (%)	81.4	40.4	108.0	10.3	122.2	35.0	77.2	21.1	11.1	54.7
Curtosis (ku>0.25)	1.38	-0.4	-0.38	2.65	2.97	-0.97	1.24	0.76	-1.1	3.74
Asimetría (SKP>0)	1.23	-1.03	1.09	0.84	1.91	0.06	1.26	-1.21	0.36	1.76

Fuente: Elaboración propia

Los resultados demuestran que la minería aurífera aluvial genera fuertes impactos sobre las características fisicoquímicas del suelo, disminuyendo la materia orgánica (MOS) y aumentando las partículas de arena. La característica principal de los suelos impactados es la pérdida de la superficie y la alteración del perfil del suelo (Velásquez, 2017), ocasionando la disminución de la fertilidad del suelo (Binkley y Fisher, 2013 citado por Román et al., 2015 ; Velásquez, 2017). Se reportaron impactos similares en las características fisicoquímicas del suelo (alto contenido de arena y baja materia orgánica) en suelos de relaves mineros situado en la comunidad de Kotsimba y Laberiento (Velásquez Ramírez et al., 2021), en la comunidad de Fortuna (Velásquez et al., 2020), en la zona de amortiguamiento de la reserva nacional Tambopata en la región de Madre de Dios (Román et al., 2015), Australia (Banning et al., 2008) y Canadá (Young, Renault y Markham, 2015).

La alteración de las características del suelo en áreas impactadas por la actividad minera aluvial se debe al proceso de extracción del oro aluvial. En la región de Madre de Dios utilizan diferentes técnicas de extracción de oro, casi todas utilizan grandes cantidades de agua que generalmente se inyecta en las superficies del suelo a presión muy alta, provocando la desagregación de las partículas del suelo (Damonte et al., 2013). Se traen sedimentos de diferentes profundidades a la superficie (Caballero et al., 2018) bombeando sobre una caja de exclusas, que recoge partículas de oro, mientras el relave fluye a un pozo minero abandonado o bosques adyacentes (Peterson y Heemskerk, 2001). A medida que se produce la re-sedimentación, las diversas fracciones de tamaño se asientan en horizontes separados de diferentes profundidades, dando lugar a nuevas clasificaciones de textura y diferentes características del suelo (Burnett, 2013 citado por Román et al., 2015).

4.2. Distribución y variación espacial del mercurio en temporada de lluvia y estiaje

4.2.1. Niveles de mercurio en las zonas de influencia y en las temporadas del año.

La contaminación con mercurio es un problema a nivel mundial. Ha generado que algunos países establezcan valores de referencia para diferentes contaminantes incluido el mercurio en el suelo. Por ejemplo las Directrices Canadienses de calidad Ambiental del suelo (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999) para uso de tierra Agrícola, Residencial, Comercial e Industrial donde los valores de referencia es de 6.6 mg.kg^{-1} , 6.6 mg.kg^{-1} , 24 mg.kg^{-1} y 50 mg.kg^{-1} de mercurio en el suelo, la Agencia de Medio Ambiente proporciona los valores de referencia del suelo (SGV) para el uso de la tierra Comercial y residencial son 26 mg.kg^{-1} y 1 mg.kg^{-1} de mercurio respectivamente (Environment Agency, 2009). Perú estableció valores de referencia para el mercurio en suelos agrícola,

Residencial e Industrial que son 6.6 mg.kg^{-1} , 6.6 mg.kg^{-1} y 24 mg.kg^{-1} mercurio en suelos respectivamente (Ministerio del Ambiente, 2017).

Estos valores de referencia nos permiten evaluar la gravedad de la contaminación con mercurio en sitio donde se realiza la minería aurífera aluvial. un sitio representativo concentraciones de contaminantes en el suelo por encima de los valores referencial establecido podría representar una posibilidad significativa de daño (Environment Agency, 2009).

Tabla 13: Valores de referencial del suelo para el mercurio (mg kg^{-1})

Institución	Agricultura	Residencial	Comercial
Directrices Canadienses de calidad Ambiental del suelo	6.6	6.6	24
Agencia de Medio Ambiente: Valore de referencia del suelo, Reino Unido	-	1	26
Estándares de calidad Ambiental – Perú	6.6	6.6	24

Fuente: Elaboración propia

Los niveles de mercurio en áreas impactados por la actividad minera aluvial son muy variables, con coeficiente de variación superior a los 25%. En los suelos impactados presentaron niveles de mercurio ($0.04 \pm 0.05 \text{ mg kg}^{-1}$) inferior a los suelos no impactadas - bosque referencial ($0.07 \pm 0.02 \text{ mg kg}^{-1}$) (Tabla 14). Son inferiores a los valores de referencia establecidos por los estándares de calidad ambiental del suelo del Perú (ECA), las Directrices Canadienses de Calidad Ambiental (CCME) y los valores de referencia del suelo del Reino Unido (SGV).

Tabla 14: Estadística descriptiva de los niveles de mercurio en las áreas impactadas y no impactadas de muestras simples recolectas en ambas temporadas (n=173).

Estadística Descriptiva	Área Impactada	Área no Impactada
	Hg (mg*kg-1MS)	Hg (mg*kg-1MS)
Media	0.04	0.07
Mediana	0.03	0.07
Mínimo	0	0.03
Máximo	0.27	0.11
SD	0.05	0.02
CV	125.00	28.60
Curtosis (ku>0.25)	4.82	-0.02
Asimetría (SKP>0)	1.94	-0.04

Fuente: Elaboración propia

Los niveles de mercurio varía en los diferentes tipos de suelo (Clifford, 2010) incluso en suelos continuos (Grimaldi, Grimaldi y Guedron, 2008), se debe a las interacciones ambientales y químicas que ocurren en ese compartimiento ambiental (Clifford, 2010), por lo tanto, los niveles de mercurio dependen de las características tectónicas, mineralógicas y de la deposición atmosférica del mercurio, particularmente de las características fisicoquímicas del suelo (Driscoll et al., 2013; Clifford, 2010). La variabilidad de los niveles de mercurio en los suelos impactados por la actividad minera aurífera aluvial está influenciada por la cobertura vegetal, las características fisicoquímicas del suelo, precipitación y el tiempo.

En figura 6 muestra que no hubo diferencias significativas en los niveles de mercurio en suelos degradados por la minería aurífera aluvial en la temporada de lluvia y estiaje (Kruskal – Wallis p-value 0.6921) con niveles de mercurio de $0.046 \pm 0.048 \text{ mg kg}^{-1}$ y $0.042 \pm 0.042 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente. Demostrando que las épocas no influyen el nivel total de mercurio en suelos.

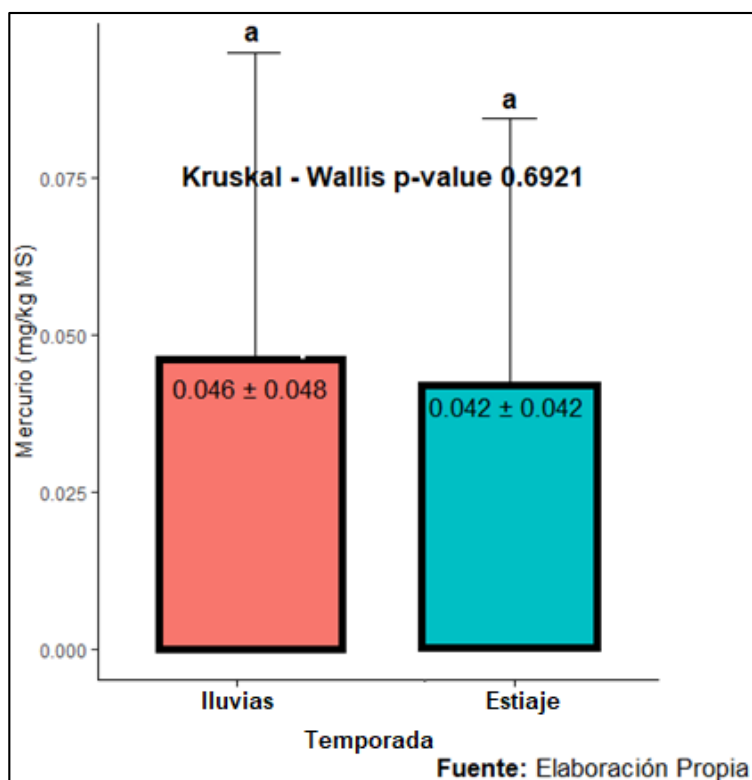


Figura 6: Diagrama de barras del contenido de mercurio en suelo de las áreas impactadas por la minería aurífera aluvial en la temporada de lluvia y estiaje

Las temporadas de lluvia y estiaje no afectan el nivel total de mercurio en suelos impactados, pero, influye en la variación de los niveles de mercurio en las diferentes unidades de paisaje en la temporada de lluvia (Kruskal - Wallis p -value > 0.01) y la temporada de estiaje (Kruskal - Wallis p -value > 0.01) (Figura 7). Los suelos con cobertura vegetal presentaron mayores niveles de mercurio, Suelo Cubierto (SC) con $0.08 \pm 0.04 \text{ mg kg}^{-1}$ y con niveles inferiores fueron los suelos sin cobertura. Sustrato Descubierta (SD) y Sedimentos (SED) ($0.02 \pm 0.02 \text{ mg kg}^{-1}$ y $0.04 \pm 0.09 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente). Ver tabla 15

Tabla 15: Concentración promedio de mercurio en muestras de suelos en las diferentes unidades de paisaje: Sustrato Descubierta (SD), Suelo Cubierto (SC), Sedimentos (SED) y Bosque Referencial (BR) y temporada de lluvias y estiaje

Parámetros	Lluvias (*)				Estiaje (**)			
	SD	SC	BF	SED	SD	SC	BF	SED
Concentración de mercurio (mg*Kg-1 MS)								
Hg	b 0.02 ±0.02	a 0.08 ±0.04	a 0.07 ±0.02	b 0.04 ±0.09	b 0.03 ±0.02	a 0.07 ±0.05	a 0.07 ±0.02	b 0.02 ±0.02
Características físicas y químicas del suelo								
Arcilla (%)	c 2.61 ±0.54	ab 18.01 ±8.36	a 20.89 ±5.27	bc 4.05 ±1.84	b 12.10 ±3.08	b 18.98 ±13.51	a 34.21 ±8.33	b 13.70 ±0.93
Arena (%)	b 94.55 ±1.83	a 43.42 ±27.33	a 27.92 ±16.38	b 94.10 ±2.88	c 77.20 ±3.31	b 46.20 ±31.84	a 15.96 ±15.69	bc 77.80 ±1.54
Limo (%)	b 2.84 ±1.84	a 38.57 ±19.65	a 51.19 ±11.67	b 1.85 ±1.62	b 10.70 ±3.45	a 34.82 ±20.96	a 49.83 ±9.85	b 8.50 ±1.28
MOS (%)	b 0.25 ±0.11	a 2.81 ±1.94	a 4.67 ±2.34	b 0.39 ±0.39	b 0.57 ±0.33	a 1.79 ±1.24	a 2.82 ±1.17	b 0.46 ±0.24
pH	a 5.41 ±0.33	a 5.44 ±0.72	a 5.28 ±0.64	a 5.26 ±0.52	b 5.49 ±0.35	a 4.96 ±0.71	a 4.78 ±0.32	a 5.27 ±0.34

Fuente: elaboración propio

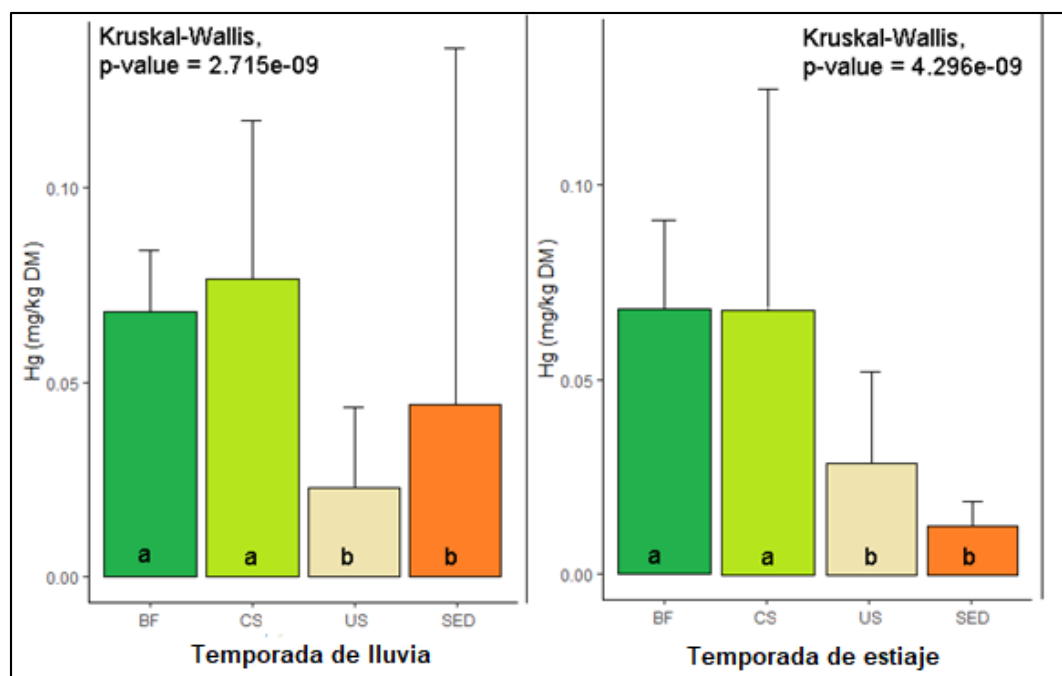


Figura 7: Grafico de barra de los niveles de mercurio en los elementos de paisaje cultural (BF, SC, SD y SED) y en la temporada de lluvias y estiaje.

En otras investigaciones realizados en el departamento de Madre de Dios reportaron niveles similares de mercurio en suelos impactados por la actividad minera aurífera aluvial (Velásquez et al., 2021; Román-Dañobeytia et al., 2021; Velásquez et al., 2020; Mandros, 2019 ; Soto-Benavente et al., 2020). Asimismo, estos resultados es inferior a lo reportado en otras investigaciones por ejemplo, en la Amazonia: como San Martin de Loba con $3.40 \pm 0.36 \mu\text{g/g}$ (Rocha-Román, Olivero-Verbel y Caballero-Gallardo, 2018) y Quinchía con 7.1 mg/kg (Camargo Garcia, Muñoz y Arias Morales, 2015) en Colombia; Venezuela con 0.11 mg/kg (Santos-Francés et al., 2011); Guyana Francesa con $0.09 - 9.22 \mu\text{g g}^{-1}$ (Guedron et al., 2009); Brasil con 10 mg kg^{-1} (de Andrade Lima, Bernardez y Barbosa, 2008).

En Indonesia los suelo de bosque cercanos del área de extracción de oro artesanal obtuvo concentraciones de mercurio que oscila entre 0.11 y 7.0 mg kg^{-1} y en sedimentos oscila 10 y 70 mg kg^{-1} (Tomiyasu et al., 2013);

Kenia en el suelo ($140 \mu\text{g kg}^{-1}$), sedimentos ($430 \mu\text{g kg}^{-1}$) y relaves ($8,900 \mu\text{g kg}^{-1}$) mina (Odumo et al., 2014); China las concentraciones promedio de mercurio es de 9.57 mg kg^{-1} (Chen et al., 2016).

Los niveles bajos de mercurio en suelos perturbados por la minería aurífera aluvial podría estar influenciados por el transporte de suelos profundos a la superficie durante la actividad minera o a los fuertes procesos de lixiviación y erosión de los suelos expuestos en esta zona (Fostier et al., 2000). Por otro lado, los niveles altos de mercurio en suelos con cobertura (SC y BR) se debe que la cobertura vegetal funciona como resorte entre el suelo y medio ambiente entre ellas las condiciones climáticas como el viento, las lluvias y las escorrentías (Mirsal, 2008).

4.2.2. Análisis Multivariado de los niveles de mercurio y las características fisicoquímicas en las muestras de suelo en las unidades de paisaje

La correlación de Spearman con un nivel de significancia de 0.01, demuestra relación considerable del mercurio del suelo y las partículas de limo ($R=0.72$), materia orgánica ($R=0.70$) y Arcilla ($R=0.63$), la variabilidad de los niveles de mercurio (Hg) en los suelos de áreas degradadas por la actividad minera aurífera aluvial se explicaría por dos componentes principales al 83.12% (Figura 8 y tabla 16)

Nuestros resultados muestran correlación positiva entre el Hg con partícula de arcilla ($r=0.63$), Materia orgánica del suelo ($r=0.70$), y una correlación significativa y negativa con el contenido de arena ($R=-0.71$) (Figura 8) son las características del suelo que presentan afinidad con el nivel de mercurio, demuestra que la materia orgánica que ejerce una gran influencia en la retención de Hg. Pero, depende del tipo de materia orgánica.

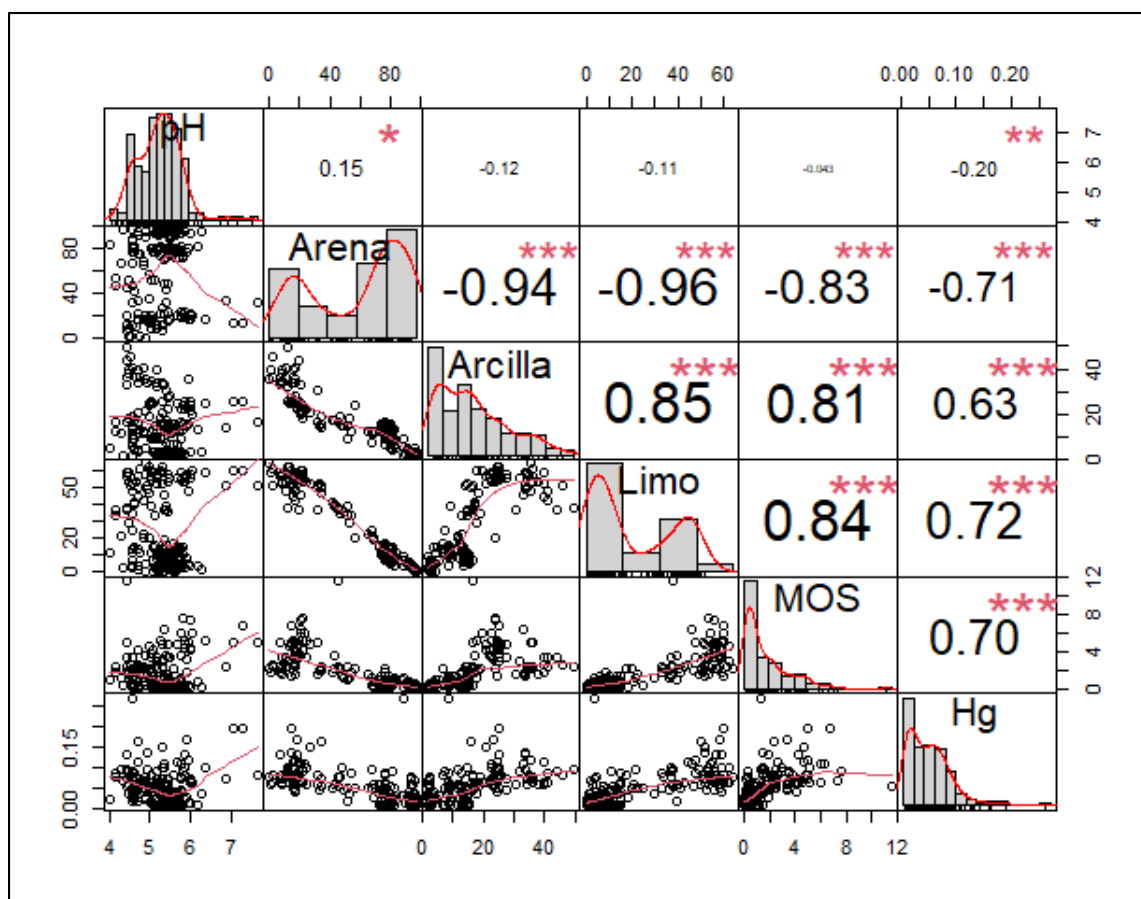


Figura 8: Matriz de correlación de Spearman de los niveles de mercurio y las características fisicoquímicas en suelos impactados y no impactados

Tabla 16: Análisis de componente principales del mercurio y la característica físico y químico de los suelos impactados y no impactados

Detalle	Comp. 1	Comp. 2
Desviación estándar	3.921	1.066
Proporción de varianza	65.351	17.768
Proporción acumulativa	65.351	83.12

Fuente: Elaboración propia

La correlación positiva con la arcilla, muestra la importancia de la arcilla porque los iones metálicos tienden a ser retenidos en las fracciones más finas del suelo, ya que la fracción de arcilla es la fracción más reactiva

debido a su alta superficie específica y a la presencia de minerales secundarios, óxidos de Fe y Al cristalinos o amorfos (Soares et al., 2015). Los suelos cubiertos con regeneración natural (SC) se caracterizan por presentar mayor contenido de arcilla ($18.01 \pm 8.36\%$) mostrando un nivel promedio de mercurio de 0.08 ± 0.04 mg/kg en comparación de 0.02 ± 0.02 Hg mg/kg sitios sin cobertura (SD) donde predomina las partículas de arena (Tabla 15). Este resultado es similar a estudio realizado en Brasil. los niveles de mercurio están influenciados por la textura del suelo. Donde los suelos arcillo presentan mayor contenido promedio de Hg de 0.12 mg/kg en contraste con 0.061 mg/kg para suelos arenosos (Béliveau et al., 2009). Los bajos niveles de mercurio en las partículas de arena se deben que son relativamente menos reactiva (Brady y Weil, 2002) y tienen menos sitios de adsorción (Béliveau et al., 2009). En ese sentido. Las partículas de arcilla muestran mayor importancia en los niveles de mercurio, además juega un papel importante en la unión del mercurio en suelo (Biester et al., 2002).

Con respecto a la materia orgánica. La mayor concentración de Hg de 0.08 ± 0.04 mg/kg MS y materia orgánica de suelo de 2.81 ± 1.94 % se encuentra en los suelos con cobertura natural (SC) y en menor proporción se encuentran en los sitios sin cobertura (SD) (Tabla 15). Lo que se confirma que el mercurio se asocia a suelos ricos en materia orgánica (Beckers y Rinklebe, 2017), en especial los tioles orgánicos (Beckers & Rinklebe, 2017; Dreher & Follmer, 2004). Así mismo, se correlaciona significativamente al contenido de carbono orgánico total en todos los perfiles del suelo (Grangeon et al., 2012). La mayor parte del Hg del suelo está unido a grupos funcionales de la materia orgánica del suelo en una forma oxidada como el Hg (II) y debe reducirse a Hg volátil (0) para que las emisiones se produzcan de acuerdo con estos procesos (Eckley et al., 2015). La solubilidad, movilidad y la toxicidad del mercurio puede afectarse según la unión, la cantidad y el tipo de materia orgánica (Sysalová et al., 2017). especial a los grupos SH que presenta alta afinidad por el metal

(Ravichandran, 2004). Por lo tanto, la materia orgánica juega un papel crítico en la adsorción y transferencia de mercurio de los suelos a ambientes acuáticos (Silveira et al., 2009).

4.2.3. Distribución espacial de los niveles de mercurio del suelo en las unidades de paisaje, sedimentos durante la temporada de lluvias y estiaje.

En la elaboración de los semivariogramas de Hg se han transformados los datos aplicando la raíz cuadrada (Tabla 17). Donde se obtuvo los valores del efecto pepita para ambas temporadas fue 0.00. el rango de intervalo de 74.040 a 120.340 y Sill en 0.004 a 0.949. para la interpolación de los variogramas se ha ajustado a los modelos gaussianos (Figura 9). Nos has permitido mapear el mercurio (Hg) total en toda el área de estudio durante las temporadas de lluvias y estiaje (Figura 10 y 11).

Tabla 17: Características del variograma de los niveles de mercurio en la temporada de lluvia y estiaje

Parámetro	Temporada	Transformación de datos	Modelo	Bines	Nugget (C_0)	Sill ($C_0 + C_1$)	Range
Hg	lluvia	Raíz cuadrada	Gaussiano	87	0	0.949	74.043
	estiaje	Raíz cuadrada	Gaussiano	87	0	0.004	120.340

Fuente: Elaboración propia

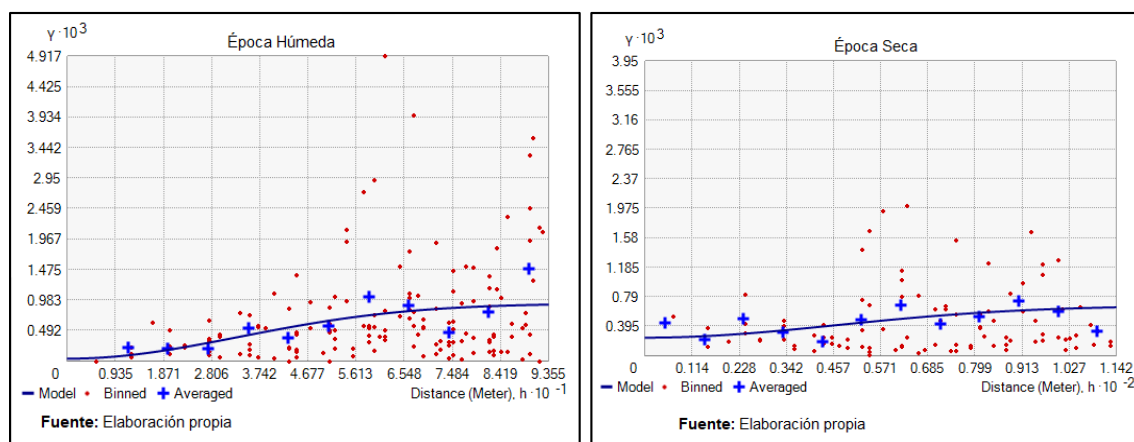


Figura 9: Variograma de Mercurio en la temporada de lluvia y estiaje

Los mapas reflejan la distribución espacial de los niveles mercurio son semejante en ambas temporadas (lluvias y estiaje). En ese sentido, los niveles más altos se encuentran en suelos con vegetación (suelos cubiertos y bosque referencia) y disminuyen en suelos sin cobertura (sustrato descubierto y sedimentos).

Los altos niveles de Hg en los suelos con cobertura, se debe a la capacidad de la vegetación en absorber mediante los estomas el Hg atmosférico (Ericksen et al., 2003 ; Ericksen y Gustin, 2004). Y mediante la caída de la basura (hojarasca) el Hg se incorpora al suelo (Mosbeak, Tjell y Sevel, 1988 ; Tomiyasu, Matsuo y Miyamoto, 2005 ; Wiener et al., 2006 ; Silva-Filho et al., 2006 ; Kono y Tomiyasu, 2009 ; Fostier, Melendez-Perez y Richter, 2015 ; Ericksen et al., 2003). En estudio realizados en la amazonia se han reportado Hg en hojarasca de $49 \pm 14 \text{ mg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (Fostier, Melendez-Perez y Richter, 2015), $43 \pm 15 \text{ mg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (da Silva et al., 2009) y $45 \pm 10 \text{ mg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (Mélières et al., 2003). Además, el Hg depositado en seco en la superficie de las hojas de las plantas se incorpora al suelo por las lluvias (Fostier et al., 2000). La vegetación en crecimiento de la regeneración natural en zonas de mineras está inicialmente libre de Hg y la incorporación de Hg a la nueva vegetación

cada año es una parte dinámica de la piscina terrestre (Smith-Downey, Sunderland y Jacob, 2010).

En cada temporada, se observaron cambios de los niveles de mercurio en el suelo (Figura 10 y 11), lo que muestra que el mercurio podría variar según la estación climática (lluvia y estiaje), vegetación, contenido de materia orgánica y contenido de arcilla. se afirma que la movilidad del mercurio en suelos en bajos niveles está asociada a las condiciones climáticas. vegetación, contenido de materia orgánica y al contenido de arcilla (O'Connor et al., 2019).

Las precipitaciones intensas es uno de los factores que influyen en los cambio en la proporción de fracciones individuales de Hg en suelo (Gębka, Saniewska y Beldowska, 2020) y moviliza mayor cantidad de Hg hacia los ecosistemas acuáticos mediante la escorrentía o la erosión del suelo (Roulet et al., 2001). En el ambiente terrestre, el Hg se mueve con el agua tanto en forma particulada (HgP) como disuelta (HgD) a lo largo de gradientes de energía hidráulica hacia la “puerta de entrada” del agua superficial (Bishop et al., 2020).

Las fuertes precipitaciones pueden movilizar al Hg en suelos con vegetación (Bishop et al., 2020). Además, la movilización de los sedimentos en zonas impactadas por la minería están influenciados por los eventos de escorrentía (Bastos et al., 2006). Incrementando el riesgo de contaminación con mercurio los cuerpos de agua circundantes de régimen lóticos (fluviales) y lenticos (pozas artificiales). La MAPE dentro de la región de Madre de Dios de Perú crea un efecto sinérgico entre la carga de Hg y la lentificación del paisaje al expandir los sistemas que promueven la metilación del Hg inorgánico en MeHg (Gerson et al., 2020).

El MAPE aumenta las entradas de mercurio al ambiente durante el proceso de amalgama, vierte una cantidad variable de mercurio metálico a los ríos y suelos a través del manejo en condiciones de campo difíciles

y por volatilización (Pfeiffer et al., 1993), además. el Hg almacenado en el suelo y la vegetación puede volatilizarse durante la quema de bosques y por lo tanto puede reemitirse a la atmósfera (Melendez-Perez et al., 2014). Según Michelazzo et al., 2010, en la amazonia brasileña se emite anualmente un aproximado de $6,7 \text{ Mg año}^{-1}$ de Hg a la atmosfera.

Los niveles y la movilidad de mercurio en los suelos en la temporada de estiaje está influenciado por la temperatura, radiación solar, las turbulencias y las precipitaciones (Lindberg et al., 1999). Según Zhang, Lindberg, Marsik, & Keeler, (2001) manifiesta que la radiación solar incrementa el flujo del Hg en periodo corto de tiempo (min) por la transferencia directa de la fotoenergía al Hg y periodo largos (Horas) por el incremento de la temperatura del suelo. En ese sentido se libera mercurio en suelo por evaporación por el incremento de la temperaturas (MacSween, Edwards y Howard, 2020 ; Yang et al., 2019), variando en patrones diarios (Rinklebe et al., 2010), debido que el Hg^{+2} se reduce a Hg^0 por efecto de la evaporación y el aumento de la actividad microbiana (Ma et al., 2018). Los suelos arenosos liberan más Hg que los suelos arcillosos (García-Sánchez et al., 2006), en ese sentido y en nuestras condiciones se esperaría mayor liberación de Hg en los suelos impactados (SD).

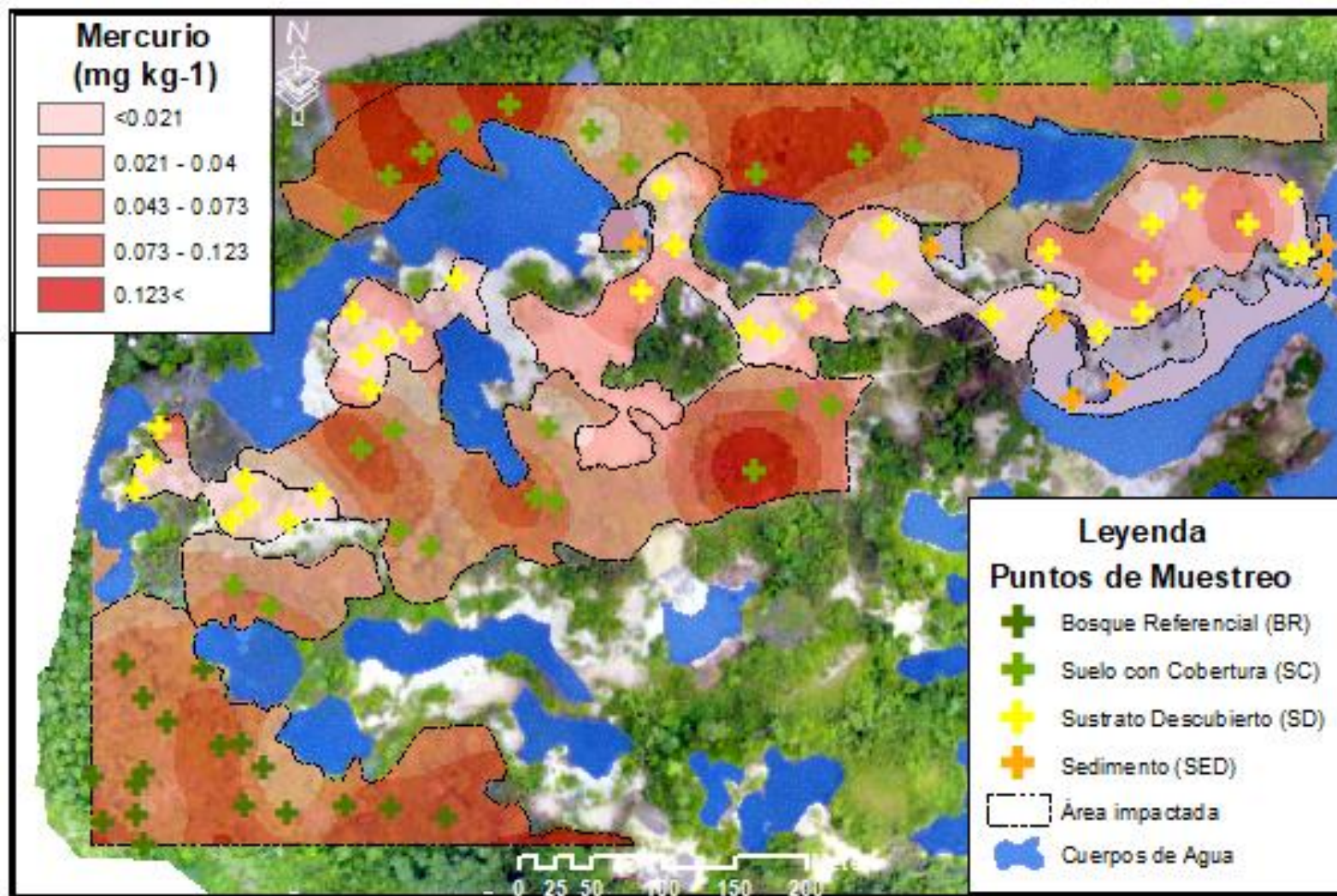


Figura 10: Distribución espacial de las concentraciones de mercurio en la temporada de lluvias

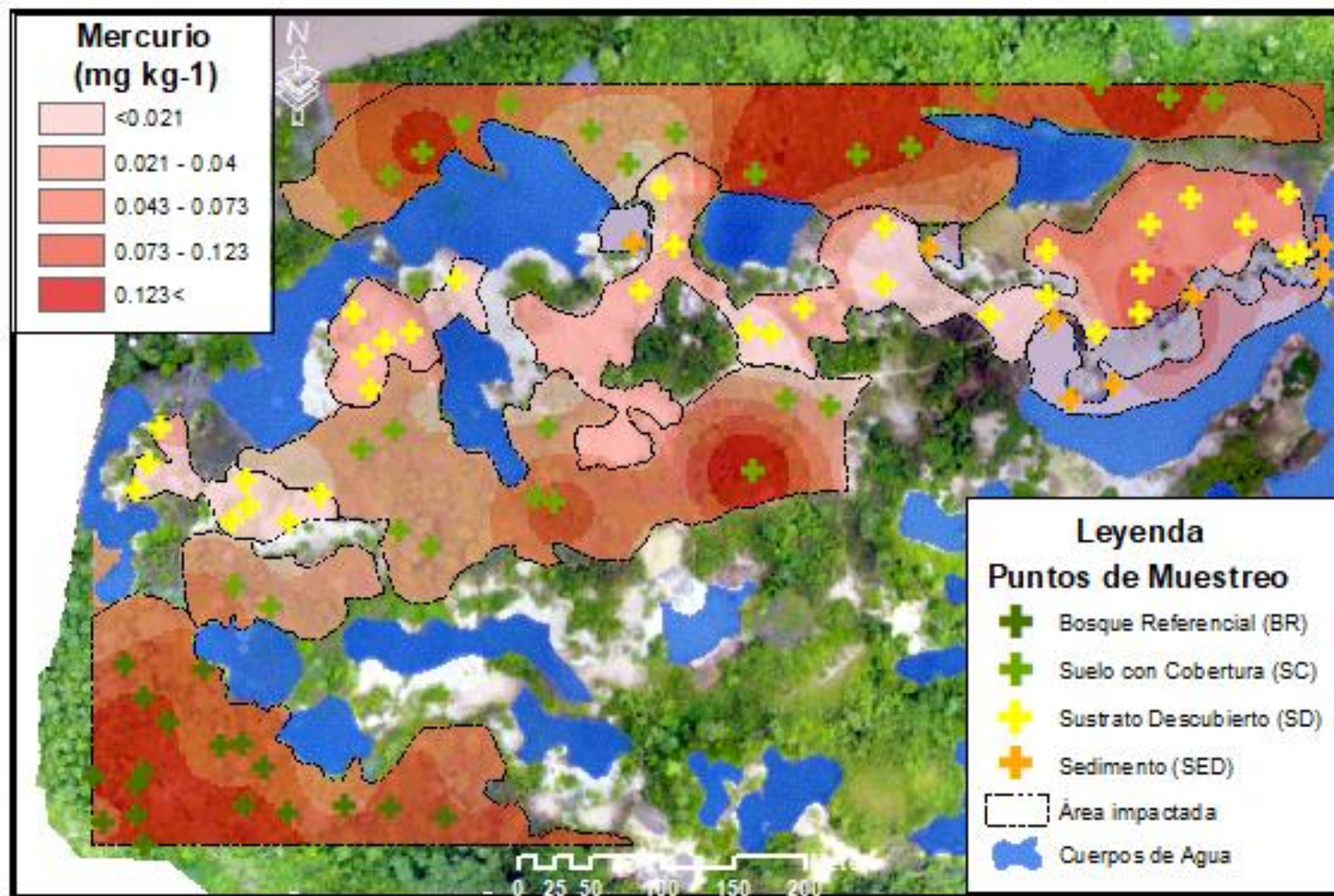


Figura 11: Mapa de distribución de las concentraciones de Mercurio en la temporada de estiaje

CONCLUSIONES

- Los niveles de Hg depositado en los suelos impactados (0.04 mg kg^{-1}) por la minería aurífera aluvial estuvieron por debajo de los límites superiores para uso agrícola según lo estipulado en las normas de calidad ambiental peruanas y canadienses. los niveles de mercurio fueron más altas en los suelos con cobertura vegetal que en los suelos impactados.
- Los niveles de mercurio en los suelos en las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial son muy variables, debido que el mercurio se mueve y acumula, influenciados por la vegetación, contenido de arcilla, materia orgánica y el clima (temporada de lluvia y estiaje), además, las condiciones climáticas disminuyen los niveles de mercurio en los sustratos de descubierto, mientras en los sedimentos se incrementa ligeramente.
- La minería aurífera aluvial impacta fuertemente a la superficie del suelo disminuyendo la materia orgánica (MOS) y partículas de arcilla mientras que las partículas de arena se incrementan.

SUGERENCIAS

- Estudiar a de los niveles de mercurio y la caracterización física y química de los sedimentos de las pozas artificiales productos de la actividad minera para conocer el comportamiento del mercurio y recomendar medidas de remediación.
- Realizar estudio de la distribución espacial de la fertilidad del suelo en áreas impactadas por la minería aurífera aluvial, con la finalidad de tomar decisiones en la rehabilitación de las áreas impactadas
- Realizar estudio de las concentraciones de mercurio a diferentes profundidades (0-5cm; 05-10 cm; 10-20 cm; 20-30 cm) y en diferentes años y épocas, para conocer mejor comportamiento del mercurio.
- Evaluación de la especiación química del mercurio en áreas impactadas por la minería aurífera aluvial

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁLVARES, José;, SOTERO, Víctor;, BRACK E., Antonio; y IPENZA P., César A., *Minería aurífera en madre de dios y contaminación con mercurio* [en línea]. Lima: s.n., 2011. ISBN 9786124581878. Disponible en: <http://bibliotecavirtual.minam.gob.pe/biam/handle/minam/488>.
- ALVAREZ, Nora L. y MITCHELL, T., 2015. Global demand for gold is another threat for tropical forests. *Environmental Research Letters* [en línea], vol. 10, no. 1, pp. 014006. [Consulta: 3 febrero 2018]. ISSN 1748-9326. DOI 10.1088/1748-9326/10/1/014006. Disponible en: <http://stacks.iop.org/1748-9326/10/i=1/a=014006?key=crossref.6ccc347f82912ddd78f8fb396c95da22>.
- APARICIO, Luis Miguel, 2015. *El mercurio en la cuenca del Tambopata. Repercusiones en la salud humana y del ecosistema*. S.l.: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- ARANA, M. y MONTOYA, P., 2017. Reporte de inventario: Estimaciones de referencia del uso y consumo de mercurio en la minería de oro artesanal y de pequeña escala en Perú. . Lima. Peru:
- ASNER, G.P., LLACTAYO, W., TUPAYACHI, R. y LUNA, E.R., 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, no. 46, pp. 18454-18459. ISSN 0027-8424. DOI 10.1073/pnas.1318271110.
- ASNER, Gregory P. y TUPAYACHI, Raul, 2017. Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, vol. 12, no. 9. ISSN 17489326. DOI 10.1088/1748-9326/aa7dab.
- AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA, *Estudio Diagnóstico de la Cuenca Madre de Dios*. Lima - Perú: Ministerio de Agricultura, 2010.
- BANNING, N.C., GRANT, C.D., JONES, D.L. y MURPHY, D. V, 2008. Recovery of soil organic matter, organic matter turnover and nitrogen cycling in a post-mining forest rehabilitation chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry*

[en línea], vol. 40, no. 8, pp. 2021-2031. ISSN 0038-0717. DOI <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.010>. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071708001338>.

BASTOS, Wanderley Rodrigues, GOMES, João Paulo Oliveira, OLIVEIRA, Ronaldo Cavalcante, ALMEIDA, Ronaldo, NASCIMENTO, Elisabete Lourdes, BERNARDI, José Vicente Elias, DE LACERDA, Luiz Drude, DA SILVEIRA, Ene Glória y PFEIFFER, Wolfgang Christian, 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, vol. 368, no. 1, pp. 344-351. ISSN 00489697. DOI 10.1016/j.scitotenv.2005.09.048.

BAUTISTA, C., ETCHEVERS, J., CASTILLO, R... y GUTIÉRREZ, C., 2004. La Calidad del suelo y sus Indicadores. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente* [en línea], vol. 2, no. 13, pp. 1-11. ISSN 1697-2473. Disponible en: <http://www.aeet.org/ecosistemas/042/revision2.htm>.

BECKERS, Felix y RINKLEBE, Jörg, 2017. *Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review*. mayo 2017. S.I.: Taylor and Francis Inc.

BÉLIVEAU, Annie, LUCOTTE, Marc, DAVIDSON, Robert, DO CANTO LOPES, Luis Otávio y PAQUET, Serge, 2009. Early Hg mobility in cultivated tropical soils one year after slash-and-burn of the primary forest, in the Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, vol. 407, no. 15, pp. 4480-4489. ISSN 00489697. DOI 10.1016/j.scitotenv.2009.04.012.

BERMÚDEZ, Mauricio, 2010. Contaminación y turismo sostenible. [en línea]. S.I.: [Consulta: 7 octubre 2018]. Disponible en: <http://galeon.com/mauriciobermudez/contaminacion.pdf>.

BIESTER, H., KILIAN, R., FRANZEN, C., WODA, C., MANGINI, A. y SCHÖLER, H.F., 2002. Elevated mercury accumulation in a peat bog of the Magellanic Moorlands, Chile (53°S) – an anthropogenic signal from the Southern Hemisphere. *Earth and Planetary Science Letters* [en línea], vol. 201, no. 3,

pp. 609-620. ISSN 0012-821X. DOI [https://doi.org/10.1016/S0012-821X\(02\)00734-3](https://doi.org/10.1016/S0012-821X(02)00734-3). Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0012821X02007343>.

BISHOP, Kevin, SHANLEY, James B., RISCASSI, Ami, DE WIT, Heleen A., EKLÖF, Karin, MENG, Bo, MITCHELL, Carl, OSTERWALDER, Stefan, SCHUSTER, Paul F., WEBSTER, Jackson y ZHU, Wei, 2020. Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. [en línea], DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.137647. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137647>.

BRADY, NC y WEIL, RR, *The nature and properties of soils* [en línea]. 13th ed. S.l.: Upper Saddle River, 2002. ISBN 0135133874. Disponible en: <http://lib.ugent.be/catalog/rug01:001813846>.

BURY, Jeffrey, 2004. Livelihoods in transition: Transnational gold mining operations and local change in Cajamarca, Peru. *Geographical Journal*, vol. 170, no. 1, pp. 78-91. ISSN 00167398. DOI 10.1111/j.0016-7398.2004.05042.x.

CABALLERO, Jorge, MESSINGER, Max, ROMÁN, Francisco, ASCORRA, Cesar, FERNANDEZ, Luis E. y SILMAN, Miles, 2018. Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: A 34-year perspective. *Remote Sensing*, vol. 10, no. 12. ISSN 20724292. DOI 10.3390/rs10121903.

CAIZA, Gisela, 2018. Mercurio en el suelo. Contaminación y Remediación. , pp. 20.

CAMARGO GARCIA, Juan Carlos, MUÑOZ, Dein Alberto y ARIAS MORALES, Jeniffer Paola, 2015. Evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos de quebradas en la zona minera de Miraflores, Quinchía, Colombia. *Acta Agronómica* [en línea], vol. 64, no. 2, pp. 165-177. ISSN 2323-0118. DOI 10.15446/acag.v64n2.40639. Disponible en: http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/acta_agronomica/article/view/406

39/50646.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*,

CASTRO, Walter, 2009. Zonificación Ecológica y económica del departamento de Madre de Dios - Geología. *IIAP*, pp. 77.

CATENAZZI, Alessandro, LEHR, Edgar y MAY, Rudolf von, 2013. The amphibians and reptiles of Manu National Park and its buffer zone, Amazon basin and eastern slopes of the Andes, Peru. *Biota Neotropica*, vol. 13, no. 4, pp. 269-283. ISSN 1676-0603. DOI 10.1590/S1676-06032013000400024.

CHEN, Xiaomin, JI, Hongbing, YANG, Wen, ZHU, Baohu y DING, Huaijian, 2016. Speciation and distribution of mercury in soils around gold mines located upstream of Miyun Reservoir, Beijing, China. *Journal of Geochemical Exploration* [en línea], vol. 163, pp. 1-9. ISSN 0375-6742. DOI <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.01.015>. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0375674216300152>.

CLIFFORD, Martin J., 2010. Potential repercussions of a mercury ban on the artisanal and small-scale gold-mining sector: A viewpoint. *International Journal of Environment and Pollution*, vol. 41, no. 3-4, pp. 229-241. ISSN 09574352. DOI 10.1504/IJEP.2010.033233.

CLIFFORD, Martin J., 2017. Assessing releases of mercury from small-scale gold mining sites in Ghana. *Extractive Industries and Society* [en línea], vol. 4, no. 3, pp. 497-505. ISSN 2214790X. DOI 10.1016/j.exis.2017.05.007. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.exis.2017.05.007>.

DA SILVA, Gilmar Silvério, BISINOTI, Márcia Cristina, FADINI, Pedro Sérgio, MAGARELLI, Gabriela, JARDIM, Wilson F. y FOSTIER, Anne Hélène, 2009. Major aspects of the mercury cycle in the Negro river basin, Amazon. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, vol. 20, no. 6, pp. 1127-1134. ISSN

01035053. DOI 10.1590/s0103-50532009000600019.

- DAMONTE, Gerardo, BUENO DE MESQUIZA, Mourik, PACHAS, Victor Hugo, CHAVEZ, Mary luz, FLORES, Adhemir y DE ECHAVE, José, 2013. Small-Scale gold mining and social and environmental conflict in the Peruvian Amazon. *Small-Scale Gold Mining in the Amazon: the cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname* [en línea]. S.l.: s.n., pp. 68-84. ISBN 9789070280185. Disponible en: http://www.cedla.uva.nl/50_publications/pdf/cuadernos/cuad26.pdf#page=15.
- DE ANDRADE LIMA, L.R.P., BERNARDEZ, L.A. y BARBOSA, L.A.D., 2008. Characterization and treatment of artisanal gold mine tailings. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 150, no. 3, pp. 747-753. ISSN 03043894. DOI 10.1016/j.jhazmat.2007.05.028.
- DIRINGER, Sarah E., FEINGOLD, Beth J., ORTIZ, Ernesto J., GALLIS, John A., ARAÚJO-FLORES, Julio M., BERKY, Axel, PAN, William K.Y. y HSU-KIM, Heileen, 2015. River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, vol. 17, no. 2, pp. 478-487. ISSN 20507895. DOI 10.1039/c4em00567h.
- DRISCOLL, Charles T., MASON, Robert P., CHAN, Hing Man, JACOB, Daniel J. y PIRRONE, Nicola, 2013. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, no. 10, pp. 4967-4983. ISSN 0013936X. DOI 10.1021/es305071v.
- ECKLEY, Chris S., BLANCHARD, Pierrette, MCLENNAN, Daniel, MINTZ, Rachel y SEKELA, Mark, 2015. Soil–Air Mercury Flux near a Large Industrial Emission Source before and after Closure (Flin Flon, Manitoba, Canada). *Environmental Science & Technology* [en línea], vol. 49, no. 16, pp. 9750-9757. ISSN 0013-936X. DOI 10.1021/acs.est.5b01995. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01995>.

- ECOBEDO, Roger, 2009. Zonificación ecológica y económica del departamento de Madre de Dios - Fisiografía. *IIAP*. S.l.: s.n., pp. 29.
- ENVIRONMENT AGENCY, *Updated technical background to the CLEA model - Science report SC050021/SR3*. S.l.: s.n., 2009. ISBN 9781844328567.
- ERICKSEN, J.A. y GUSTIN, M.S., 2004. Foliar exchange of mercury as a function of soil and air mercury concentrations. , vol. 324, pp. 271-279. DOI 10.1016/j.scitotenv.2003.10.034.
- ERICKSEN, J.A., GUSTIN, M.S., SCHORRAN, D.E., JOHNSON, D.W., LINDBERG, S.E. y COLEMAN, J.S., 2003. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. , vol. 37, no. 2003, pp. 1613-1622. DOI 10.1016/S1352-2310(03)00008-6.
- ESDAILE, Louisa J. y CHALKER, Justin M., 2018. The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. *Chemistry - A European Journal*, vol. 24, no. 27, pp. 6905-6916. ISSN 15213765. DOI 10.1002/chem.201704840.
- ESPAÑOL, Santiago, 2012. Contaminación con mercurio por la actividad minera. *Biomédica Instituto Nacional de Salud*, vol. 32, no. 3, pp. 2004-2006.
- FOSTIER, Anne Hélène, MELENDEZ-PEREZ, José Javier y RICHTER, Larissa, 2015. Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest. *Environmental Pollution*, vol. 206, pp. 605-610. ISSN 18736424. DOI 10.1016/j.envpol.2015.08.010.
- FOSTIER, FORTI, M.C., GUIMARÃES, J.R.D., MELFI, A.J., BOULET, R., ESPIRITO SANTO, C.M. y KRUG, F.J., 2000. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). *Science of the Total Environment*, vol. 260, no. 1-3, pp. 201-211. ISSN 00489697. DOI 10.1016/S0048-9697(00)00564-7.
- GAONA, Xavier, 2004. El mercurio como contaminante global: Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente. *Tesis*, vol. 0.

- GARCÍA-SÁNCHEZ, A., CONTRERAS, F., ADAMS, M. y SANTOS, F., 2006. Atmospheric mercury emissions from polluted gold mining areas (Venezuela). *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 28, no. 6, pp. 529-540. ISSN 02694042. DOI 10.1007/s10653-006-9049-x.
- GARCÍA GÓMEZ, Ángela Goretty, 2013. Evaluación de la contaminación por vertimiento de mercurio en la zona minera, Pacarní - San Luis departamento del Huila. *Journal of Technology*, vol. 12, no. 1, pp. 91-98.
- GARCIA, Marco Antonio, 2021. *Evaluación del estado de recuperación en áreas degradadas por minería aurífera de seis años, distrito de Huepetuhe, Madre de Dios-Perú*. S.I.: Universidad Macional Amazonica de Madre de Dios.
- GEŹKA, Karolina, SANIEWSKA, Dominika y BEŁDOWSKA, Magdalena, 2020. Mobility of mercury in soil and its transport into the sea. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 8, pp. 8492-8506. ISSN 16147499. DOI 10.1007/s11356-019-06790-8.
- GERSON, Jacqueline R., TOPP, Simon N., VEGA, Claudia M., GARDNER, John R., YANG, Xiao, FERNANDEZ, Luis E., BERNHARDT, Emily S. y PAVELSKY, Tamlin M., 2020. Artificial lake expansion amplifies mercury pollution from gold mining. *Science Advances*, pp. 7. DOI doi.org/10.1126/sciadv.abd4953.
- GILMOUR, Cynthia C., RIEDEL, G.S., EDERINGTON, M.C., BELL, J.T., BENOIT, J.M., GILL, G.A. y STORDAL, M.C., 1998. Methylmercury concentrations and production rates across a trophic gradient in the northern Everglades. *Biogeochemistry*, vol. 40, no. 2-3, pp. 327-345. ISSN 01682563. DOI 10.1023/A:1005972708616.
- GOMEZ, Cynthia, 2012. *Evaluación de escenarios alternativos en sistemas social ecológico afectados por la minería aluvial en Madre de Dios*. S.I.: Tesis Mg. Sc.Ecologia Aplicada. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- GONZALES, Nelly del Carmen, 2014. *Impactos de la minería aurífera aluvial, en el deterioro de la microcuenca del río Huepetuhe; Madre de Dios - Perú*. S.I.:

Universidad Nacional de San Martín.

- GRANGEON, Sylvain, GUÉDRON, Stéphane, ASTA, Juliette, SARRET, Géraldine y CHARLET, Laurent, 2012. Lichen and soil as indicators of an atmospheric mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant (Grenoble, France). *Ecological Indicators*, vol. 13, no. 1, pp. 178-183. ISSN 1470160X. DOI 10.1016/j.ecolind.2011.05.024.
- GREGORIO, Luis, JORGE, Machado, OSPINA, Hernán, ANDREA, Nathalia, FABIÁN, Henao, MARÍN, Darío, GREGORIO, Luis, JORGE, Machado, OSPINA, Hernán, ANDREA, Nathalia, FABIÁN, Henao y MARÍN, Darío, 2010. *Problemática ambiental ocasionada por el mercurio proveniente de la minería aurífera tradicional, en el corregimiento de providencia, antioquia*. S.I.: Universidad de Antioquia.
- GRIGAL, D.F., 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: A review. *Journal of Environmental Quality*, vol. 32, no. 2, pp. 393-405. ISSN 00472425. DOI 10.2134/jeq2003.3930.
- GRIMALDI, Catherine, GRIMALDI, Michel y GUEDRON, Stephane, 2008. Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. *The Science of the total environment*, vol. 401, no. 1-3, pp. 121-129. ISSN 0048-9697 (Print). DOI 10.1016/j.scitotenv.2008.04.001.
- GUEDRON, Stéphane, GRANGEON, Sylvain, LANSON, Bruno y GRIMALDI, Michel, 2009. Mercury speciation in a tropical soil association; Consequence of gold mining on Hg distribution in French Guiana. *Geoderma*, vol. 153, no. 3-4, pp. 331-346. ISSN 00167061. DOI 10.1016/j.geoderma.2009.08.017.
- HERNANDÉZ, Sampieri .., FERNANDEZ, Collado. y BAPTISTA, Lucio, *Metodología de la investigación*. 6ta edició. México D.F.: McGRAW-HILL/Interamericana Editores, S.A. DE C.V, 2014. ISBN 9781456223960.
- HINTELMANN, Holger, HARRIS, Reed, HEYES, Andrew, HURLEY, James P., KELLY, Carol A., KRABBENHOFT, David P., LINDBERG, Steve, RUDD, John W.M., SCOTT, Karen J. y ST. LOUIS, Vincent L., 2002. Reactivity and

Mobility of New and Old Mercury Deposition in a Boreal Forest Ecosystem during the First Year of the METAALICUS Study. *Environmental Science & Technology* [en línea], vol. 36, no. 23, pp. 5034-5040. [Consulta: 22 enero 2020]. ISSN 0013-936X. DOI 10.1021/es025572t. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es025572t>.

HOLDRIDGE, L.R., *Life zone ecology*. Tropical Science Center. San Jose. Costa Rica: s.n., 1967.

INSTITUTO GEOLÓGICO MINERO Y METALURGICO (INGEMMET), 2018. El potencial económico de los recursos minerales y la protección ambiental en la alta cordillera del Perú. [en línea], pp. 43. Disponible en: http://www.ingemmet.gob.pe/documents/73138/860747/CABECERAS_CUENCAS_INGEMMET_11_enero.pdf.

JARA, Caludia, 2007. *Elementos base para la gestion ambiental del mercurio en Chile*. S.I.: Universidad de Chile.

JENNY, H., *Factors of Soil Formation : A System of Quantitative Pedology*. Kindle Edi. S.I.: s.n., 1941.

JUNQUERA, Carlos, 2010. El impacto de la minería aurífera en el Departamento de Madre de Dios (Peru). *Observatorio Medio Ambiental*, vol. 13, pp. 169-202.

KARLEN, D.L., MAUSBACH, M.J., DORAN, J.W., CLINE, R.G., HARRIS, R.F. y SCHUMAN, G.E., 1984. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). ,

KERIN, E.J., GILMOUR, C.C., RODEN, E., SUZUKI, M.T., COATES, J.D. y MASON, R.P., 2006. Mercury methylation by dissimilatory iron-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 72, no. 12, pp. 7919-7921. ISSN 00992240. DOI 10.1128/AEM.01602-06.

KONO, Yuriko y TOMIYASU, Takashi, 2009. Chemosphere Biomonitoring of atmospheric mercury levels with the epiphytic fern *Lepisorus thunbergianus*

- (Polypodiaceae). *Chemosphere* [en línea], vol. 77, no. 10, pp. 1387-1392. ISSN 0045-6535. DOI 10.1016/j.chemosphere.2009.09.017. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.017>.
- LAL, Rattan, 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability (Switzerland)*, vol. 7, no. 5, pp. 5875-5895. ISSN 20711050. DOI 10.3390/su7055875.
- LEIVA G., Manuel A. y MORALES, Sandra, 2013. Environmental assessment of mercury pollution in urban tailings from gold mining. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [en línea], vol. 90, pp. 167-173. ISSN 0147-6513. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.026>. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651312004873>.
- LINDBERG, S.E., ZHANG, H., GUSTIN, M., VETTE, A., MARSIK, F., OWENS, J., CASIMIR, A., EBINGHAUS, R., EDWARDS, G., FITZGERALD, C., KEMP, J., KOCK, H.H., LONDON, J., MAJEWSKI, M., POISSANT, L., PILOTE, M., RASMUSSEN, P., SCHAEDELICH, F., SCHNEEBERGER, D., SOMMAR, J., TURNER, R., WALLSCHLÄGER, D. y XIAO, Z., 1999. Increases in mercury emissions from desert soils in response to rainfall and irrigation. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, vol. 104, no. D17, pp. 21879-21888. ISSN 01480227. DOI 10.1029/1999JD900202.
- MA, Ming, SUN, Tao, DU, Hongxia y WANG, Dingyong, 2018. A two-year study on mercury fluxes from the soil under different vegetation cover in a subtropical region, South China. *Atmosphere*, vol. 9, no. 1. ISSN 20734433. DOI 10.3390/atmos9010030.
- MACSWEEN, K., EDWARDS, G.C. y HOWARD, D.A., 2020. Up-scaling mercury emissions from terrestrial surfaces as a response to sustained temperature increase. *Atmospheric Environment* [en línea], vol. 223, no. November, pp. 117190. ISSN 18732844. DOI 10.1016/j.atmosenv.2019.117190. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117190>.
- MAHBUB, Khandaker Rayhan, BAHAR, Md Mezbaul, LABBATE, Maurizio,

- KRISHNAN, Kannan, ANDREWS, Stuart, NAIDU, Ravi y MEGHARAJ, Mallavarapu, 2017. Bioremediation of mercury: not properly exploited in contaminated soils! *Applied Microbiology and Biotechnology* [en línea], vol. 101, no. 3, pp. 963-976. ISSN 14320614. DOI 10.1007/s00253-016-8079-2. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-016-8079-2>.
- MALHI, Y., PHILLIPS, O.L., LLOYD, J., BAKER, T., WRIGHT, J., ALMEIDA, S., ARROYO, L., FREDERIKSEN, T., GRACE, J., HIGUCHI, N., KILLEEN, T., LAURANCE, W.F., LEAÑO, C., LEWIS, S., MEIR, P., MONTEAGUDO, A., NEILL, D., NÚÑEZ VARGAS, P., PANFIL, S.N., PATIÑO, S., PITMAN, N., QUESADA, C.A., RUDAS-LL., A., SALOMÃO, R., SALESKA, S., SILVA, N., SILVEIRA, M., SOMBROEK, W.G., VALENCIA, R., VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R., VIEIRA, I.C.G. y VINCETI, B., 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*, vol. 13, no. 3, pp. 439-450. ISSN 11009233. DOI 10.1111/j.1654-1103.2002.tb02068.x.
- MANDROS, Pierre André, 2019. *Niveles de mercurio en suelos alterados por la minería ilegal, en la comunidad de San Jacinto, provincia tambopata - Madre de Dios*, . S.l.: Universidad Nacional Federico Villareal.
- MAURICE-BOURGOIN, Laurence, QUIROGA, Irma, GUYOT, Jean Loup y MALM, Olaf, 1999. Mercury pollution in the upper Beni River, Amazonian Basin: Bolivia. *Ambio*, vol. 28, no. 4, pp. 302-306. ISSN 00447447.
- MELLENDEZ-PEREZ, Jose J., FOSTIER, Anne H., CARVALHO, João A., WINDMÖLLER, Claudia C., SANTOS, José C. y CARPI, Anthony, 2014. Soil and biomass mercury emissions during a prescribed fire in the Amazonian rain forest. *Atmospheric Environment*, vol. 96, pp. 415-422. ISSN 18732844. DOI 10.1016/j.atmosenv.2014.06.032.
- MÉLIERES, Marie-Antoinette, POURCHET, M., CHARLES-DOMINIQUE, P. y GAUCHER, P., 2003. Mercury in canopy leaves of French Guiana in remote areas, vol. 311, no. 03, pp. 261-267. DOI 10.1016/S0048-9697(03)00142-6.

- MICHELAZZO, Paula Albernaz Machado, FOSTIER, Anne Hélène, MAGARELLI, Gabriella, SANTOS, José Carlos y DE CARVALHO, João Andrade, 2010. Mercury emissions from forest burning in southern Amazon. *Geophysical Research Letters*, vol. 37, no. 9, pp. 1-5. ISSN 19448007. DOI 10.1029/2009GL042220.
- MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS, 2017. Minería: Gran Motor de Desarrollo Humano. *Boletín Estadístico Minero*. Lima, 2017. pp. 1-64.
- MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS, *Anario minero 2018*. S.l.: s.n., 2019.
- MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS (MINEM), 2017. La industria extractiva y el Desarrollo Humano en las regiones. *Boletín Estadístico Minero*, pp. 1-64.
- MINISTERIO DEL AMBIENTE, 2014. Guía para el muestreo de suelos. *MINAM*, pp. 38.
- MINISTERIO DEL AMBIENTE, 2017. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo. *Diario Oficial Bicentenario El Peruano*, pp. 12-15.
- MIRSAL, Ibrahim A., *Soil Pollution Origin, Monitoring & Remediation*. Second edi. S.l.: s.n., 2008. ISBN 9783540707752.
- MONTERO, José y LARRAZ-IRIBAS, Beatriz, *Introducción a la Geoestadística Lineal*. S.l.: s.n., 2008. ISBN 978-84-9745-347-9.
- MOSBEAK, Hans, TJELL, J.C. y SEVEL, T., 1988. Plant uptake of airborne mercury in background areas. , vol. 17, no. 6, pp. 1227-1236.
- MOSQUERA, Cesar, CHAVEZ, Mary luz, PACHAS, Victor Hugo y MOSCHELLA, Paola, *Estudio diagnóstico de la actividad minera artesanal en Madre de Dios*. S.l.: s.n., 2009.
- O'CONNOR, David, HOU, Deyi, OK, Yong Sik, MULDER, Jan, DUAN, Lei, WU, Qingru, WANG, Shuxiao, TACK, Filip M.G. y RINKLEBE, Jörg, 2019. Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric

flux, and implications for risk management: A critical review. *Environment International* [en línea], vol. 126, no. February, pp. 747-761. ISSN 18736750. DOI 10.1016/j.envint.2019.03.019. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.019>.

OBRIST, Daniel, 2007. Atmospheric mercury pollution due to losses of terrestrial carbon pools? *Biogeochemistry*, vol. 85, no. 2, pp. 119-123. ISSN 01682563. DOI 10.1007/s10533-007-9108-0.

ODUMO, Benjamin Okang', CARBONELL, Gregoria, ANGEYO, Hudson Kalambuka, PATEL, Jayanti Purshottam, TORRIJOS, Manuel y RODRÍGUEZ MARTÍN, José Antonio, 2014. Impact of gold mining associated with mercury contamination in soil, biota sediments and tailings in Kenya. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 21, no. 21, pp. 12426-12435. ISSN 16147499. DOI 10.1007/s11356-014-3190-3.

PALACIOS, Oscar, MOLINA, Oscar, GALLOSO, Armando y REYNA, Carlos, 1996. Geología de los Cuadrangulos de Puerto Luz, Colorado, Laberinto; Puerto maldonado, Quincemil, Masuco; Astillero y Tambopata. *Boletín N° 81*,

PARADELO, R., 2013. Utilización de materiales compostados en la rehabilitación potencial de espacios afectados por residuos mineros y suelos de mina. *Boletín Geológico y Minero*, vol. 124, no. 3, pp. 405-419.

PETERSON, Garry D. y HEEMSKERK, Marieke, 2001. Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon: The case of Suriname. *Environmental Conservation*, vol. 28, no. 2, pp. 117-126. ISSN 03768929. DOI 10.1017/S0376892901000121.

PFEIFFER, W.C., LACERDA, L.D., SALOMONS, W. y MALM, O., 1993. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. *Environmental Reviews*, vol. 1, no. 1, pp. 26-37. ISSN 1181-8700. DOI 10.1139/a93-004.

PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL MEDIO AMBIENTE, 2002. Evaluación mundial sobre el mercurio. *Panorama*, pp. 1-303.

PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL MEDIO AMBIENTE, 2008.

El uso del minería del oro artesanal y en pequeña escala. *Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente* [en línea], pp. 20. Disponible en: [http://www.mesadedialogopermanente.org/Mesa_de_Dialogo_Permanente/Mesa_de_Dialogo_Permanente/documentos_files/MERCURIO EN LA MINERIA DEL ORO MODULO 3.pdf?](http://www.mesadedialogopermanente.org/Mesa_de_Dialogo_Permanente/Mesa_de_Dialogo_Permanente/documentos_files/MERCURIO_EN_LA_MINERIA_DEL_ORO_MODULO_3.pdf?)

PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL MEDIO AMBIENTE,

Análisis del flujo del comercio y revisión de prácticas de manejo ambientalmente racionales de productos conteniendo cadmio, plomo y mercurio en América Latina y el Caribe. S.l.: s.n., 2010.

RAMÍREZ, M. Espinosa, LIMAS, E. Andrade, ORTIZ, P. Rivera y DÍAZ, A.

Romero, 2011. Degradación De Suelos Por Actividades Antrópicas En El Norte De Tamaulipas, México. *Papeles de Geografía*, vol. 2011, no. 53-54, pp. 77-88. ISSN 0213-1781.

RAVICHANDRAN, Mahalingam, 2004. Interactions between mercury and

dissolved organic matter - A review. *Chemosphere*, vol. 55, no. 3, pp. 319-331. ISSN 00456535. DOI 10.1016/j.chemosphere.2003.11.011.

REICHELDT-BRUSHETT, Amanda J., STONE, Jane, HOWE, Pelli, THOMAS,

Bernard, CLARK, Malcolm, MALE, Yusthinus, NANLOHY, Albert y BUTCHER, Paul, 2017. Geochemistry and mercury contamination in receiving environments of artisanal mining wastes and identified concerns for food safety. *Environmental Research* [en línea], vol. 152, pp. 407-418. ISSN 10960953. DOI 10.1016/j.envres.2016.07.007. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.07.007>.

REYES, Yulieth C., VERGARA, Inés, TORRES, Omar E., DÍAZ, Mercedes y

GONZÁLEZ, Edgar E., 2016. Contaminación Por Metales Pesados: Implicaciones En Salud, Ambiente Y Seguridad Alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo* [en línea], vol. 16, no. 2, pp. 66-77. ISSN 2422-4324. DOI 10.19053/1900771X.v16.n2.2016.5447. Disponible en:

http://revistas.uptc.edu.co/index.php/ingenieria_sogamoso/article/view/5447

RINKLEBE, Jörg, DURING, Anja, OVERESCH, Mark, DU LAING, Gijs, WENNRICH, Rainer, STÄRK, Hans Joachim y MOTHE, Sibylle, 2010. Dynamics of mercury fluxes and their controlling factors in large Hg-polluted floodplain areas. *Environmental Pollution*, vol. 158, no. 1, pp. 308-318. ISSN 02697491. DOI 10.1016/j.envpol.2009.07.001.

ROCHA-ROMÁN, Leobardo, OLIVERO-VERBEL, Jesús y CABALLERO-GALLARDO, Karina Rocío, 2018. Impacto de la minería del oro asociado con la contaminación por mercurio en suelo superficial de san martín de loba, sur de bolívar (Colombia). *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, vol. 34, no. 1, pp. 93-102. ISSN 01884999. DOI 10.20937/RICA.2018.34.01.08.

RODRÍGUEZ-EUGENIO, N., MCLAUGHLIN, M. y PENNOCK, D., *La Contaminación Del Suelo: Una Realidad Oculta* [en línea]. Roma: s.n., 2019. ISBN 9789251316399. Disponible en: <http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>.

ROMÁN-DAÑOBEYTIA, Francisco, CABANILLAS, France, LEFEBVRE, David, FARFAN, Jhon, ALFEREZ, Jesús, POLO-VILLANUEVA, Fredy, LLACSAHUANGA, Juana, VEGA, Claudia M., VELASQUEZ, Manuel, CORVERA, Ronald, CONDORI, Edith, ASCORRA, Cesar, FERNANDEZ, Luis E. y SILMAN, Miles R., 2021. Survival and early growth of 51 tropical tree species in areas degraded by artisanal gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering* [en línea], vol. 159, no. December 2019, pp. 106097. ISSN 09258574. DOI 10.1016/j.ecoleng.2020.106097. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106097>.

ROMAN, Francisco, 2014. Recuperación de Áreas Degradadas por minería en Madre de Dios. , pp. 1-2.

ROMÁN, Francisco, HUAYLLANI, Mijail, MICHI, Anggela, IBARRA, Flor, LOAYZA-MURO, Raúl, VÁZQUEZ, Telésforo, RODRÍGUEZ, Liset y

- GARCÍA, Mishari, 2015. Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, vol. 85, no. October 2017, pp. 39-46. ISSN 09258574. DOI 10.1016/j.ecoleng.2015.09.075.
- ROULET, M., LUCOTTE, M., CANUEL, R., FARELLA, N., DE FREITOS GOCH, Y.G., PACHECO PELEJA, J.R., GUIMARÃES, J.R.D., MERGLER, D. y AMORIM, M., 2001. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers, Brazil. *Limnology and Oceanography*, vol. 46, no. 5, pp. 1141-1157. ISSN 00243590. DOI 10.4319/lo.2001.46.5.1141.
- SALOMONS, W., 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 52, no. 1-2, pp. 5-23. ISSN 03756742. DOI 10.1016/0375-6742(94)00039-E.
- SANTOS-FRANCÉS, F., GARCÍA-SÁNCHEZ, A., ALONSO-ROJO, P., CONTRERAS, F. y ADAMS, M., 2011. Distribution and mobility of mercury in soils of a gold mining region, Cuyuni river basin, Venezuela. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 92, no. 4, pp. 1268-1276. [Consulta: 16 octubre 2019]. ISSN 03014797. DOI 10.1016/j.jenvman.2010.12.003. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710004445>.
- SECCATORE, Jacopo, VEIGA, Marcello, ORIGLIASSO, Chiara, MARIN, Tatiane y DE TOMI, Giorgio, 2014. An estimation of the artisanal small-scale production of gold in the world. *Science of The Total Environment* [en línea], vol. 496, pp. 662-667. [Consulta: 28 abril 2020]. ISSN 0048-9697. DOI 10.1016/J.SCITOTENV.2014.05.003. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969714006603?via%3Dihub>.
- SELIN, Noelle E., 2009. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 34, no. 1, pp. 43-63.

ISSN 1543-5938. DOI 10.1146/annurev.environ.051308.084314.

SERVICIO NACIONAL DE METEOROLOGÍA E HIDROLOGÍA DEL PERÚ,
Caracterización hidrológica de la Región de Madre de Dios. S.l.: s.n., 2017.

SERVICIO NACIONAL FORESTAL Y DE FAUNA SILVESTRE (SERFOR), 2017.
NUESTROS BOSQUES EN NÚMEROS. Primer reporte del Inventario Nacional Forestal y de Fauna Silvestre. [en línea], pp. 101. DOI 10.1007/s11042-014-2323-5. Disponible en: [https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/Nuestros Bosques en Numeros.pdf](https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/Nuestros-Bosques-en-Numeros.pdf).

SILVA-FILHO, Emmnoel, MACHADO, Wilson, OLIVEIRA, R., SELLA, Silvia M. y LACERDA, Luiz D., 2006. Mercury deposition through litterfall in an Atlantic Forest at Ilha Grande , Southeast Brazil. , vol. 65, pp. 2477-2484. DOI 10.1016/j.chemosphere.2006.04.053.

SILVEIRA, Juliana M., BARLOW, Jos, KRUSCHE, Alex V., ORWIN, Kate H., BALCH, Jennifer K. y MOUTINHO, Paulo, 2009. Effects of experimental fires on litter decomposition in a seasonally dry Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 25, no. 6, pp. 657-663. ISSN 02664674. DOI 10.1017/S0266467409990150.

SIPPL, Kristin, 2015. Private and civil society governors of mercury pollution from artisanal and small-scale gold mining: A network analytic approach. *The Extractive Industries and Society* [en línea], vol. 2, no. 2, pp. 198-208. [Consulta: 30 julio 2019]. ISSN 2214790X. DOI 10.1016/j.exis.2015.01.008. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214790X15000404>.

SMITH-DOWNEY, Nicole V., SUNDERLAND, Elsie M. y JACOB, Daniel J., 2010. Anthropogenic impacts on global storage and emissions of mercury from terrestrial soils: Insights from a new global model. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 115, no. 3, pp. 1-11. ISSN 01480227. DOI 10.1029/2009JG001124.

SOARES, Liliane Catone, LINHARES, Lucília Alves, EGREJA FILHO, Fernando

Barboza, WINDMOLLER, Cláudia Carvalhinho y YOSHIDA, Maria Irene, 2015. Mercúrio em solos da região sudeste do Brasil sem influência antropogênica e sua correlação com as características químicas e físicas. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, vol. 39, no. 3, pp. 903-914. ISSN 18069657. DOI 10.1590/01000683rbc20140411.

SOIL SCIENCE DIVISION STAFF, 2017. Soil Survey Manual, USDA Handbook 18. , no. 18, pp. 639. ISSN 10711031.

SOTO-BENAVENTE, Margarita, RODRIGUEZ-ACHATA, Liset, OLIVERA, Martha, SANCHEZ, Victor Arostegui, NANO, Cesar Colina y QUISPE, Jorge Garate, 2020. Health risks due to the presence of heavy metals in agricultural products cultivated in areas abandoned by gold mining in the Peruvian Amazon. *Scientia Agropecuaria*, vol. 11, no. 1, pp. 49-59. ISSN 23066741. DOI 10.17268/sci.agropecu.2020.01.06.

SYSALOVÁ, Jiřina, KUČERA, Jan, DRTINOVÁ, Barbora, ČERVENKA, Rostislav, ZVĚŘINA, Ondřej, KOMÁREK, Josef y KAMENÍK, Jan, 2017. Mercury species in formerly contaminated soils and released soil gases. *Science of The Total Environment* [en línea], vol. 584-585, pp. 1032-1039. ISSN 0048-9697. DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.157>. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717301742>.

TELMER, Kevin H. y VEIGA, Marcello M., 2009. Chapter 6: World Emissions of Mercury from Artisanal and Small Scale Gold Mining. *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models*. S.l.: s.n., pp. 1-637. ISBN 9780387939575.

THEIJE, Marjo y HEEMSKERK, Marieke, 2009. Moving Frontiers in the Amazon: Brazilian Small-Scale Gold Miners in Suriname. *European Review of Latin American and Caribbean Studies | Revista Europea de Estudios Latinoamericanos y del Caribe*, vol. 0, no. 87, pp. 5. ISSN 0924-0608. DOI 10.18352/erlacs.9600.

TOMIYASU, Takashi, KONO, Yuriko, KODAMATANI, Hitoshi, HIDAYATI, Nuril y

- RAHAJOE, Joeni Setijo, 2013. The distribution of mercury around the small-scale gold mining area along the Cikaniki river, Bogor, Indonesia. *Environmental Research*, vol. 125, pp. 12-19. ISSN 00139351. DOI 10.1016/j.envres.2013.03.015.
- TOMIYASU, Takashi, MATSUO, Tomonori y MIYAMOTO, Junko, 2005. Low Level Mercury Uptake by Plants from Natural Environments — Mercury Distribution in *Solidago altissima* L. —, vol. 4, pp. 231-238.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2007. Method 7473: Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry. *USEPA* [en línea], no. February, pp. 1-17. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-7473.pdf>.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2012. Reducing Mercury Use in Artisanal and Small-Scale. *United Nations Environmental Policy* [en línea], pp. 76 pages. Disponible en: http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/Documents/A_SGM/Techdoc/UNEP_Tech_Doc_APRIL_2012_120608b_web.pdf.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2018. Global Mercury assessment. *UNEP* [en línea], pp. 270. Disponible en: <http://www.unep.org/gc/gc22/Document/UNEP-GC22-INF3.pdf>.
- UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS), *Mineral Commodity Summaries 2020*. S.l.: s.n., 2020. ISBN 9781411343627.
- VAN ES, Harold, 2017. A New Definition of Soil. *CSA News*, vol. 62, no. 10, pp. 20-21. DOI 10.2134/csa2017.62.1016.
- VEIGA, Marcello M., MAXSON, Peter A. y HYLANDER, Lars D., 2006. Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *Journal of Cleaner Production* [en línea], vol. 14, no. 3-4, pp. 436-447. [Consulta: 14 enero 2020]. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2004.08.010. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652605000752>.

VELÁSQUEZ, Manuel Gabriel, BARRANTES, Juan Antonio Guerrero, THOMAS, Evert, GAMARRA MIRANDA, Luis Alfredo, PILLACA, Martin, TELLO PERAMAS, Lily Denise y BAZÁN TAPIA, Luis Rubén, 2020. Heavy metals in alluvial gold mine spoils in the peruvian amazon. *Catena* [en línea], vol. 189, no. December 2019, pp. 104454. ISSN 03418162. DOI 10.1016/j.catena.2020.104454. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104454>.

VELÁSQUEZ, Manuel Gabriel, VEGA RUIZ, Claudia Maribel, GOMRINGER, Ronald Corvera, PILLACA, Martin, THOMAS, Evert, STEWART, Paul Michael, GAMARRA MIRANDA, Luis Alfredo, DAÑOBEYTIA, Francisco Roman, GUERRERO BARRANTES, Juan Antonio, GUSHIKEN, Midori Chinen, BARDALES, Joel Vasquez, SILMAN, Miles, FERNANDEZ, Luis, ASCORRA, Cesar y TORRES, Dennis del Castillo, 2021. Mercury in soils impacted by alluvial gold mining in the Peruvian Amazon. *Journal of Environmental Management*, vol. 288, pp. 112364. ISSN 10958630. DOI 10.1016/j.jenvman.2021.112364.

VELÁSQUEZ, R.M.G., 2017. *Metales en suelos explotados por la pequeña minería aurífera aluvial en Madre de Dios, Perú*. S.l.: Universidad Nacional Agraria La Molina.

WANG, Jianxu, FENG, Xinbin, ANDERSON, Christopher W.N., XING, Ying y SHANG, Lihai, 2012. Remediation of mercury contaminated sites – A review. *Journal of Hazardous Materials* [en línea], vol. 221-222, pp. 1-18. ISSN 0304-3894. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.035>. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389412004268>.

WEINBERG, Jack, 2014. Introducción a La Contaminación por mercurio para las ONG. , pp. 166.

WHO, 2019. Ten chemicals of major public health concern. *WHO* [en línea], [Consulta: 8 diciembre 2020]. Disponible en: http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/chemicals_phc/en/.

- WIENER, J.G., KNIGHTS, B.C., SANDHEINRICH, M.B., JEREMIASON, J.D., BRIGHAM, M.E., ENGSTROM, D.R., ENGSTROM, D.R., WOODRUFF, L.G., CANNON, W.F. y BALOGH, S.J., 2006. Mercury in Soils , Lakes , and Fish in Voyageurs National Park (Minnesota): Importance of Atmospheric Deposition and Ecosystem Factors. , pp. 6261-6268.
- WORLD GOLD COUNCIL (WGC), 2018. Gold and climate change : An introduction. , pp. 40.
- WORLD GOLD COUNCIL (WGC), 2019. Gold Demand Trends Full year and Q4 2018. *World Gold Council*, no. February, pp. 1-22.
- YANG, Yang, MENG, Linghui, YANAI, Ruth D., MONTESDEOCA, Mario, TEMPLER, Pamela H., ASBJORNSEN, Heidi, RUSTAD, Lindsey E. y DRISCOLL, Charles T., 2019. Climate change may alter mercury fluxes in northern hardwood forests. *Biogeochemistry* [en línea], vol. 146, no. 1. ISSN 1573515X. DOI 10.1007/s10533-019-00605-1. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00605-1>.
- YARTO, Mario, GAVILÁN, Arturo y CASTRO, José, 2004. La contaminación por mercurio en México. *Gaceta ecológica*, vol. 72, pp. 21-34.
- YOUNG, Ian, RENAULT, Sylvie y MARKHAM, John, 2015. Low levels organic amendments improve fertility and plant cover on non-acid generating gold mine tailings. *Ecological Engineering* [en línea], vol. 74, pp. 250-257. ISSN 0925-8574. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.026>. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585741400562X>.
- ZHANG, H., LINDBERG, S.E., MARSIK, F.J. y KEELER, G.J., 2001. Mercury air/surface exchange kinetics of background soils of the Tahquamenon River watershed in the Michigan Upper Peninsula. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 126, no. 1-2, pp. 151-169. ISSN 00496979. DOI 10.1023/A:1005227802306.

ANEXOS

Anexo 1: Matriz de consistencia

Formulación del problema	Objetivos	Hipotesis	Variable	Metodologia	Población
Problema General	Objetivo general:	Hi: Las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial en la Comunidad Nativa de San Jacinto están contaminados por mercurio (Hg) de acuerdo a estándares de calidad ambiental para suelos nacional e internacional.	Variable Independiente	Tipo de estudio	se ha considerado las áreas donde realizaron la actividad minera aurífera aluvial en la comunidad nativa de San Jacinto.
¿Cuál es el grado de contaminación por mercurio (Hg) en zona de influencia de la minería aurífera aluvial, en la comunidad nativa de San Jacinto en la región de Madre de Dios?	Evaluar el grado de contaminación de mercurio (Hg) en zonas de influencia de la minería aurífera aluvial en la Comunidad Nativa de San Jacinto.		Clima (Temporada de lluvia y estiaje)	Descriptivo	
Problemas específicos	Objetivo Específico:		Variable Dependiente	Diseño de estudio	Muestra
¿Cuál es la dinámica espacial del mercurio en temporada de lluvia y estiaje en suelos degradados por la pequeña minería aurífera aluvial en la comunidad nativa de San Jacinto?	Determinar la distribución y variación espacial del mercurio en la temporada de lluvia y estiaje en las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial.	Ho: Las zonas de influencia de la minería aurífera aluvial en la Comunidad Nativa de San Jacinto no están contaminados por mercurio (Hg) de acuerdo a estándares de calidad ambiental para suelos nacional e internacional.	Mercurio	diseño no experimental (observacional) con un enfoque longitudinal o evolutiva de tipo panel, debido que se recolectaron las muestras de suelos dos momentos diferentes (época húmeda y época seca) y a los mismos puntos de muestreo	Se identificó 13 ha de potencial interés para evaluar los niveles de mercurio y características fisicoquímicas en suelos y sedimentos
¿Cómo cambian las características físico y químicas del suelo degradado por la pequeña minería aurífera aluvial?	Determinar las características físicas y químicas en suelo y sedimento en las zonas de influencia por la minería aurífera aluvial				La estratificación del área de estudio o sitios de evaluación se distingue de áreas impactadas como las unidades de paisaje

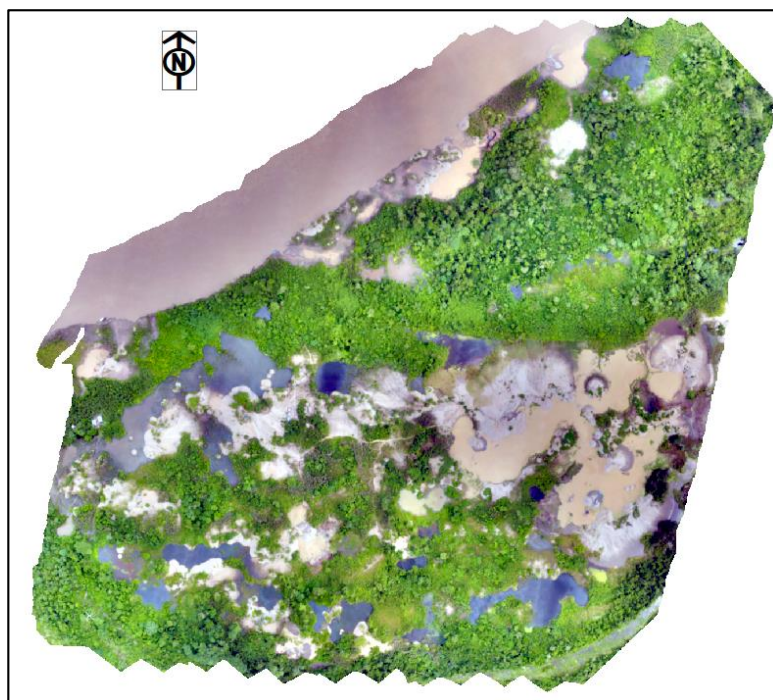
Anexo 2: Ficha de evaluación de muestreo de suelo y sedimentos

Responsable del muestreo						
Supervisor en campo						
Fecha de muestreo					Época de muestreo:	
Código						
Ubicación						
Coordenada UTM						
Altitud (msnm)						
Condiciones climáticas						
Zona de vida						
Napa Freática (cm)						
Material parental	Litología					
	Edad					
Paisaje						
Geoforma y topografía (relieve)						
Pendiente (%)						
Vegetación						
Drenaje						
Permeabilidad						
Erosión	Agente					
	%					
	Grados					
Afloramiento rocoso	%					
	Distancia					
Fragmentos gruesos	%					
	Distancia					
Régimen de temperatura						
Régimen de humedad						
Capacidad de uso mayor (2009)						
Soil Taxonomy (2014)						
Detalles						

Anexo 3: Punto mínimos de muestreo de suelo según el área de potencial interés según la guía de muestreo de suelo.

Área potencial interés (Ha)	Puntos de muestreo en total
0.1	4
0.5	6
1	9
2	15
3	19
4	21
5	23
10	30
15	33
20	36
25	38
30	40
40	42
50	44
100	50

Anexo 4: Orto mosaico del área de estudio en la comunidad nativa de San Jacinto



Anexo 5: Características de los sitios de evaluación



Anexo 1: Resultados de los análisis de las concentraciones de mercurio y las características física y químicas del área de estudio en la temporada de lluvias

Ítem	Este	Norte	Descripción	pH	Arena	Arcilla	Limo	Textura	MOS	Hg (mg/kg)
1	453643	8606292	Suelos con cobertura natural	5.08	76.60	8.60	14.80	Franco Arenoso	0.794	0.06
2	453672	8606288	Suelos con cobertura natural	5.39	32.00	30.60	37.40	Franco Arcilloso	1.530	0.06
3	453619	8606243	Suelos con cobertura natural	4.93	14.60	33.80	51.60	Franco Arcillo Limoso	1.453	0.14
4	453475	8606272	Suelos con cobertura natural	4.87	90.60	4.60	4.80	Arena	0.504	0.03
5	453480	8606221	Suelos con cobertura natural	4.86	68.20	11.40	20.40	Franco Arenoso	0.736	0.06
6	453467	8606224	Suelos con cobertura natural	4.62	76.20	8.60	15.20	Franco Arenoso	1.453	0.08
7	453394	8606190	Suelos con cobertura natural	4.54	76.00	10.60	13.40	Franco Arenoso	1.472	0.04
8	453257	8606162	Suelos con cobertura natural	5.11	52.00	14.60	33.40	Franco Arenoso	2.476	0.05
9	453282	8606147	Suelos con cobertura natural	5.17	80.00	8.60	11.40	Arena Franca	1.065	0.05
10	453345	8606258	Suelos con cobertura natural	5.35	48.00	14.60	37.40	Franco	1.375	0.10
11	453372	8606201	Suelos con cobertura natural	5.42	24.00	22.60	53.40	Franco Limoso	3.406	0.06
12	453369	8606271	Suelos con cobertura natural	4.82	65.20	12.60	22.20	Franco Arenoso	1.530	0.05
13	453566	8606478	Suelos con cobertura natural	5.43	49.20	14.60	36.20	Franco	1.181	0.04
14	453532	8606456	Suelos con cobertura natural	5.12	76.00	8.60	15.40	Franco Arenoso	0.833	0.04
15	453505	8606479	Suelos con cobertura natural	5.48	90.00	2.60	7.40	Arena	0.523	0.01
16	453449	8606497	Suelos con cobertura natural	5.32	27.20	20.60	52.20	Franco Limoso	4.740	0.15
17	453415	8606484	Suelos con cobertura natural	7.64	32.00	16.60	51.40	Franco Limoso	5.031	0.08
18	453389	8606464	Suelos con cobertura natural	5.66	20.00	24.60	55.40	Franco Limoso	4.739	0.11
19	453366	8606448	Suelos con cobertura natural	6.37	16.00	24.60	59.40	Franco Limoso	5.181	0.10
20	453338	8606420	Suelos con cobertura natural	7.27	14.20	25.40	60.40	Franco Limoso	6.773	0.19
21	453621	8606450	Suelos con cobertura natural	5.86	18.20	25.40	56.40	Franco Limoso	4.300	0.13
22	453693	8606463	Suelos con cobertura natural	5.76	23.20	22.60	54.20	Franco Limoso	6.046	0.11
23	453783	8606506	Suelos con cobertura natural	6.00	16.20	25.40	58.40	Franco Limoso	4.370	0.07
24	453730	8606469	Suelos con cobertura natural	5.03	15.20	24.60	60.20	Franco Limoso	1.414	0.08
25	453861	8606512	Suelos con cobertura natural	5.43	15.20	27.40	57.40	Franco Arcillo Limoso	4.736	0.07

26	453909	8606503	Suelos con cobertura natural	4.98	13.20	24.60	62.20	Franco Limoso	4.587	0.06
27	453941	8606502	Suelos con cobertura natural	5.41	43.20	17.40	39.40	Franco	3.568	0.06
28	454001	8606394	Sustrato descubierto	5.97	93.20	3.40	3.40	Arena	0.264	0.01
29	453993	8606436	Sustrato descubierto	5.83	95.20	2.60	2.20	Arena	0.210	0.02
30	453963	8606415	Sustrato descubierto	5.77	93.20	2.60	4.20	Arena	0.319	0.08
31	453993	8606393	Sustrato descubierto	5.66	96.00	2.60	1.40	Arena	0.538	0.01
32	453924	8606432	Sustrato descubierto	5.62	92.00	3.80	4.20	Arena	0.392	0.04
33	453896	8606415	Sustrato descubierto	5.33	96.60	2.60	0.80	Arena	0.192	0.03
34	453891	8606381	Sustrato descubierto	4.33	96.00	1.80	2.20	Arena	0.374	0.07
35	453889	8606353	Sustrato descubierto	4.54	96.00	1.80	2.20	Arena	0.210	0.04
36	453860	8606340	Sustrato descubierto	5.36	96.60	2.60	0.80	Arena	0.301	0.01
37	453824	8606365	Sustrato descubierto	5.50	92.00	2.60	5.40	Arena	0.257	0.01
38	453785	8606351	Sustrato descubierto	5.63	95.20	1.80	3.00	Arena	0.257	0.01
39	453825	8606396	Sustrato descubierto	5.15	95.20	1.80	3.00	Arena	0.220	0.06
40	453711	8606372	Sustrato descubierto	5.23	96.00	3.40	0.60	Arena	0.257	0.01
41	453711	8606412	Sustrato descubierto	5.33	93.20	3.40	3.40	Arena	0.440	0.01
42	453654	8606356	Sustrato descubierto	5.51	92.00	2.60	5.40	Arena	0.367	0.03
43	453633	8606338	Sustrato descubierto	5.62	96.00	3.40	0.60	Arena	0.037	0.02
44	453616	8606341	Sustrato descubierto	5.73	94.00	3.40	2.60	Arena	0.202	0.01
45	453540	8606368	Sustrato descubierto	5.21	93.20	2.60	4.20	Arena	0.293	0.06
46	453564	8606400	Sustrato descubierto	5.30	93.20	2.60	4.20	Arena	0.238	0.02
47	453555	8606440	Sustrato descubierto	5.25	93.20	2.60	4.20	Arena	0.257	0.01
48	453321	8606234	Sustrato descubierto	5.63	93.20	2.60	4.20	Arena	0.440	0.01
49	453295	8606207	Sustrato descubierto	5.62	96.00	2.60	1.40	Arena	0.238	0.01
50	453268	8606218	Sustrato descubierto	5.59	96.00	3.40	0.60	Arena	0.238	0.01
51	453255	8606208	Sustrato descubierto	5.59	94.60	2.60	2.80	Arena	0.293	0.01
52	453266	8606236	Sustrato descubierto	5.58	94.60	2.60	2.80	Arena	0.330	0.01
53	453205	8606272	Sustrato descubierto	5.29	94.00	2.60	3.40	Arena	0.183	0.07

54	453796	8606248	Sustrato descubierto	5.16	94.00	2.60	3.40	Arena	0.238	0.01
55	453188	8606229	Sustrato descubierto	5.17	96.00	2.60	1.40	Arena	0.257	0.01
56	453381	8606339	Sustrato descubierto	5.32	94.00	2.60	3.40	Arena	0.165	0.03
57	453362	8606332	Sustrato descubierto	5.17	96.00	2.60	1.40	Arena	0.110	0.02
58	453347	8606323	Sustrato descubierto	5.28	96.60	2.60	0.80	Arena	0.165	0.02
59	453352	8606300	Sustrato descubierto	5.50	88.60	1.80	9.60	Arena	0.128	0.03
60	453340	8606353	Sustrato descubierto	5.42	96.60	1.80	1.60	Arena	0.037	0.03
61	453412	8606376	Sustrato descubierto	5.61	96.60	1.80	1.60	Arena	0.147	0.01
62	453159	8606030	Bosque Referencial	5.98	20.60	23.80	55.60	Franco Limoso	7.332	0.07
63	453165	8605997	Bosque Referencial	5.82	22.60	23.80	53.60	Franco Limoso	7.630	0.09
64	453189	8606025	Bosque Referencial	6.04	20.60	19.80	59.60	Franco Limoso	6.005	0.06
65	453194	8605983	Bosque Referencial	5.87	18.60	25.80	55.60	Franco Limoso	4.838	0.08
66	453189	8606002	Bosque Referencial	5.48	16.60	27.80	55.60	Franco Arcillo Limoso	3.373	0.04
67	453194	8606033	Bosque Referencial	4.42	45.20	16.60	38.20	Franco	11.570	0.05
68	453211	8606067	Bosque Referencial	6.00	22.00	21.80	56.20	Franco Limoso	4.249	0.06
69	453248	8606051	Bosque Referencial	5.87	24.00	22.60	53.40	Franco Limoso	5.133	0.10
70	453261	8606052	Bosque Referencial	5.76	18.00	22.60	59.40	Franco Limoso	3.666	0.07
71	453235	8606104	Bosque Referencial	4.72	22.60	20.60	56.80	Franco Limoso	4.100	0.06
72	453180	8606107	Bosque Referencial	5.26	22.60	17.80	59.60	Franco Limoso	5.121	0.06
73	453193	8606085	Bosque Referencial	4.87	20.60	21.80	57.60	Franco Limoso	3.515	0.07
74	453276	8606037	Bosque Referencial	5.06	16.60	24.60	58.80	Franco Limoso	4.107	0.04
75	453264	8606009	Bosque Referencial	5.02	20.00	25.40	54.60	Franco Limoso	3.806	0.08
76	453294	8606003	Bosque Referencial	5.04	16.00	25.40	58.60	Franco Limoso	3.386	0.05
77	453335	8606010	Bosque Referencial	4.14	46.00	16.60	37.40	Franco	2.331	0.07
78	453365	8606008	Bosque Referencial	5.56	76.00	6.60	17.40	Franco Arenoso	2.182	0.08
79	453403	8606001	Bosque Referencial	4.16	54.00	12.60	33.40	Franco Arenoso	1.733	0.08
80	454017	8606399	Sedimentos	5.19	96.00	3.40	0.60	Arena	0.218	0.02
81	454032	8606368	Sedimentos	4.55	88.00	8.60	3.40	Arena Franca	1.268	0.27

82	453925	8606369	Sedimentos	5.11	94.00	3.40	2.60	Arena	0.040	0.01
83	453862	8606311	Sedimentos	5.05	96.60	3.40	0.00	Arena	0.139	0.00
84	453847	8606296	Sedimentos	5.05	96.60	3.40	0.00	Arena	0.476	0.01
85	453828	8606351	Sedimentos	5.21	92.20	3.40	4.40	Arena	0.594	0.01
86	453741	8606391	Sedimentos	5.77	94.20	3.40	2.40	Arena	0.218	0.00
87	453536	8606397	Sedimentos	6.27	95.20	3.40	1.40	Arena	0.198	0.04

Anexo 2: Resultados de los análisis de las concentraciones de mercurio y las características física y químicas del área de estudio en la temporada de estiaje

Ítem	Este	Norte	Descripción	pH	Arena	Arcilla	Limo	Textura	MOS	Hg (mg/kg)
1	453643	8606292	Suelos con cobertura natural	5.15	80.6	9.4	10.0	Arena franca	0.34	0.03
2	453672	8606288	Suelos con cobertura natural	5.03	51.4	9.4	39.2	Franco	0.89	0.02
3	453619	8606243	Suelos con cobertura natural	4.41	7.4	33.4	59.2	Franco Arcillo Limoso	1.87	0.13
4	453475	8606272	Suelos con cobertura natural	4.72	95.4	3.4	1.2	Arena	0.26	0.02
5	453480	8606221	Suelos con cobertura natural	4.27	67.4	11.4	21.2	Franco Arenoso	1.36	0.09
6	453467	8606224	Suelos con cobertura natural	4.55	67.4	7.4	25.2	Franco Arenoso	0.47	0.05
7	453394	8606190	Suelos con cobertura natural	4.54	87.4	5.4	7.2	Arena franca	1.06	0.03
8	453257	8606162	Suelos con cobertura natural	4.59	41.4	17.4	41.2	Franco	1.87	0.05
9	453282	8606147	Suelos con cobertura natural	4.03	84.0	4.6	11.4	Arena franca	0.98	0.02
10	453345	8606258	Suelos con cobertura natural	4.54	32.6	14.6	52.8	Franco Limoso	1.96	0.04
11	453372	8606201	Suelos con cobertura natural	4.99	34.6	18.6	46.8	Franco	2.13	0.05
12	453369	8606271	Suelos con cobertura natural	4.90	95.4	4.6	0.0	Arena	0.43	0.02
13	453566	8606478	Suelos con cobertura natural	4.63	80.2	4.8	15.0	Arena franca	0.21	0.02
14	453532	8606456	Suelos con cobertura natural	4.63	81.2	4.0	14.8	Arena franca	0.64	0.03
15	453505	8606479	Suelos con cobertura natural	4.72	92.2	4.0	3.8	Arena	0.74	0.02
16	453449	8606497	Suelos con cobertura natural	4.72	34.2	16.0	49.8	Franco	2.30	0.16
17	453415	8606484	Suelos con cobertura natural	6.85	34.2	14.0	51.8	Franco Limoso	2.46	0.07

18	453389	8606464	Suelos con cobertura natural	5.29	12.2	25.4	62.4	Franco Limoso	2.95	0.10
19	453366	8606448	Suelos con cobertura natural	5.90	18.2	23.4	58.4	Franco Limoso	3.28	0.17
20	453338	8606420	Suelos con cobertura natural	7.05	14.2	25.4	60.4	Franco Limoso	4.92	0.20
21	453621	8606450	Suelos con cobertura natural	5.93	16.6	35.8	47.6	Franco Arcillo Limoso	4.91	0.12
22	453693	8606463	Suelos con cobertura natural	4.94	17.2	33.8	49.0	Franco Arcillo Limoso	1.64	0.10
23	453783	8606506	Suelos con cobertura natural	4.45	8.6	37.8	53.6	Franco Arcillo Limoso	1.64	0.06
24	453730	8606469	Suelos con cobertura natural	4.41	12.6	49.8	37.6	Arcilloso	2.29	0.09
25	453861	8606512	Suelos con cobertura natural	5.02	8.6	34.8	56.6	Franco Arcillo Limoso	2.05	0.08
26	453909	8606503	Suelos con cobertura natural	4.70	16.0	39.8	44.2	Franco Arcillo Limoso	2.46	0.11
27	453941	8606502	Suelos con cobertura natural	4.98	56.2	24.0	19.8	Franco Arenoso	2.29	0.05
28	454001	8606394	Sustrato descubierto	5.36	69.4	12.0	18.6	Franco Arenoso	0.16	0.04
29	453993	8606436	Sustrato descubierto	5.35	76.2	9.4	14.4	Franco Arenoso	0.32	0.06
30	453963	8606415	Sustrato descubierto	5.40	72.6	12.0	15.4	Franco Arenoso	0.61	0.06
31	453993	8606393	Sustrato descubierto	5.39	78.2	14.0	7.8	Franco Arenoso	0.08	0.01
32	453924	8606432	Sustrato descubierto	4.77	75.4	12.8	11.8	Franco Arenoso	0.12	0.04
33	453896	8606415	Sustrato descubierto	5.28	80.2	12.0	7.8	Franco Arenoso	0.48	0.05
34	453891	8606381	Sustrato descubierto	4.68	75.4	11.4	13.2	Franco Arenoso	0.32	0.05
35	453889	8606353	Sustrato descubierto	4.56	81.4	7.4	11.2	Franco Arenoso	0.28	0.12
36	453860	8606340	Sustrato descubierto	5.02	80.2	8.6	11.2	Arena Franca	0.20	0.01
37	453824	8606365	Sustrato descubierto	5.48	80.2	6.6	13.2	Arena Franca	0.40	0.01
38	453785	8606351	Sustrato descubierto	5.66	80.2	6.6	13.2	Arena Franca	0.36	0.01
39	453825	8606396	Sustrato descubierto	5.26	82.2	8.6	9.2	Arena Franca	0.53	0.05
40	453711	8606372	Sustrato descubierto	5.41	79.4	7.4	13.2	Arena Franca	0.52	0.01
41	453711	8606412	Sustrato descubierto	5.56	79.4	6.6	14.0	Arena Franca	0.48	0.01
42	453654	8606356	Sustrato descubierto	5.76	78.2	8.6	13.2	Arena Franca	0.32	0.04
43	453633	8606338	Sustrato descubierto	5.93	79.4	15.4	5.2	Franco Arenoso	0.41	0.01
44	453616	8606341	Sustrato descubierto	5.54	78.6	15.4	6.0	Franco Arenoso	0.40	0.01
45	453540	8606368	Sustrato descubierto	5.45	76.6	15.4	8.0	Franco Arenoso	0.82	0.03

46	453564	8606400	Sustrato descubierto	5.64	78.6	15.4	6.0	Franco Arenoso	1.35	0.03
47	453555	8606440	Sustrato descubierto	5.64	80.6	13.4	6.0	Franco Arenoso	0.52	0.01
48	453321	8606234	Sustrato descubierto	6.16	82.6	13.4	4.0	Franco Arenoso	1.12	0.01
49	453295	8606207	Sustrato descubierto	5.76	82.2	9.4	8.4	Arena Franca	1.12	0.01
50	453268	8606218	Sustrato descubierto	5.82	72.2	13.4	14.4	Franco Arenoso	0.45	0.01
51	453255	8606208	Sustrato descubierto	5.82	74.2	15.4	10.4	Franco Arenoso	0.90	0.01
52	453266	8606236	Sustrato descubierto	5.61	72.2	12.6	15.2	Franco Arenoso	0.30	0.01
53	453205	8606272	Sustrato descubierto	5.47	74.2	14.6	11.2	Franco Arenoso	0.22	0.04
54	453796	8606248	Sustrato descubierto	5.26	74.2	15.4	10.4	Franco Arenoso	1.12	0.01
55	453188	8606229	Sustrato descubierto	5.53	76.2	11.4	12.4	Franco Arenoso	0.75	0.00
56	453381	8606339	Sustrato descubierto	5.73	72.2	13.4	14.4	Franco Arenoso	0.60	0.03
57	453362	8606332	Sustrato descubierto	5.49	77.20	12.10	10.70	Franco Arenoso	0.57	0.03
58	453347	8606323	Sustrato descubierto	5.44	75.4	14.8	9.8	Franco Arenoso	0.75	0.03
59	453352	8606300	Sustrato descubierto	5.88	76.6	14.8	8.6	Franco Arenoso	1.16	0.03
60	453340	8606353	Sustrato descubierto	5.78	76.6	16.8	6.6	Franco Arenoso	0.66	0.04
61	453412	8606376	Sustrato descubierto	5.74	76.6	14.8	8.6	Franco Arenoso	1.00	0.01
62	453159	8606030	Bosque Referencial	4.55	11.4	40.8	47.8	Arcillo Limoso	2.82	0.08
63	453165	8605997	Bosque Referencial	4.82	16.6	40.8	42.6	Arcillo Limoso	2.74	0.06
64	453189	8606025	Bosque Referencial	5.33	21.4	32.8	45.8	Franco Arcilloso	6.23	0.11
65	453194	8605983	Bosque Referencial	4.42	19.4	43.8	36.8	Arcilloso	3.32	0.09
66	453189	8606002	Bosque Referencial	5.17	8.0	40.0	52.0	Arcillo Limoso	3.57	0.06
67	453194	8606033	Bosque Referencial	4.42	7.4	36.0	56.6	Franco Arcillo Limoso	5.07	0.07
68	453211	8606067	Bosque Referencial	5.32	7.4	34.0	58.6	Franco Arcillo Limoso	2.24	0.07
69	453248	8606051	Bosque Referencial	4.74	2.6	36.0	61.4	Franco Arcillo Limoso	2.58	0.06
70	453261	8606052	Bosque Referencial	4.65	10.6	36.0	53.4	Franco Arcillo Limoso	2.41	0.08
71	453235	8606104	Bosque Referencial	5.14	8.6	34.0	57.4	Franco Arcillo Limoso	2.24	0.07
72	453180	8606107	Bosque Referencial	4.71	16.0	34.0	50.0	Franco Arcillo Limoso	2.27	0.06
73	453193	8606085	Bosque Referencial	5.17	12.0	32.0	56.0	Franco Arcillo Limoso	2.92	0.09

74	453276	8606037	Bosque Referencial	4.49	1.4	39.8	58.8	Franco Arcillo Limoso	1.78	0.06
75	453264	8606009	Bosque Referencial	4.87	0.0	35.8	64.2	Franco Arcillo Limoso	2.27	0.08
76	453294	8606003	Bosque Referencial	4.53	2.6	45.8	51.6	Arcillo Limoso	2.60	0.08
77	453335	8606010	Bosque Referencial	4.48	52.6	17.8	29.6	Franco Arenoso	1.30	0.03
78	453365	8606008	Bosque Referencial	4.59	46.6	19.2	34.2	Franco	2.19	0.08
79	453403	8606001	Bosque Referencial	4.59	42.6	17.2	40.2	Franco	2.19	0.05
80	454017	8606399	Sedimentos	5.50	79.4	13.2	7.4	Franco Arenoso	0.69	0.04
81	454032	8606368	Sedimentos	4.57	79.4	13.2	7.4	Franco Arenoso	0.41	0.03
82	453925	8606369	Sedimentos	5.16	78.2	13.2	8.6	Franco Arenoso	0.32	0.05
83	453862	8606311	Sedimentos	5.07	79.4	13.2	7.4	Franco Arenoso	0.20	0.01
84	453847	8606296	Sedimentos	5.31	75.4	15.2	9.4	Franco Arenoso	0.41	0.01
85	453828	8606351	Sedimentos	5.60	77.4	15.2	7.4	Franco Arenoso	0.49	0.00
86	453741	8606391	Sedimentos	5.54	76.6	13.2	10.2	Franco Arenoso	0.24	0.01
87	453536	8606397	Sedimentos	5.46	76.6	13.2	10.2	Franco Arenoso	0.93	0.01